



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE
HIDALGO**

**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS
Y FORESTALES**

MAESTRIA INSTITUCIONAL EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**DAÑO POR DESCORTEZADORES EN UN GRADIENTE
ALTITUDINAL EN LOS BOSQUES DE NUEVO SAN JUAN
PARANGARICUTIRO MICHOACÁN**

TESIS

Que como requisito para obtener el grado de
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Presenta:

BIOL. AZUCENA RUBÍN AGUIRRE

DIRECTOR

DR. CUAUHTÉMOC SÁENZ ROMERO

Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales
de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

CO-DIRECTORA

DRA. EK DEL VAL DE GORTARI

Centro de Investigaciones en Ecosistemas,

UNAM, Campus Morelia

Morelia, Mich. Abril del 2013



**INSTITUTO DE
INVESTIGACIONES
AGROPECUARIAS
Y FORESTALES**

AGRADECIMIENTOS

Al Fondo Mixto CONACyT-Michoacán (FOMIX 2009-127128), de la Coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH.

Felipe Aguilar, Manuel Echeverría y Felipe López, de la Dirección Técnica Forestal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, por su ayuda en la instalación y protección de las trampas de insectos.

Mi eterno agradecimiento a la Dra. Ek del Val de Gortari por haberme apoyado en todo momento, por su paciencia, correcciones, comentarios y por aportarme sus conocimientos, mi respeto y admiración.

Al Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero por permitirme formar parte de su proyecto y gracias por la confianza que me brindo.

Al Dr. Adolfo Arturo Del Rio Mora por ayudarme en las identificaciones de los insectos, comentario y correcciones de la tesis.

Al M. en C. Carlos Tena Morelos y Dr. Roberto Lindig Cisneros por sus aportaciones, comentarios y correcciones en el manuscrito.

Al M. en C. Rodolfo Campos Bolaños de la Universidad Autónoma de Chapingo por recibirme en su universidad y brindarme su apoyo, su aportación fue muy valiosa.

Al Laboratorio de Ecología de Interacciones bióticas del Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, campus Morelia, por brindarme un espacio para trabajar y dejar que formara parte de su equipo de trabajo.

Mi infinito agradecimiento a mi familia por su apoyo incondicional en esta nueva etapa de mi vida y estar siempre conmigo. Mi madre Ernestina Aguirre Bahena, hermana María del Rosario Rubín Aguirre, hermano Sergio Rubín Aguirre, Cuñada Vanessa Delgado Vera, Sobrina Nancy Rubín Delgado y sobrino Alexis Rubín Delgado los quiero mucho.

Especialmente a Carlos Alberto Acosta Gómez, siendo una pieza elemental.

A todos los que me ayudaron en campo (Esperanza, Rafa, Sandra, Jorge, Juan Pablo, Edith, Yisus, Iraís, Omar) fue muy importante su ayuda.

A mis amigos que estuvieron siempre conmigo.

También a los que se me haya olvidado mencionar y formaron parte de esta etapa.

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| 1. RESUMEN..... | 1 |
| 2. ABSTRACT..... | 2 |
| 3. INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| 4. ANTECEDENTES | 5 |
| 4.1. Descripción de los descortezadores | 5 |
| 4.2. Atracción de los descortezadores con diferentes feromonas..... | 5 |
| 4.3. Daño de los descortezadores..... | 7 |
| 4.4. Factores abióticos (temperatura y humedad) en relación a la abundancia de los descortezadores..... | 10 |
| 5. OBJETIVOS | 13 |
| 5.1. Objetivo general | 13 |
| 5.2. Objetivos particulares | 13 |
| 6. HIPÓTESIS..... | 14 |
| 7. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO..... | 15 |
| 7.1. Localización | 15 |
| 7.2. Orografía..... | 15 |
| 7.3. Geología | 16 |
| 7.4. Geomorfología | 16 |
| 7.5. Suelo | 16 |
| 7.6. Clima | 17 |
| 7.7. Hidrología | 17 |
| 7.8. Tipos de vegetación y composición florística | 18 |
| 8. MATERIALES Y METODOS | 19 |
| 8.1. Trabajo de campo..... | 19 |
| 8.2. Análisis estadísticos | 23 |
| 9. RESULTADOS..... | 26 |
| 9.1. Diversidad..... | 26 |
| 9.2. Composición y abundancia | 29 |
| 9.3. Condiciones ambientales..... | 37 |
| 9.4. Caracterización vegetal de los sitios de estudio | 44 |
| 9.5. Condiciones del arbolado en los diferentes sitios..... | 46 |
| 10. DISCUSIÓN..... | 49 |
| 10.1. Diversidad de escarabajos descortezadores a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP | 49 |

| | | |
|-------|--|----|
| 10.2. | Diversidad de escarabajos descortezadores a través del tiempo en los bosques de CINSJP | 50 |
| 10.3. | Estimadores de riqueza e índices de diversidad..... | 52 |
| 10.4. | Especies más abundantes a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP | 54 |
| 10.5. | Temperatura y humedad a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP | 54 |
| 10.6. | Relación de la abundancia de descortezadores con la temperatura y humedad en los bosques de CINSJP | 55 |
| 10.7. | Daño por descortezadores en cuatro especies de pinos en los bosques de CINSJP | 56 |
| 11. | CONCLUSIONES | 59 |
| 12. | LITERATURA CITADA | 60 |
| 13. | ANEXOS | 72 |
| | Anexo 1 | 72 |
| | Anexo 2 | 76 |
| | Anexo 3 | 77 |
| | Anexo 4 | 80 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Gradiente de temperatura en el desarrollo biológico de insectos..... | 11 |
| Cuadro 2. Datos de temperatura media y precipitación mensual de la estación El Durazno, Michoacán..... | 17 |
| Cuadro 3. Riqueza de especies, estimadores de riqueza e índices de diversidad obtenidos para cada rango altitudinal estudiado durante el periodo 2011-2012. | 29 |
| Cuadro 4. Presencia de las especies de Scolytidae en las diferentes fechas muestreadas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 32 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Ubicación de Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 15 |
| Figura 2. Ubicación de los sitios de estudios en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 20 |
| Figura 3. Mapa de la colocación de las trampas Lindgren en los sitio de estudio en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 21 |
| Figura 4. Trampa Lindgren de 12 embudos colgada en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 21 |
| Figura 5. Método diseñado por Naciones Unidas y la Comisión de la Unión Europea para evaluaciones fitosanitarias..... | 22 |
| Figura 6.- a) Riqueza de Scolytidae en un gradiente altitudinal, b) fechas de colecta y c) interacción de la altitud con las fechas de colecta en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 27 |
| Figura 7.- Curva de acumulación de especies con la riqueza de especies observadas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 28 |
| Figura 8.- a) Abundancia de Scolytidae en un gradiente altitudinal, b) fechas de colecta y c) interacción de la altitud con las fechas de colectas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro | 31 |
| Figura 9.- Abundancia de descortezadores secundarios más abundantes en un gradiente altitudinal de Nuevo San Juan Parangaricutiro. a) <i>Hylastes fulgidus</i> , b) <i>Hylastes gracilis</i> , c) <i>Hylastes tenuis</i> , d) <i>Ganthotrichus sulcatus</i> , e) <i>Hylurgops planirostris</i> , f) <i>Ips mexicanus</i> , g) <i>Ips grandicollis</i> y h) <i>Xyleborus affinis</i> | 36 |

| | |
|---|----|
| Figura 10.- a) Temperatura máxima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 38 |
| Figura 11.- a) Temperatura mínima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 40 |
| Figura 12.- a) Humedad máxima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro | 41 |
| Figura 13.- a) Humedad mínima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 42 |
| Figura 14.- Relación entre temperatura máxima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 43 |
| Figura 15.- Relación entre humedad mínima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro | 43 |
| Figura 16.- Relación entre temperatura mínima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 44 |
| Figura 17.- Relación entre humedad máxima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 44 |
| Figura 18.- Proporción de árboles dañados por categoría de daño por especie en un gradiente altitudinal en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. a) Densidad de árboles dañados por altitud, b) Densidad de árboles dañados por especie del pino y c) Interacción de la altitud con la especie de pino..... | 45 |
| Figura 19. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2200 msnm en los bosques de la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro..... | 46 |

Figura 20. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2400 msnm en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.....47

Figura 21. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2600 msnm en los bosques la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.....47

Figura 22. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2750 msnm en los bosques Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.....48

Figura 23. Categoría de la planta (brinzal, regeneración y <15 cm de diámetro) en un gradiente altitudinal de los bosques la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.....77

Figura 24. Índice de calidad de sitio en un gradiente altitudinal de los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.....79

1. RESUMEN

La Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP), Michoacán depende económicamente del manejo sustentable de sus bosques. Recientemente los comuneros han visto un incremento en la afectación de sus bosques por insectos descortezadores, por lo que es necesario hacer estudios sobre las causas del aumento del daño en los árboles por descortezadores. Este proyecto planteó llevar a cabo el monitoreo de descortezadores sobre el género *Pinus* y observar indirectamente los daños por escarabajos descortezadores en un gradiente altitudinal, para tener un panorama a nivel regional de los daños, así como evaluar su posible relación con la temperatura y precipitación. El objetivo general de este estudio fue evaluar la diversidad de escarabajos descortezadores en un gradiente altitudinal y su efecto en los bosques de CINSJP. En septiembre del 2011 se colocaron 32 trampas tipo Lindgren a 2200, 2400, 2600 y 2750 msnm, en cada trampa se colocó atrayente para descortezadores (α -pineno y aguarrás). Aproximadamente cada tres semanas se colectaron los insectos capturados para posteriormente ser identificados; también se midieron las condiciones ambientales (temperatura y humedad) a cada altitud. En época de secas se realizó una caracterización fitosanitaria de los sitios. A lo largo del estudio se encontraron 19 especies de descortezadores secundarios. Se obtuvo una mayor abundancia y riqueza de especies de descortezadores en la altitud de 2200 msnm, particularmente en las primeras fechas de colecta en comparación con las otras altitudes (2400, 2600 y 2750 msnm, $p < 0.05$). La temperatura máxima, temperatura mínima y la humedad máxima fueron mayores en altitudes menores mientras la humedad mínima fue menor a mayor altitud. Hubo una relación positiva significativa de la temperatura máxima con la abundancia de los descortezadores. La media de pinos dañados por descortezadores fue mayor a 2200 msnm y la especie más dañada fue *Pinuspseudostrobus*. Por lo tanto, el aumento de la temperatura que puede ser atribuido al cambio climático, podría ser la causa del incremento del daño de los descortezadores en las especies de pinos más susceptibles en CINSJP.

Palabras Clave: Cambio climático, *Pinuspseudostrobus*, descortezadores, gradiente altitudinal.

2. ABSTRACT

The Indigenous Community of Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP), Michoacán depends on the sustainable management of their forests. Recently an increment on bark beetle insect damage has been observed therefore it is necessary to investigate the causes of such increase in tree damage. This project studied bark beetle populations and insect damage upon *Pinus* trees in an altitudinal gradient to obtain a panoramic on the damage at a regional level, and also the consequences of the temperature increase and the diminished precipitation on insect damage upon trees. The general objective of this study was to determine the impact of the climatic factor on bark beetles populations and the damage that they inflict upon *Pinus* trees at CINSJP forests. In September 2011, 32 Lindgren traps were hanged at 2200, 2400, 2600 y 2750 m.a.s.l. In each trap α -Pinene and turpentine were added as bark beetle attractants. Approximately every three weeks throughout a year, the captured insects were collected and identified in the laboratory. Abiotic site conditions were also measured (temperature and humidity) at every altitude at regular time intervals. In the dry season a phytosanitary characterization was conducted in each site. Throughout the study, 19 bark beetle species were recorded, all considered as secondary pests. Bark beetles showed higher species richness and abundance at the lowest altitude (2200 m.a.s.l.) particularly at the first collection dates compared to other altitudes (2400, 2600 and 2750 m.a.s.l.; $p < 0.05$). The maximum temperature, minimum temperature, and maximum humidity were higher at low altitudes while the lowest humidity was higher at high altitudes. There was a significant positive relation between the maximum temperature and the abundance in the bark beetles. The mean damaged pines by bark beetles was greater at 2200 m.a.s.l. and the most damaged species was *Pinuspseudostrobus*. The increase in temperature that may be related with climate change, appears to be related with the increase in damage by the bark beetles on susceptible species of *Pinus* at CINSJP.

Key words: Climatic change, *Pinuspseudostrobus*, bark beetles, altitudinal gradient.

3. INTRODUCCIÓN

México es un país megadiverso (Gómez-Pompa y Dirzo 1995, Gómez-Anaya *et al.* 2011), no sólo por presentar muchas especies biológicas sino porque alberga una variedad muy amplia de ecosistemas (Gómez-Pompa y Dirzo 1995). Uno de los ecosistemas con mayor riqueza florística en México (aproximadamente 24% del número total de especies) son los bosques de pino-encino (Sosa y Dávila 1994). Cabe mencionar que los bosques de pino-encino de México, destacan por su alta diversidad, comparados con bosques similares a nivel mundial (Mittermier y Goettsch 1992, Farjon 1997).

Los bosques de coníferas de México presentan varios géneros de plantas leñosas entre los que destaca *Pinus*. En el mundo, existen más de cien especies de pinos, todas originarias del hemisferio norte. México cuenta con 38 de las 65 especies que se distribuyen en Norteamérica y Centroamérica (Farjon 1997), por lo que se considera como el centro de distribución del género (FAO, 2003).

Uno de los estados con mayor riqueza forestal en el país es Michoacán. Este estado ocupa el tercer lugar a nivel nacional en la producción de madera, con un millón de metros cúbicos por año, el sexto lugar en existencias maderables y además tiene el primer lugar en la producción de resina, con 35 mil toneladas al año (Sáenz-Romero 2005).

Por otro lado, el cambio climático es uno de los factores más importantes que está afectando la abundancia y distribución de especies en todo el planeta; siendo algunos ecosistemas más vulnerables que otros. En particular, para los bosques templados de México se ha proyectado que sufrirán graves consecuencias debido al aumento de temperatura en sus zonas más bajas (Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 1998). Dada esta coyuntura, es probable que las especies se vean más perjudicadas y sufran un mayor estrés en los límites inferiores de su distribución (tanto altitudinal como latitudinal), puesto que los límites de sus rangos de tolerancia ambiental se verán sobrepasados (González *et al.* 2003, Mátyás 2010). Como consecuencia de este estrés ambiental, es muy factible que las plantas en los límites de distribución se vean también más

vulnerables al ataque de los enemigos naturales, como son herbívoros y patógenos, que pueden convertirse en serias plagas (FAO 2009).

Las plagas forestales son definidas como el incremento poblacional de un organismo (insectos u otros animales), que afecta valores ecológicos, económicos o sociales asociados a los bosques. El concepto se sustenta sobre una base económica vinculada a las pérdidas y su designación obedece a criterios antropocéntricos referidos a la utilización de los recursos (Schowalter 1995). El daño causado por las plagas puede ser referido a distintos niveles, desde árboles individuales o partes del árbol, hasta rodales o ecosistemas. Esto implica que la destrucción o pérdida puede afectar tanto a módulos u organismos (conos, semillas, hojas, ramas o fustes) como a ejemplares completos y muchas de estas plagas pueden afectar negativamente la productividad de los pinos (Quesne 2002, Mazzey y Masiuk 2007).

Existen muchas plagas forestales que atacan los bosques a nivel mundial, una de las más importantes son los insectos descortezadores. Recientemente se ha reportado que la incidencia de los escarabajos descortezadores ha aumentado en los últimos años y ha causado grandes pérdidas tanto económicas como ecológicas en los bosques de coníferas de todo el mundo (Flechtmann 1999, Díaz-Núñez *et al.* 2006, Moreno *et al.* 2008, FAO 2009, Marini *et al.* 2011, Mehr *et al.* 2012). En la actualidad se han realizado muchos estudios de mecanismos de control natural (FAO 2009), atracciones de los insectos con feromonas y las posibles causas que han provocado el aumento de sus poblaciones. Pero en México se tienen muy pocos estudios de los descortezadores, particularmente en el estado de Michoacán, por lo tanto es importante realizar investigación sobre la abundancia, diversidad y distribución de los descortezadores en el estado, por ser considerado como uno de los estados con mayor riqueza forestal.

4. ANTECEDENTES

4.1. Descripción de los descortezadores

Los descortezadores pertenecen a la familia Scolytidae (algunos autores la consideran subfamilia; Wood, 1982, Rodríguez-Ortega *et al.* 2010, Kendra *et al.* 2011, Pulgarín 2012), las especies de esta familia pueden vivir en diferentes partes del árbol, siendo algunas barrenadoras de árboles vivos o recién cortados, otras atacan conos o semillas de coníferas y otras raíces de los pinos (Cibrián *et al.* 2000). Su distribución se extiende desde Canadá hasta Nicaragua (Aguilar y Hernández 2008). Este grupo de insectos en general causa grandes pérdidas en los bosques por sus hábitos de vida. Las hembras entran a la corteza de los pinos por un agujero perforado por ellas, para posteriormente hacer galerías dentro del árbol alimentándose del floema. Una vez adentro, liberan feromonas para atraer al macho y realizar la cópula (Hopkins 1909, Domínguez-Sánchez *et al.* 2008, Schiebe *et al.* 2012). Posteriormente la hembra pone varios huevecillos (en Guatemala se ha reportado que ponen de 70 a 125 huevecillos) en las galerías que se convertirán en larvas. Una vez llegada la madurez, los adultos emergen para ir en busca de otra planta hospedera (Hopkins 1909).

Existen descortezadores primarios y secundarios, considerando descortezadores primarios aquellas especies que son capaces de atacar, colonizar y matar a árboles sanos (Rodríguez 2009, Williams *et al.* 2009), mientras que los descortezadores secundarios son aquellas especies que atacan árboles moribundos, muertos o débiles o que penetran al árbol después del ataque de los descortezadores primarios (Flechtmann 1999, López y Toledo 2005, Rodríguez 2009, Williams *et al.* 2009). En algunas ocasiones los descortezadores secundarios pueden convertirse en primarios como *Ips calligraphus* en el bosque de la Primavera, Jalisco (Del Río com. pers. 2013).

4.2. Atracción de los descortezadores con diferentes feromonas.

Los descortezadores han desarrollado sistemas de comunicación química mediado por feromonas que promueven la agregación de individuos, lo que les permite colonizar y evitar la defensa de los árboles (Domínguez-Sánchez *et al.* 2008). Las feromonas se clasifican de acuerdo a la acción que ejercen sobre el organismo de interés; éstas se pueden referir a feromonas de alarma, de

agregación, de seguimiento y sexual. Las feromonas de alarma son usadas por los insectos para defensa. Las feromonas de agregación las utilizan para llamar a otros miembros a un sitio apropiado para alimentación o para albergue. La feromona de seguimiento es aquella en donde miembros de la misma especie dejan un rastro químico detectable para los otros miembros de su especie para que puedan localizar los sitios de alimentación. Las feromonas sexuales sirven para atraer el sexo opuesto y juegan un papel importante en la cópula de los insectos, estas son de particular interés en el estudio de insectos plagas (Rodríguez 2009, Del Rio y Petrovitch, 2011). Dada la acción que tienen sobre los insectos, algunas feromonas se han utilizado para atraer a los descortezadores (Díaz-Núñez *et al.* 2006, Rodríguez 2009). Cada especie de insecto descortezador tiene un sistema específico o componente químico de comportamiento para ser atraído (Del Rio y Petrovitch, 2011). Por mencionar algunas feromonas que atraen a especies en particular se tiene que la exo-brevicomina combinada con cis y trans-verbenol y mircelo o 3-careno es atrayente para *Dendroctonus ponderosae*, la frontalina y exo-brevicomina combinada con mircelo (feromona) atraen a *D. brevicomis*. En el caso de *D. valens* solo es atraído por los compuestos de los hospedantes, sin embargo existe un atrayente comercial que es una mezcla de α -pineno, β -pineno y 3-careno para atraer a esa especie (Díaz-Núñez *et al.* 2006, Rodríguez 2009), mientras que en China se ha reportado que *D. valens* es atraído por β -pineno y careno (Fetting 2007). En el occidente de USA *Dendroctonus valens* es atraído por α -pineno, β -pineno y 3-careno (Gandhi *et al.* 2009). En el parque Nacional Barranca de Cupatitzio y Nuevo San Juan Parangaricutiro es atraído *Dendroctonus mexicanus* con frontalina y α pineno (Vázquez *et al.* 2007).

También se han realizado estudios con diferentes feromonas para conocer la eficiencia de cada una y las especies que atraen las diferentes feromonas. En un área natural protegida de Aguascalientes se colocaron trampas con cuatro atrayentes (frontalina+ α -pineno, frontalina+ α -pineno + (+), Verbenona, frontalina+ α -pineno + (-) y Verbenona), siendo la frontalina con α -pineno los que capturaron más descortezadores (Díaz-Núñez *et al.* 2006), particularmente *D. frontalis* (López y Toledo 2005, Díaz-Núñez *et al.* 2006, Hofstetter *et al.* 2012). En el Parque Nacional Lagunas de Montebello Chiapas, se colocaron atrayentes de

frontalina, ipsenol, ipsdienol para atrapar los descortezadores, el atrayente que atrajo mas insectos fue frontalina (14.5%), seguido de ipsenol (13.2%) e ipsdienol (13%), siendo *D. frontalis* atraído principalmente por frontalina, el género *Ips* por el ipsenol y el ipsdienol (Domínguez-Sánchez *et al.* 2008). En el bosque Nacional Eldorado en California, Estados Unidos se colocaron 6 atrayentes para atraer a *D. valens*: 1) trementina roja (RTB; (-) – β -pineno, (+) -3-careno y (+) - α -pineno), 2) RTB + ipsenol, ipsdienol y cis-verbenol, 3) RTB + verbenona, 4) RTB +verbenona + verbenona50 y 6) RTB + cis-verbenol + verbenona50. El atrayente que más atrajo a *D. valens* fue la trementina roja (Fetting 2007). En el estado de Jalisco determinaron el efecto de frontalina, brevicomina e ipinus y la frontalina fue quien más *D. adjunctus* atrajo (Rodríguez 2009). En el noroeste de Ohio, USA utilizaron tres tratamiento para atraer a los descortezadores: 1) etanol 2) etanol y α -pineno y 3) Ipsdienol, methylbutenol y cis-verbenol, siendo el tratamiento 2 el que atrajo más insectos y estos fueron *Xylosandrus germanus*, *Dryocoetes autographus*, *Gnathotrichus materiarius* e *Ips grandicollis*, esta última especie mencionada también es atraída por α -pineno en Ontario, Canadá y Wisconsin (Gandhi *et al.* 2010).

Por otro lado existen feromonas y compuestos volátiles de los arboles sirven para interrumpir el ataque de los descortezadores como es la verberona que actúa como antiagregante (Flechtmann 1999, Díaz-Núñez *et al.* 2006, Sullivan 2007, Fetting 2007) para *D. valens* (Díaz-Núñez *et al.* 2006, Fetting 2007), *D. brevicomis* (Díaz-Núñez *et al.* 2006, Rodríguez 2009), *D. ponderosae*, *D. frontalis*, *D. adjunctus*, *Ips pini* e *Ips latidens* (Díaz-Núñez *et al.* 2006), en caso de ipsdienol es antiagregativo para *D. brevicomis* (Rodríguez 2009).

4.3. Daño de los descortezadores.

Los descortezadores han causado en los últimos años grandes pérdidas en casi todos los bosques templados del mundo y se han realizado estudios detallados para ubicar los puntos donde se han incrementado las poblaciones de los descortezadores convirtiéndose en serias plagas forestales. A nivel mundial se han reportado brotes de los descortezadores en el occidente de Norte América, Columbia Británica, Canadá (Fetting 2007, FAO 2009, Hofstetter *et al.* 2012, Amin *et al.* 2012), en el occidente de Estados Unidos (Negron y Popp 2004, Williams *et*

al. 2009, Rodríguez 2009, Hofstetter *et al.* 2012, Griffin y Turner 2012), y otras partes de este país como: Arizona (Hayes *et al.* 2008, Williams *et al.* 2009, Rodríguez 2009, Hofstetter *et al.* 2012), en el estado de Colorado (Negrón y Popp 2004), el parque nacional de Yellowstone (Griffin y Turner 2012), Texas, Mississippi (Moreno *et al.* 2008), California (Owen *et al.* 2005, Tran *et al.* 2007), Florida (Miller y Crowe 2011), Georgia (Flechtmann 1999, Rodríguez 2009). También en el sur oriental de Suecia (Schiebe *et al.* 2012), sur-oriente de Alemania (Mehr *et al.* 2012), Eurasia (Schiebe *et al.* 2012), China (Fetting 2007), Turquía del noreste, Francia central, el Reino Unido, Siberia, Japón, Suiza, Rumania, Yugoslavia, Noruega, Alaska y Canadá (Rodríguez 2009), Tennessee, Kentucky, Delaware, Maryland, Virginia, Nueva Jersey y Ohio (Tran *et al.* 2007), Nueva Segovia, Nicaragua (Jiménez *et al.* 2005, López y Toledo 2005, Casimiro-Soriguer 2007), centro oriente y occidente de Honduras (Rivera 2007). A nivel nacional se han reportado brotes en el Distrito Federal, Zoquiapan, Puebla (González-Medina *et al.* 2010), Estado de México (Rodríguez 2009, González-Medina *et al.* 2010), Chiapas (Moreno *et al.* 2008), Colima, Coahuila, Chihuahua (Rodríguez 2009) y Michoacán (Reyes 2005, Vázquez *et al.* 2007).

Se tienen registros de las especies de pinos atacado en los diferentes lugares como *Pinus ponderosa* en Arizona (Hayes *et al.* 2008, Williams *et al.* 2009, Rodríguez 2009, Hofstetter *et al.* 2012), California (Hofstetter *et al.* 2012), Norte América (Fetting 2007), *Pinus contorta* en el occidente de Norte América, British Columbia, Canadá (FAO 2009, Amin *et al.* 2012), Colorado y Estados Unidos (Negrón y Popp 2004), en Yellowstone en Estados Unidos (Griffin y Turner 2012), noroeste de Estados Unidos (Hofstetter *et al.* 2012), *Pseudotsuga menziesii* en Estados Unidos (Griffin y Turner 2012), *Picea abies* en Columbia Británica Canadá (Hofstetter *et al.* 2012) y Eurasia (Schiebe *et al.* 2012) y *Pinus tabulaeformis* en China (Fetting 2007), así mismo los pinos específicos que son atacados por las diferentes especies de descortezadores como *Pinus contorta* por *Dendroctonus ponderosae* (FAO 2009, Amin *et al.* 2012) e *Ips pini* (Schiebe *et al.* 2012, Griffin y Turner 2012) y *D. pseudotsuga* (Griffin y Turner 2012), *Pinus ponderosa* por *Dendroctonus* e *Ips* (Schiebe *et al.* 2012), particularmente *D. valens*, *I. paraconfusus* y *D. brevicornis* (Fetting 2007), *Pseudotsuga menziesii* por *D. pseudotsuga* y *D. ponderosae* (Griffin y Turner 2012), *Picea abies* por *D.*

rufipennis, *I. tridense* *I. typographus*(Schiebe *et al.* 2012) y *Pinus tabuliformis*por *D. valens* (Fetting 2007).

También se tienen registros de las especies encontradas en diferentes lugares del mundo como *Dendroctonus ponderosae* en el occidente de Norte América, Columbia Británica, Canadá (FAO 2009, Amin *et al.* 2012), en Estados Unidos en Colorado (Negron y Popp 2004), Yellowstone (Griffin y Turner 2012), la región noroeste (Hofstetter *et al.* 2012) y California (Owen *et al.* 2005). *D. pseudotsuga* en Yellowstone en Estados Unidos (Griffin y Turner 2012), *Ips pini* en el noroeste de Estados Unidos, *D. rufipennis* en Columbia Británica Canadá, *Ips tridense* en British Columbia Canadá, *I. paraconfusus* y *D. brevicornis* en California, *Pityogenes chalcographus*(Hofstetter *et al.* 2012), *I. typographus* en Europa (Hofstetter *et al.* 2012), sur-oriente de Alemania (Mehr *et al.* 2012), *D. valens* en Norte América, China (Fetting 2007) y California (Owen *et al.* 2005), *D. frontalis* en Texas, Mississippi (Moreno *et al.* 2008), Carolina del Norte, Tennessee, Kentucky, Delaware, Maryland, Virginia, Nueva Jersey y Ohio (Tran *et al.* 2007), Nueva Segovia, Nicaragua (Jiménez *et al.* 2005, López y Toledo 2005, Casimiro-Soriguer 2007), centro oriente y occidente de Honduras (Rivera 2007), Chiapas (Moreno *et al.* 2008) y Michoacán (Reyes 2005), *D. adjunctus* en Estado de México, Colima, Coahuila, Chihuahua (Rodríguez 2009), *Dendroctonus mexicanus* en Michoacán(Reyes 2005, Vázquez *et al.* 2007), *Dendroctonus spp.*, *Dendroctonus brevicornis*, *Hylurgops subcostulatus* e *Hylastes macer* en California (Owen *et al.* 2005), *Dendroctonus approximatus*(Casimiro-Soriguer 2007), *Ips calligraphus*, *Ips grandicollis* (Casimiro-Soriguer 2007, Romero y Soto 2008) e *Ips lencoteii* en Nueva Segovia, Nicaragua (Romero y Soto 2008), *Ips bonaseai*, *Hylurgops longipennis*, *Gnathotrichus sulcatus*, *Ips integer*, *Dendroctonus adjunctus*, *Pityophthorus*, *Gnathotrichus nitidifrons*, *Hylurgops planirostris*, *Gnathotrichus deleoni* e *Ips mexicanus* en el Ajusco, Distrito Federal, *Ips bonaseai*, *Dendroctonus adjunctus*, *Pityophthorus*, *Gnathotrichus nitidifrons*, *Hylurgops planirostris*, *Gnathotrichus deleoni*, *Ips mexicanus*, *Gnathotrichus sulcatus* y *Dendroctonus approximatus* en Zoquiapan, Puebla y Estado de México (González-Medina *et al.* 2010), *Dendroctonus frontalis*, *Dendroctonus terebrans*, *Ips calligraphus*, *Ips grandicollis*, *Orthotomicus caelatus*, *Hylastes porculus*, *Hylastes salebrosus*, *Hylastes tenuis*, *Hypothenemus miles*, *Gnathotrichus*

materiarius, *Monarthrum fasciatum*, *Pityophthorus confusus*, *Pityophthorus pulicariusmann*, *Xyleborinus gracilis*, *Xyleborinus saxesen*, *Xyleborus affinis*, *Xyleborus atratus*, *Xyleborus celsus*, *Xyleborus ferrugineus*, *Xyleborus pubescens* Georgia (Flechtmann 1999) y *Dendroctonus terebrans*, *Hylastes salebrosus*, *Hylastes tenuis*, *Ips grandicollis* y *Xyleborus sppen* Florida (Millery Crowe 2011).

En algunos casos se tienen registros claros de la especificidad de los descortezadores sobre las especie de pino así como el lugar del mundo donde son atacados, por ejemplo en *Pinus contorta* por *Dendroctonus ponderosae* en el occidente de Norte América, Columbia Británica, Canadá (FAO 2009, Amin *et al.* 2012), Colorado y Estados Unidos (Negron y Popp 2004), por *D. pseudotsuga* en Yellowstone en Estados Unidos (Griffin y Turner 2012) y por *Ips pini* y *D. ponderosae* en el noroeste de Estados Unidos (Hofstetter *et al.* 2012), *Pinus ponderosae* es atacado por *D. pseudotsuga* y *D. ponderosae* en Yellowstone en Estados Unidos (Griffin y Turner 2012), Norte América y Arizona (Hofstetter *et al.* 2012), y por *D. valens* en Norte América (Fetting 2007), *Pinus tabuliformis* por *D. valens* en China (Fetting 2007) y *Picea abies* por *I. typographus* en Eurasia (Schiebe *et al.* 2012) y por *D. rufipennis* e *Ips tridens* en British Columbia Canadá (Hofstetter *et al.* 2012).

4.4. Factores abióticos (temperatura y humedad) en relación a la abundancia de los descortezadores.

La abundancia de los descortezadores depende de las condiciones abióticas que se encuentran presentes en el ambiente (López y Toledo 2005, FAO 2009), como condiciones del suelo y sequías prolongadas (Del Rio y Petrovitch 2011), éstas tienen influencia en el desarrollo, reproducción y supervivencia de los insectos (FAO 2009, López y Toledo 2005) y en particular los escolítidos tienen un gradiente de temperatura específico para su desarrollo (Cuadro 1) (Charraras 1962 en Del Rio y Petrovitch 2011). En general se considera que las altas temperaturas aceleran el crecimiento de las poblaciones de los descortezadores (Tykarski 2006, Lester e Irwin 2012) y las temperaturas bajas retardan el desarrollo de los insectos (Tykarski 2006). Con respecto a la humedad, una alta humedad en el ambiente puede aumentar la susceptibilidad al ataque de hongos

patógenos (FAO 2009) mientras que en humedades bajas se disminuye su alimentación (Dajoz 2001), por lo que el exceso o deficiencia de humedad no produce la muerte inmediata de los insectos (López y Toledo 2005).

Cuadro1. Gradiente de temperatura en el desarrollo biológico de insectos (Charraras 1962 en Del Rio y Petrovitch, 2011).

| La influencia del clima sobre los insectos como factor abiótico de importancia biológica: | |
|---|----------------------|
| Muerto por frio | De -15 °C a -10 °C |
| Entorpecimiento por el frio (invernación) | De -10 °C a + 5 °C |
| Comienzo de la actividad | De + 5 °C a + 9 °C |
| Actividad normal (sin agregamiento) | De + 10 °C a + 15 °C |
| Agregación | De + 16 °C a + 18 °C |
| Zona de temperatura de actividad optima | De + 18 °C a + 29 °C |
| Zona de hiperactividad | De + 30 °C a + 40 °C |
| Entorpecimiento por calor | De + 40 °C a + 49 °C |
| Zona letal superior | De + 40 °C a + 49 °C |

En tiempos recientes se tienen registros de que el clima ha cambiado. Se considera que la temperatura de la superficie terrestre aumentó 0.74 grados Celsius (°C) durante el siglo pasado, esto con lleva una menor humedad, ya que se producen mayores pérdidas de agua por evaporación y evapotranspiración, por lo tanto los árboles son estresados por el incremento de la temperatura y la disminución de la humedad, lo que provoca un aumento de la vulnerabilidad de enemigos naturales (FAO 2009).

Algunos estudios han reportado que la expansión de las poblaciones de los descortezadores se debe a los factores abióticos (Logan *et al.* 2003, FAO 2009, Bentz *et al.* 2010, Amin *et al.* 2012). Por ejemplo, después de los daños causados por el Huracán Mitch de 1998 los bosques de pinos centroamericanos han sido infestados por descortezadores, principalmente por *Dendroctonus frontalis* en asociación con otras especies de *Dendroctonus* y barrenadores. Las temperaturas elevadas han aumentado el radio de presencia de descortezadores en Estados Unidos. También *Dendroctonus ponderosa* ha aumentado en las montañas canadienses (FAO 2009). En el occidente de Arizona en *Pinus ponderosa* ha presentado un incremento brotes de descortezadores por causa de la sequía y

condiciones ambientales que interactúan en el bosque (Williams *et al.* 2009), en las provincias de Columbia Británica y Alberta se ha incrementado el rango (tanto altitudinal y latitudinal) de poblaciones de *Dendroctonus ponderosae* debido al aumento de temperatura en el último siglo (Lester e Irwin 2012).

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Determinar la diversidad de especies de escarabajos descortezadores (Coleoptera: Scolytidae) y el daño que ocasionan sobre los pinos a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán.

5.2. Objetivos particulares

1.- Conocer la riqueza y abundancia de escarabajos descortezadores (Coleoptera: Scolytidae) a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán.

2.- Determinar la relación de temperatura y humedad del ambiente con respecto a la abundancia de escarabajos descortezadores (Coleoptera: Scolytidae) a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán

3.- Determinar el daño por descortezadores sobre los pinos a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán.

6. HIPÓTESIS

Dado que los árboles de los bosques templados se ven afectados por el cambio climático, particularmente en los límites inferiores de la distribución altitudinal de cada especie, la infestación por descortezadores en las poblaciones de árboles en los límites inferiores de cada especie será mayor en comparación con las poblaciones de mayor altitud. El incremento de la temperatura y decremento de la precipitación, influenciarán la expansión de las poblaciones de los descortezadores en los bosques de la CINSJP.

7. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

7.1. Localización

La comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro se encuentra entre los paralelos 19° 21' 00" y 19° 34' 45" de latitud norte y los meridianos 102° 08' 15" y 102° 17' 30" de longitud oeste (Fig.1); tiene una superficie de 18,138.33 ha, donde los bosques representan el 78% del municipio (Gómez-Romero 2006). Se localiza en el estado de Michoacán, a 10 Km al occidente de Uruapan, en el extremo suroccidental de la Meseta Purépecha. Su límite meridional está en contacto con la transición fisiográfica a la depresión del Balsas, con altitudes aproximadas de 1800 msnm. Las cotas mayores se encuentran en el centro y suroccidente y son de 3000 m en el cerro Prieto y faldas del cerro Tancítaro, respectivamente. La porción suroccidental está constituida por las laderas de pie del monte de Tancítaro, de casi 4000 msnm, principal elevación del estado de Michoacán (Alejandre-Melena 2004).

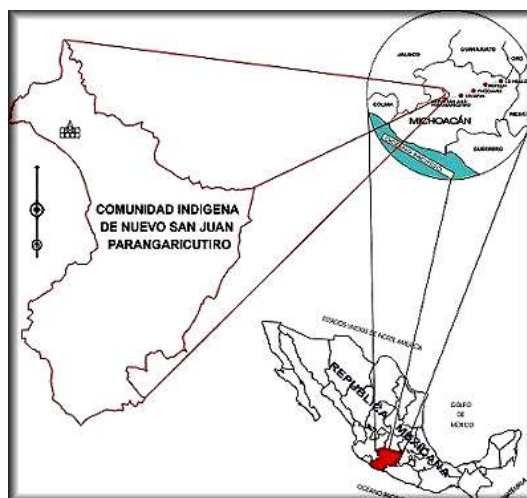


Figura 1. Ubicación de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (Tomado de Gómez-Romero 2006).

7.2. Orografía

Topográficamente, la zona de estudio es un terreno accidentado con pendientes de 5% al 30%. Las elevaciones más altas se encuentran hacia el centro-sur del área; del oeste al este corresponden a los cerros: La Laguna con 3200 msnm y la Chimenea con 3000 msnm (ambos con prolongación del cerro Tancítaro); el cerro Prieto con 3040 msnm, el cerro Parío 2910 msnm y el cerro de San Nicolás con

2900 msnm; las elevaciones secundarias presentan altitudes que varían de 2800 a 2500 msnm, distribuidas principalmente en el norte; las partes más bajas se sitúan al sur con una altitud de 1800 a 1900 m las barrancas se originan en las laderas del Tancítaro y se localizan al sur del territorio comunal (Alejandre-Melena 2004).

7.3. Geología

El área de estudio está situada en el Eje Neovolcánico Transversal, que es de las cadenas montañosas más jóvenes del país y su origen data de los periodos plioceno, pleistoceno, holoceno y reciente (Alejandre-Melena 2004). Actualmente, 50% de los terrenos están cubiertos por espesores variables de cenizas o derrames basálticos conocidos como malpaís, resultado de las emisiones del volcán Parícutín, localizado pocos kilómetros del límite occidental, que estuvo en actividad a mediados del siglo XX. Las principales rocas son ígneas extrusivas del tipo basáltico y andesítico, así como sus correspondientes tobas (Gómez-Romero 2006).

7.4. Geomorfología

Los rasgos y patrones de distribución del relieve presentan tres grandes unidades claramente diferenciadas: a) zona alta seminivelada, b) dentro del núcleo del Eje Neovolcánico y c) zona también nivelada y marginal convergencia hacia el bajío con respecto a Nuevo San Juan Parangaricutiro (Alejandre-Melena 2004).

7.5. Suelo

Bocco *et al.*(1998), identificaron cuatro tipos de suelo: andosol mólico y háplico; regosol en sus subdivisiones vítrico y eútrico sobre andosoles; los leptosoles líticos se encuentran sobre derrames lávicos del Parícutín, y leptosoles andimólicos y líticos, asociados con andosoles mólicos y por último los fluvisoles vítricos y eútricos sobre planicies acumulativas. Los suelos se forman de manera residual a partir de cenizas volcánicas, que son producto de las erupciones que comprenden del periodo plioceno-cuaternario, de las cuales la más reciente fue la de Parícutín que tuvo actividad de 1943 hasta 1952. La mayoría son suelos profundos están cubiertos por una capa de arena volcánica (Alejandre-Melena 2004).

7.6. Clima

Los climas de la comunidad son de tipo templado y semifrío, su clasificación es: C (w)² (w) en las partes más altas de la comunidad, este tipo de clima es el más húmedo de los templados subhúmedos, con lluvias en verano. C (m) (w) templado húmedo con lluvias abundantes en verano que compensan la sequía de invierno. La temperatura media del mes más frío está entre -3° y 18°C. C (E) (m) (w) semifrío con abundantes lluvias en verano y su temperatura media anual es entre 5° y 12° C (Gómez-Romero 2004). La temperatura promedio mensual anual es de 15.1°C; la mínima se presenta en el mes de diciembre y la máxima en el mes de mayo. La precipitación total anual promedio es de 1496.6 mm, siendo el mes de marzo el más seco (0.0 mm) y julio con mayor cantidad de lluvia (351.5mm). El 88% de precipitación se distribuye durante los meses de junio a octubre (Cuadro 2) (Medina *et al.* 2000).

Cuadro 2. Datos de temperatura media y precipitación mensual de la estación El Durazno, Michoacán (Tomado de Gómez-Romero, 2006).

| Meses | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | |
|----------|------|------|------|------|------|------|-----|------|-------|-------|------|------|--------------|
| Temp. °C | 14 | 14.3 | 16.1 | 17.2 | 17.3 | 16.1 | 15 | 15.2 | 14.9 | 14.9 | 14.7 | 13.8 | Prom. 15.1 |
| Prec. Mm | 10.6 | 4.6 | 0 | 32.1 | 47.9 | 191 | 352 | 178 | 317.7 | 189.1 | 40 | 33.6 | Total 1496.6 |

7.7. Hidrología

La zona se sitúa en la región hidrológica del Balsas dentro de tres subcuencas: al oeste la subcuenca del río Itzícuaru, al oeste la del río Cupatitzio y al sur la subcuenca del río Tepalcatepec. Atraviesan el área, una serie de escurrimientos que forman corrientes durante todo el año, originados en las laderas del estrato volcánico Tancítaro; entre los más importantes se encuentran los que forman las barrancas agua Chiquita, La Pedregosa y la Culebra, que recorren el terreno comunal del este al sur. Se presentan importantes escurrimientos superficiales y subterráneos con aproximadamente 10 manantiales y permanentemente aproximadamente 30 temporales. Los más importantes son: El Durazno, El Tepetate y Patzingo. Este último reviste importancia religiosa en la comunidad (Gómez-Romero 2004).

7.8. Tipos de vegetación y composición florística

De acuerdo con las clasificaciones de Rzedowski y McVaugh (1966) y Rzedowski (1978), se reconocen los siguientes tipos de vegetación: bosques de coníferas, el cual incluye bosque de pino representado por la especie *Pinus pseudostrobus*, que se encuentran ampliamente distribuido desde los 1900 hasta 3100 msnm, asociado con *Pinus leiophylla* y menor proporción con *P. moctezumae* y *P. douglasiana*. Otros árboles que se encuentran asociados son *Crataegus pubescens*, *Quercus rugosa*, *Q. laurina*, *Cleyera integrifolia*, *Terntroemia pringlei*, *Alnus jorullensis ssp. lutea*, *Oreopanax xalapensis* y *Salix paradoxa* (Medina et al. 2000). También se presentan manchones de bosques de oyamel, presentándose *Abies religiosa var. religiosa* y *A. religiosa var. emarginata*, los cuales alcanzan alturas hasta de 40 m y se asocia con *Quercus laurina*, *Q. rugosa* y *Pinus pseudostrobus* Lindl. Donde hay perturbación del bosque de oyamel, se establecen asociaciones con *Alnus jorullensis ssp. jorullensis*, bosque de oyamel-pino y bosque de pino-oyamel. Existen también bosques de pino-encino, bosque mesófilo de montaña y bosque de encino, el cual se compone de las siguientes especies *Quercus conspersa*, *Q. laurina*, asociadas con *Alnus jorullensis ssp. lutea*, y un estrato arbustivo con *Senecio angulifolius* y *Cestrum anagyis*. El pastizal se encuentra en la cima de algunas montañas altas como el cerro La Laguna (3200 m.), en donde predominan gramíneas amacolladas como *Muhlenbergia macroura*, *Aegopogon cenchroides* y *Acaena elongata*. Hay una pequeña cantidad de vegetación subacuática, compuesta por *Potamogeton diversifolius*, *Heteranthera limosa* y *Rorippa sp.*; también una litoserie y algunas asociaciones de vegetación secundaria (Alejandre-Melena 2004).

8. MATERIALES Y METODOS

8.1. Trabajo de campo.

El estudio se llevó a cabo en la comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP), donde se realiza un aprovechamiento forestal sustentable para la obtención de madera y resina (Boccoet *al.* 2000). En esta comunidad, los pinos se han visto afectados recientemente por defoliación y por plagas forestales de manera inusual. Para estudiar el efecto de los escarabajos descortezadores sobre las poblaciones de pinos, se seleccionaron ocho sitios en la comunidad indígena de CINSJP en las siguientes altitudes: 2200, 2400, 2600 y 2750 msnm (Fig. 2, Anexo 1), con 2 poblaciones por altitud. En cada sitio se trazó una parcela de 20 x 20 m en el centro de un rodal, dentro de la cual se colocaron 4 puntos de muestreo separados por lo menos 20 m entre sí, cercándolas con alambre de púas para evitar que el ganado tirara las trampas. En cada punto se colocó una trampa tipo Lindgren de 12 unidades (32 trampas en total) (Fig.3) (Domínguez-Sánchez *et al.* 2008, Gandhi *et al.* 2009). En cada trampa se colocó en el sexto embudo (Gandhi *et al.* 2009) atrayentes naturales (α -pineno y aguarrás, 1 ml de cada uno) recomendados para la atracción de descortezadores (Díaz-Núñez *et al.* 2006, Domínguez-Sánchez *et al.* 2008, Gandhi *et al.* 2009, Rodríguez-Ortega *et al.* 2010, Gandhi *et al.* 2010) y en la parte inferior de la trampa se colocó un recipiente con anticongelante al 50% (recomendado por Zylstra *et al.* 2010) para atrapar y preservar a los insectos. Las trampas se colgaron de los árboles vecinos a una altura aproximada del suelo de 50 cm (Fig. 4). El atrayente se renovó aproximadamente cada 21 días.

Las trampas se revisaron cada tres semanas iniciando en el mes de septiembre del 2011 y terminando en el mes de agosto del 2012. Para colectar los insectos, todas las trampas se colaron, de tal manera que los insectos se separaron del anticongelante y después se colocaron en frascos con alcohol al 70% previamente etiquetado. Los insectos colectados de la familia Scolytidae se identificaron taxonómicamente a nivel especie en el laboratorio con ayuda del Dr. Adolfo Arturo del Rio Mora del Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales y del M. en C. Rodolfo Campos Bolaños de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Chapingo. Inicialmente se colocaron

medidores de condiciones ambientales (datalogger modelo RH/Tem) en cuatro sitios en las diferentes altitudes para medir temperatura y humedad, y en el mes de enero del 2012 se colocaron dataloggers de los cuatro sitios restantes.

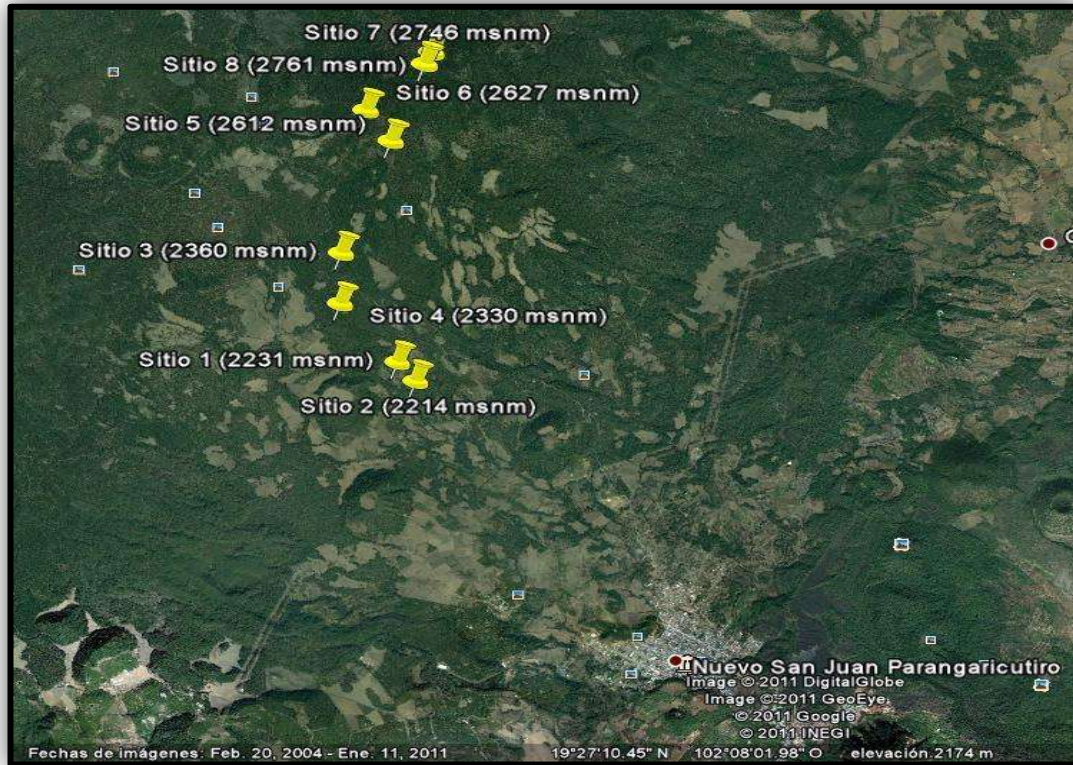


Figura 2. Ubicación de los sitios de estudios en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

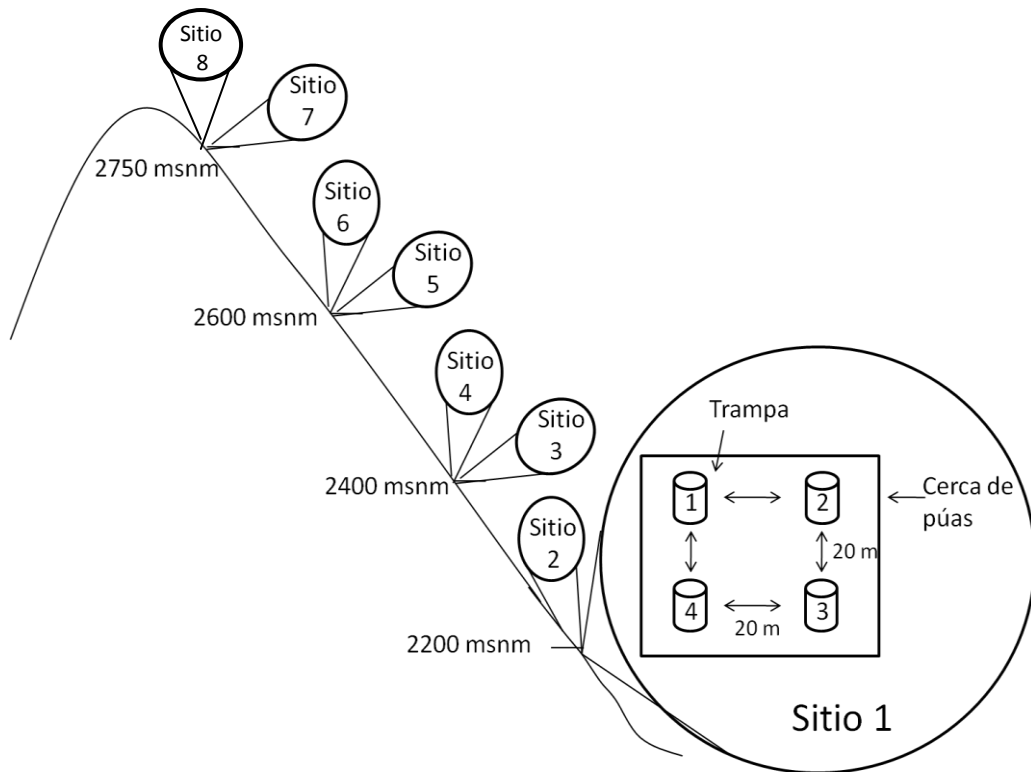


Figura 3. Mapa de la colocación de las trampas Lindgren en los sitio de estudio en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Figura 4. Trampa Lindgren de 12 embudos colgada en los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

En los mismos sitios se realizó la caracterización de la vegetación cubriendo un rango altitudinal de 2200 a 2750 msnm. Esta caracterización se llevó

a cabo mediante la evaluación fitosanitaria con el método diseñado por Naciones Unidas y la Comisión de la Unión Europea (1993), que consiste en marcar los puntos cardinales (Norte, N; Este, E; Sur, S y Oeste, O) trazando desde su centro líneas equidistantes de 25 metros, donde en cada extremo se toman los árboles de 15 cm o más del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) (Fig. 5) y se registró la especie, condición fitosanitaria (presencia o ausencia de plaga y/o enfermedades), categoría de vigor del arbolado que depende de las condiciones físicas de crecimiento, brotes, abundancia, conformación y color de la copa y fuste, estas categorías van del 1 al 6 (siendo 1 la categoría que representa a los árboles con mejor condición; Anexo 2), diámetro a la altura del pecho, factores de disturbio presentes, entre otros, también se registró la flora menor y arbustiva (Anexo 3) (Del Rio y Petrovitch 2011). Esta estimación se realizó una vez al final de la época de secas (mayo), cuando los árboles están más estresados por las condiciones ambientales.

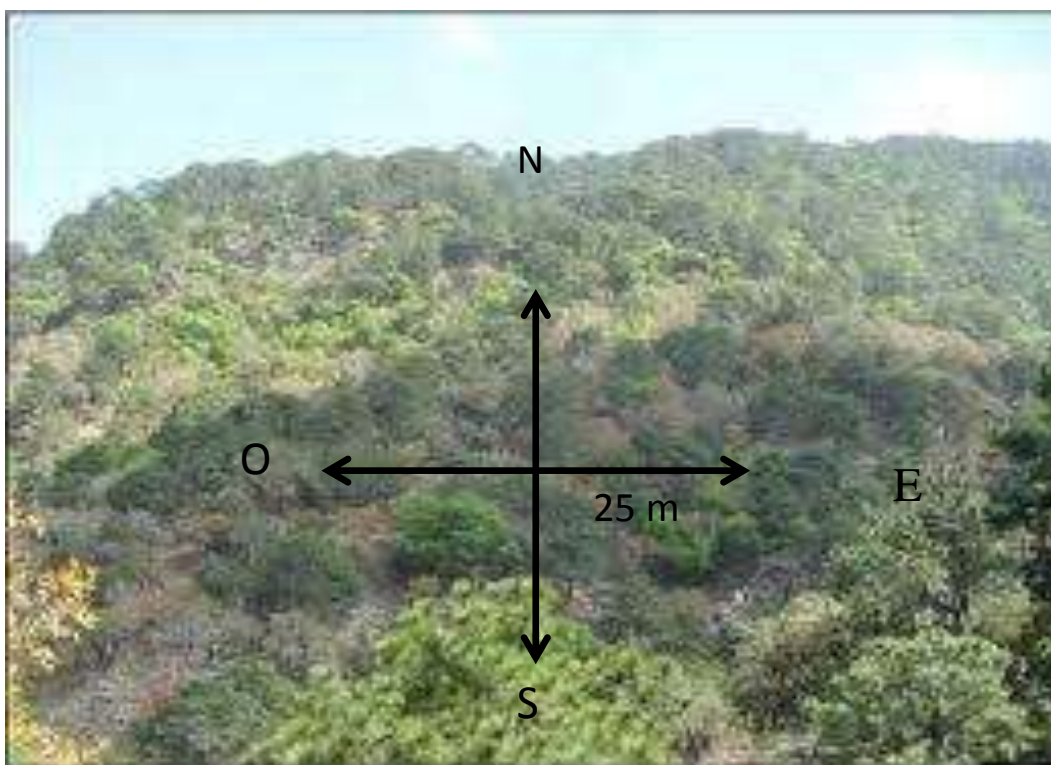


Figura 5. Ejemplificación del cuadrante utilizado por el método diseñado por Naciones Unidas y la Comisión de la Unión Europea para evaluaciones fitosanitarias (En Del Rio y Petrovitch 2011).

8.2. Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de dos vías para interpretar la abundancia y riqueza de Scolytidae en relación a la altitud y fechas de colecta, así como la interacción de la altitud con las fechas colectadas. Para el caso de la abundancia, se realizó una transformación logarítmica para cumplir con los supuestos del análisis de varianza. Para las especies más abundantes durante toda la colecta que estaban presentes en todas las altitudes se hicieron ANOVA de una vía por especie para determinar si había preferencias altitudinales y también se transformaron con logaritmo.

Para evaluar la calidad del esfuerzo de muestreo aplicado se obtuvieron las curvas de acumulación de especies para cada rango altitudinal, mediante 100 aleatorizaciones y la opción S_{obs} en el programa EstimateS 8.2 (Colwell 2005). Con este mismo programa se calcularon dos estimadores no paramétricos de riqueza total (ACE y Chao 1) y se estimó la diversidad de especies en las cuatro altitudes muestreadas mediante dos índices, α de la serie log y el recíproco de Simpson (1/D).

El estimador de ACE se basa en abundancia de especies “raras” (entre 1 y 10 individuos), se calcula con la siguiente fórmula:

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \sqrt{ACE}$$

Donde: S_{rare} = número de especies raras (≤ 10 individuos),

S_{abund} = número de especies abundantes (> 10 individuos),

F_1 = número de especies con i individuos (F_1 = número de singletons),

$$C_{ACE} = 1 - \frac{F_1}{N_{rare}} \text{ y}$$

N_{rare} = total de número de individuos en especies raras

Chao 1 se basa en la proporción de los “singletons” (especies con un individuo en la muestra) y “doubletons” (especies con dos individuos) y se calcula con la siguiente fórmula:

$$S_{\text{Chao1}} = S_{\text{obs}} + F_1^2 / 2F_2$$

Donde: S_{obs} = número de especies en la muestra,

F_1^2 = número de especies observadas representadas por un individuos (singletons)

F_2 = número de especies observadas representadas por dos individuos (doubletons) (Magurran 2004).

α de la serie log representa el número de especies extremadamente raras, donde solo se espera un individuo en la muestra; es una medida robusta, ampliamente usada como medida de diversidad y puede utilizarse aún cuando los datos no se ajusten a una distribución serie logarítmica (Magurran 2004) y se calcula con la siguiente fórmula:

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{x} \right)$$

Donde: S = número de especies en la muestra

N = número de individuos en la muestra

α = índice de diversidad (Krebs 1985)

El índice de Simpson pondera dominancia y mide la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar sean de la misma especie (Del Río *et al.* 2003, Zarco-Espinosa *et al.* 2010); sin embargo, para expresarlo en términos de diversidad se decidió utilizar el recíproco de Simpson, el cual expresa el número de especies muy abundantes en la muestra y se calcula con la siguiente fórmula:

$$1/D = 1 / \sum p_i^2$$

Donde:

$\sum p_i^2$ = sumatoria de las abundancias proporcionales elevadas al cuadrado.

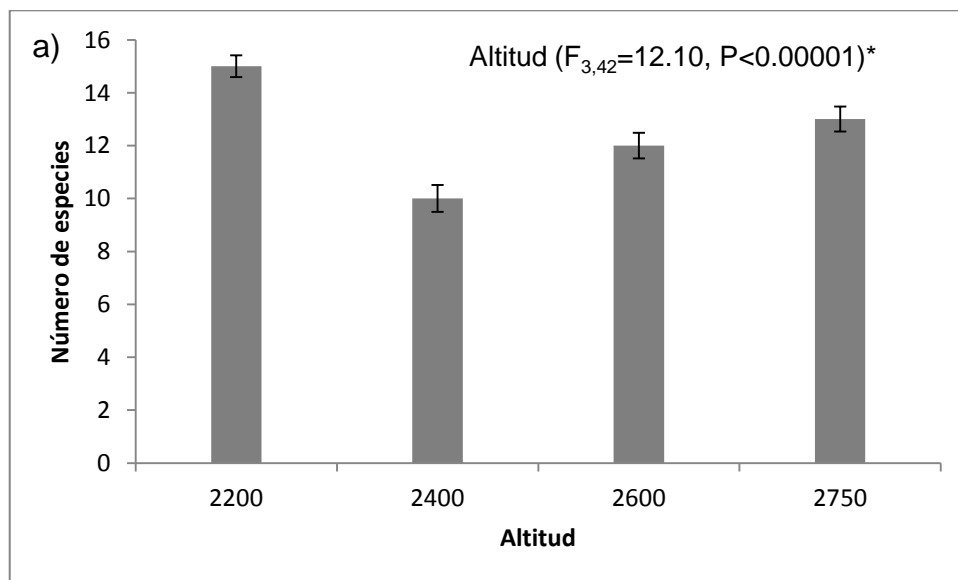
Para evaluar si había diferencias significativas entre las condiciones de temperatura mínima, temperatura máxima, humedad mínima y humedad máxima por piso altitudinal, se realizaron análisis de varianza de dos vías en relación a la altitud y fechas de colecta, así como la interacción de la altitud con las fechas colectadas. Así mismo se realizaron análisis de regresión para determinar si había una relación significativa entre las variables ambientales y la abundancia de Scolytidae, se hizo un análisis separado para temperatura mínima, temperatura máxima, humedad mínima así como para humedad máxima.

Para determinar si el daño por descortezadores era diferente entre altitudes y entre especies de *Pinus* se llevaron a cabo análisis de varianza de dos vías teniendo como variable de respuesta el número de pinos de una especie dañados en relación al total de individuos de esa especie presentes en cada sitio y como variables explicativas la altitud y la especie de *Pinus*. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R (RDevelopment Core Team 2011).

9. RESULTADOS

9.1. Diversidad

Se registraron un total de 19 especies de escarabajos de la familia Scolytidae (Anexo 4) en todo el rango altitudinal estudiado. La mayor riqueza de especies ($S = 15$) se registró en la altitud más baja (2200 m), ésta disminuyó a 10 especies en la siguiente altitud (2400 msnm) y se incrementó ligeramente en los 2600 m ($S = 12$) y 2750 m ($S = 13$) (Cuadro 3). Hubo una diferencia significativa en el número de especies con respecto a la altitud ($F_{3,42}=12.10$, $P<0.00001$, Fig. 6a). En las primeras fechas de muestreo hubo un mayor número de especies en comparación con posteriores colectas ($F_{1,14}=34.6$, $P<0.00001$, Fig. 6b) y la interacción de la fecha de colecta y la altitud influyeron en la abundancia de Scolytidae ($F_{3,42}=9.10$, $P<0.00001$, Fig. 6c).



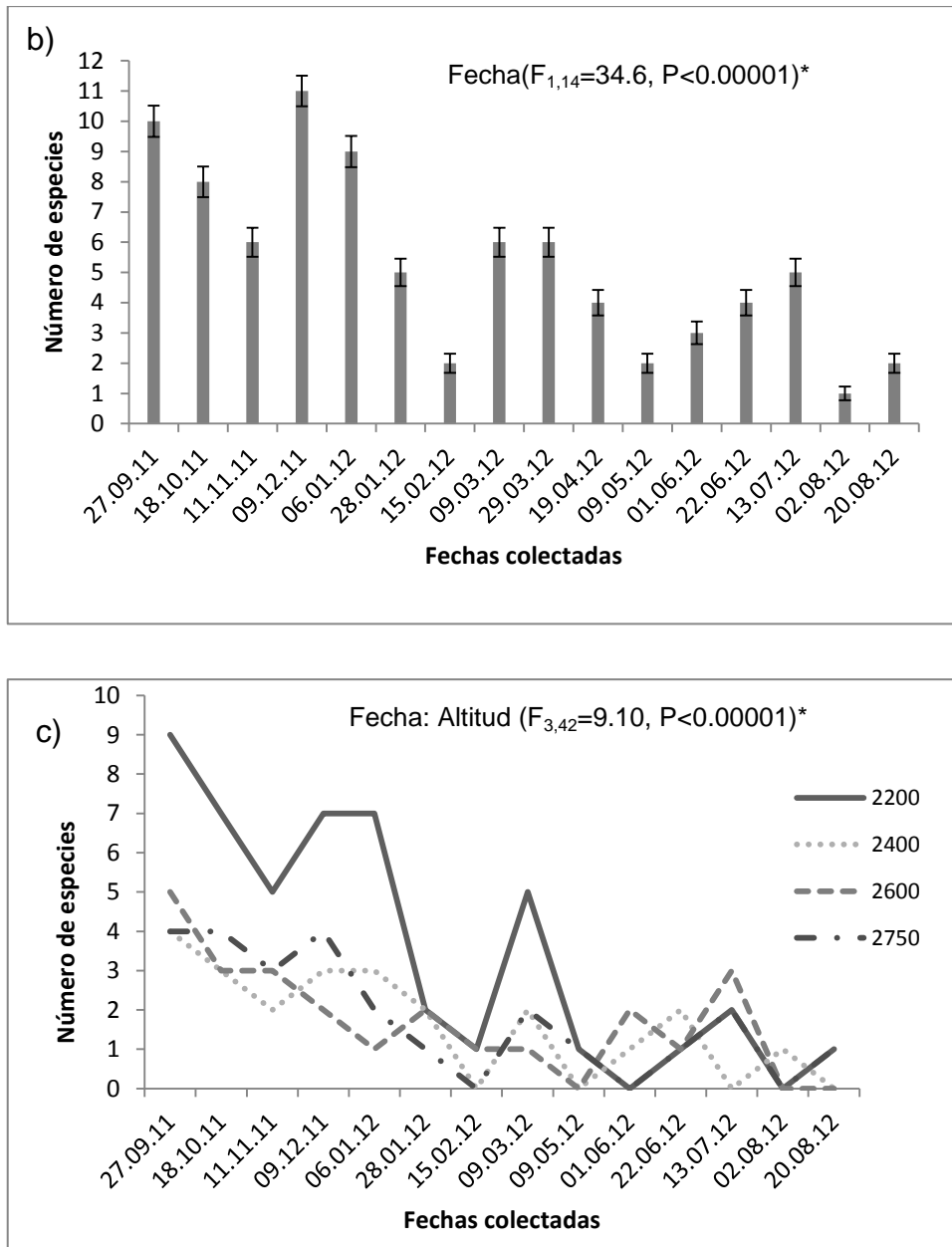


Figura 6.- a) Riqueza de Scolytidae en un gradiente altitudinal, b) fechas de colecta y c) interacción de la altitud con las fechas de colecta en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

Las curvas de acumulación de especies indican que en dos de las altitudes evaluadas (2400 y 2600 msnm), el esfuerzo de muestreo permitió obtener un listado muy completo, ya que muestran una tendencia claramente asintótica (Fig. 7). El caso contrario ocurrió en las otras dos altitudes (2200 y 2750 msnm) cuyas curvas de acumulación de especies muestran una pendiente elevada, particularmente en 2750 msnm, lo que significa que el esfuerzo de muestreo fue insuficiente y se tiene un listado de especies incompleto (Fig. 7).

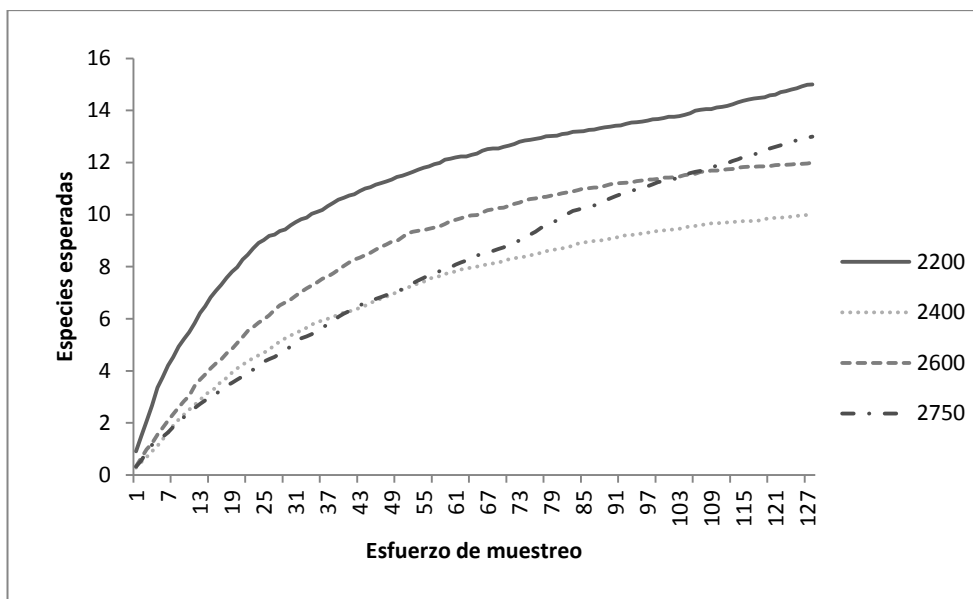


Figura 7.- Curva de acumulación de especies con la riqueza de especies observadas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

De acuerdo a los estimadores de riqueza total, en las altitudes de 2400 m y 2600 m se registraron entre el 90% y 100% de las especies esperadas de acuerdo a lo predicho por ACE y Chao1 respectivamente; mientras que en 2200 msnm se registró entre el 60% y 71% de las especies, y a 2750 msnm estos estimadores no paramétricos arrojaron la diferencia mayor entre la riqueza observada y la esperada, ya que predicen que solo se registró entre el 39 % y 57% del total de especies (Cuadro 3).

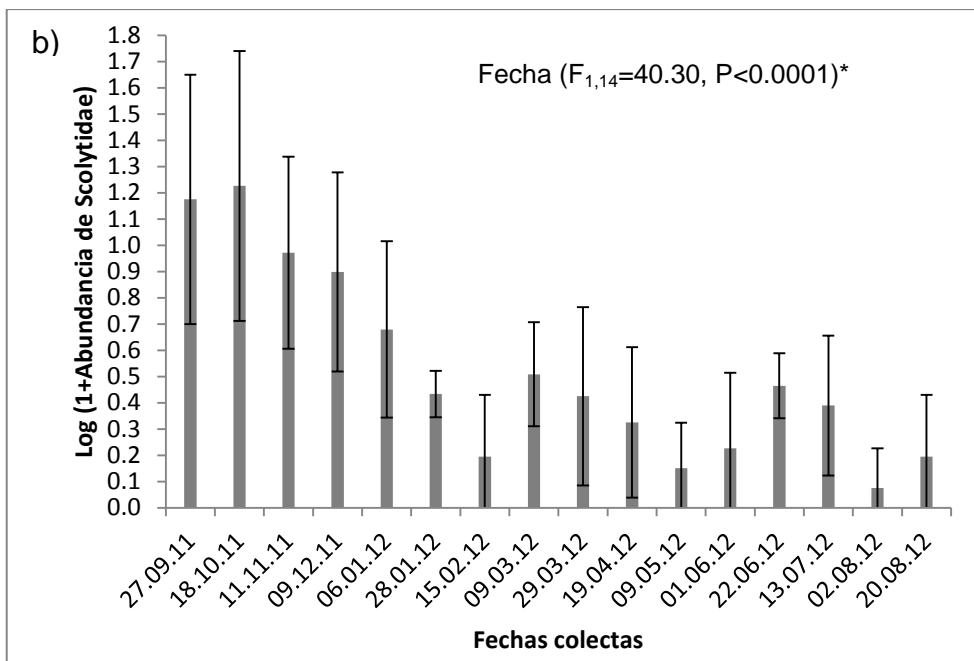
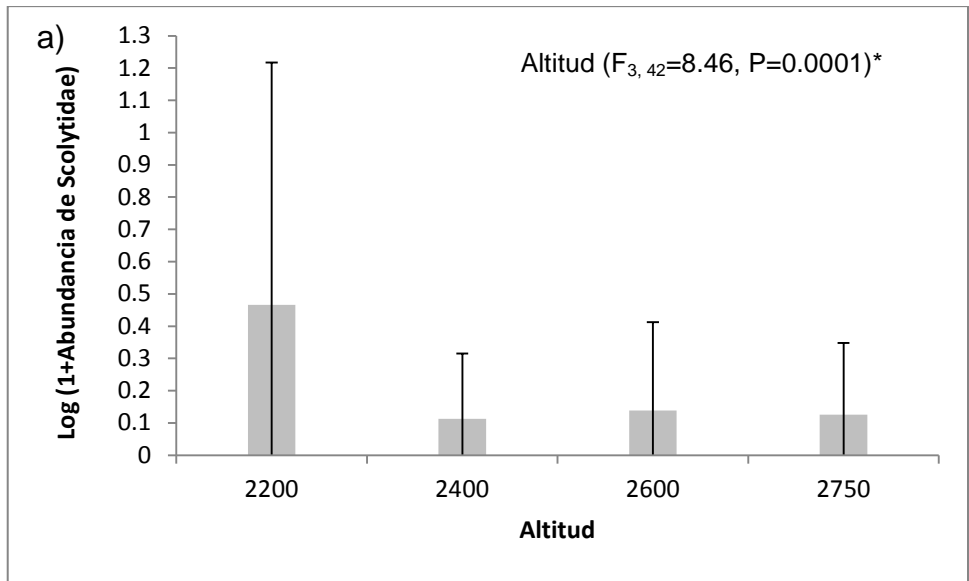
El sitio a 2600 msnm registró el valor más alto de diversidad según el recíproco del índice de Simpson ($1/D = 7.14$); aunque hubo poca diferencia respecto a los valores obtenidos para 2200 msnm ($1/D = 6.19$) y 2400 msnm ($1/D = 6.45$). La altitud de 2750 msnm presentó el menor valor del recíproco de Simpson con 4.12 (Cuadro 3). De acuerdo a los valores de α de la serie log la mayor diversidad se presentó a la altitud de 2750 msnm (6.33) y la altitud de 2200 msnm presentó la menor diversidad con un valor de 3.52 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Riqueza de especies, estimadores de riqueza e índices de diversidad obtenidos para cada rango altitudinal estudiado durante el periodo 2011-2012. Para ACE y Chao 1 se presentan los valores de riqueza total y entre paréntesis el porcentaje de especies observadas respecto a lo predicho por estos estimadores. S= riqueza de especies observada, ACE = estimador de cobertura basado en abundancia, 1/D = recíproco del índice de diversidad de Simpson, α = parámetro de la distribución serie logarítmica que se usa como medida de diversidad.

| Altitud (msnm) | S | ACE | Chao1 | 1/D | A |
|-----------------------|----------|------------|--------------|------------|----------|
| 2200 | 15 | 21 (71 %) | 25 (60 %) | 6.19 | 3.52 |
| 2400 | 10 | 11 (91 %) | 10 (100 %) | 6.45 | 4.42 |
| 2600 | 12 | 13 (92%) | 12 (100%) | 7.14 | 5.14 |
| 2750 | 13 | 33 (39%) | 23 (57%) | 4.12 | 6.33 |

9.2. Composición y abundancia

Se colectó un total de 375 individuos de escarabajos descortezadores de la familia Scolytidae durante el periodo de estudio 2011-2012 en el bosque de la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro. La abundancia estuvo distribuida de manera diferencial en relación a la altitud de los sitios muestreados. Se obtuvo una mayor abundancia de escolítidos a menores altitudes (2200 msnm) y menor abundancia en las partes más altas (2400, 2600 y 2750 msnm), con una diferencia significativa entre éstas ($F_{3,42}=8.46$, $P=0.0001$, Fig. 8a). Por otro lado, en las primeras fechas de colecta hubo mayor abundancia de individuos y fueron disminuyendo conforme transcurrió el periodo de colecta ($F_{1, 14}=40.30$, $P<0.0001$, Fig. 8b); también se observó una interacción significativa entre el tiempo y altitud ($F_{3, 42}=10.08$, $P<0.0001$) ya que las diferencias entre altitudes fueron más marcadas en las primeras fechas de muestreo (Fig. 8c).



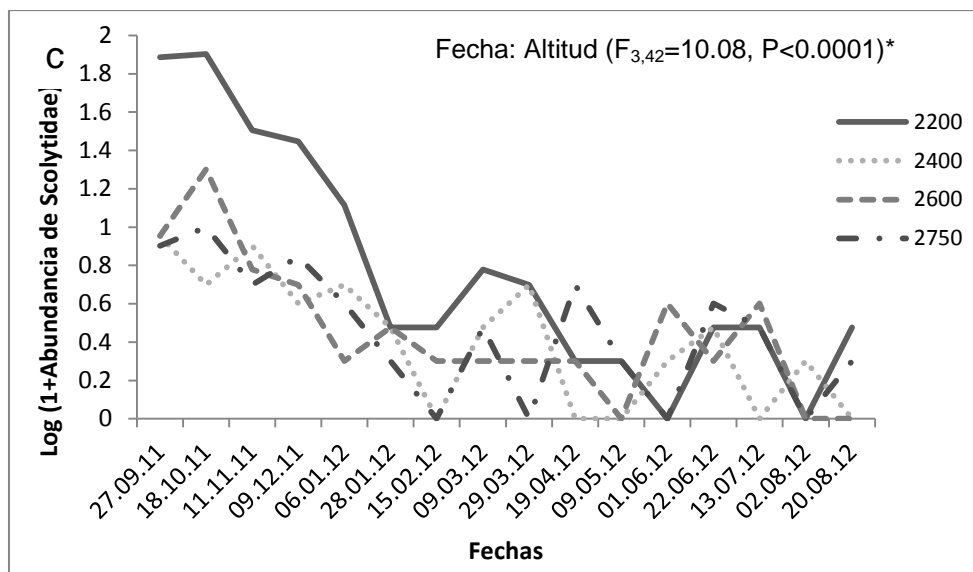
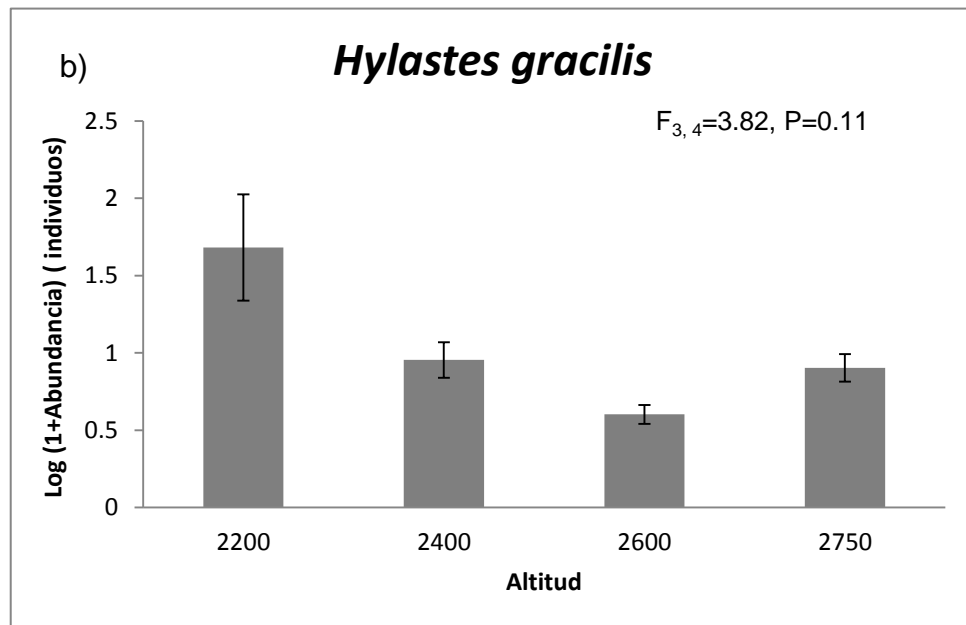
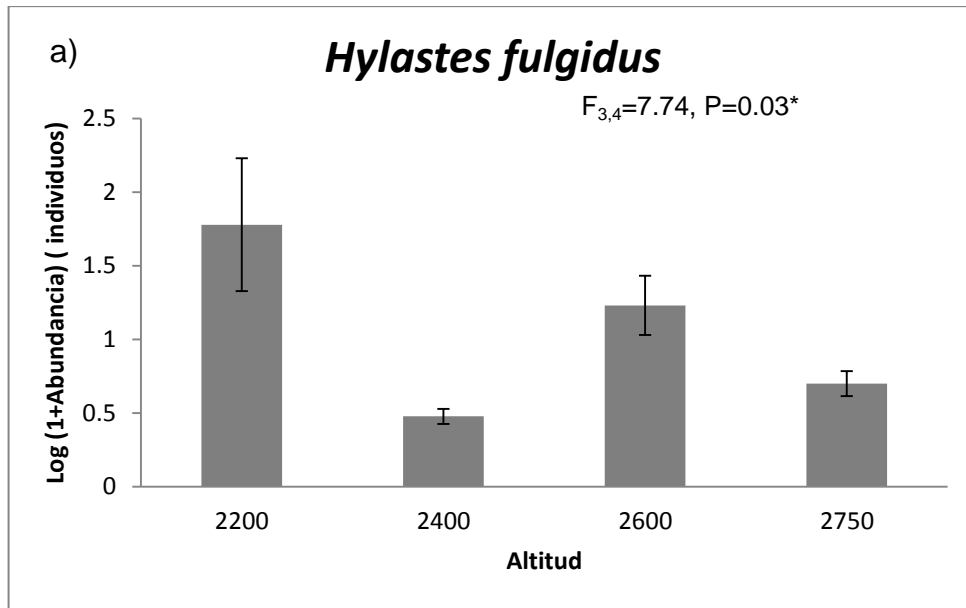


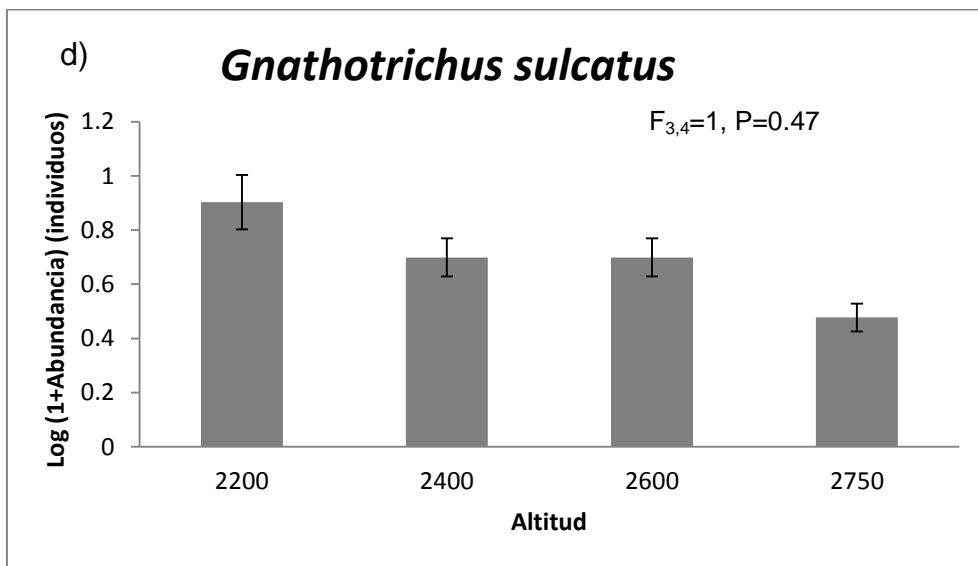
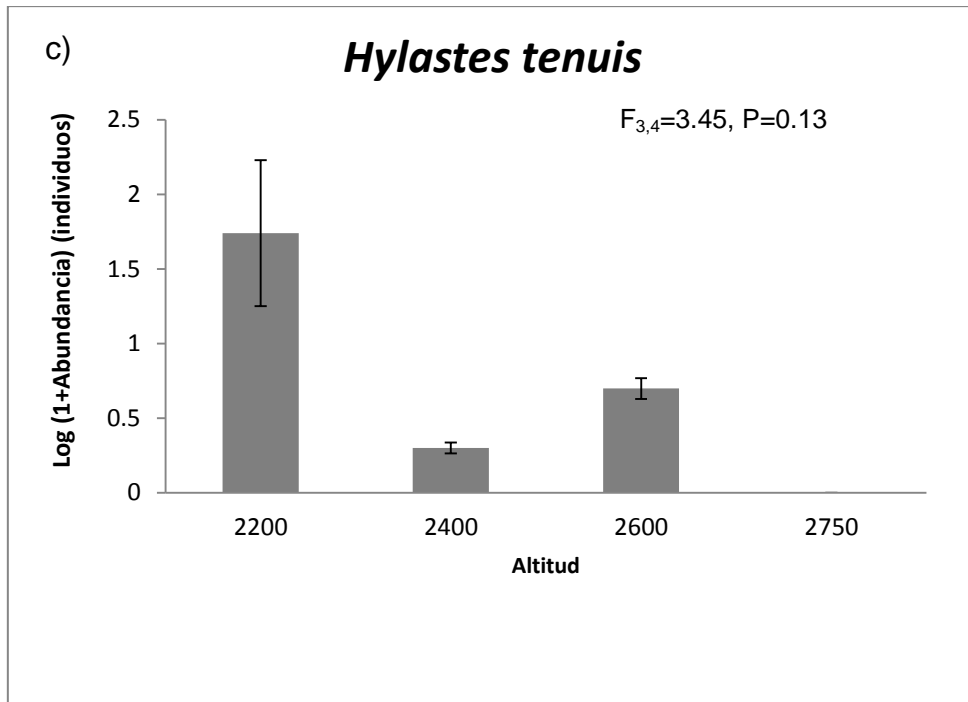
Figura 8.-a) Abundancia de Scolytidae en un gradiente altitudinal, b) fechas de colecta y c) interacción de la altitud con las fechas de colectas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

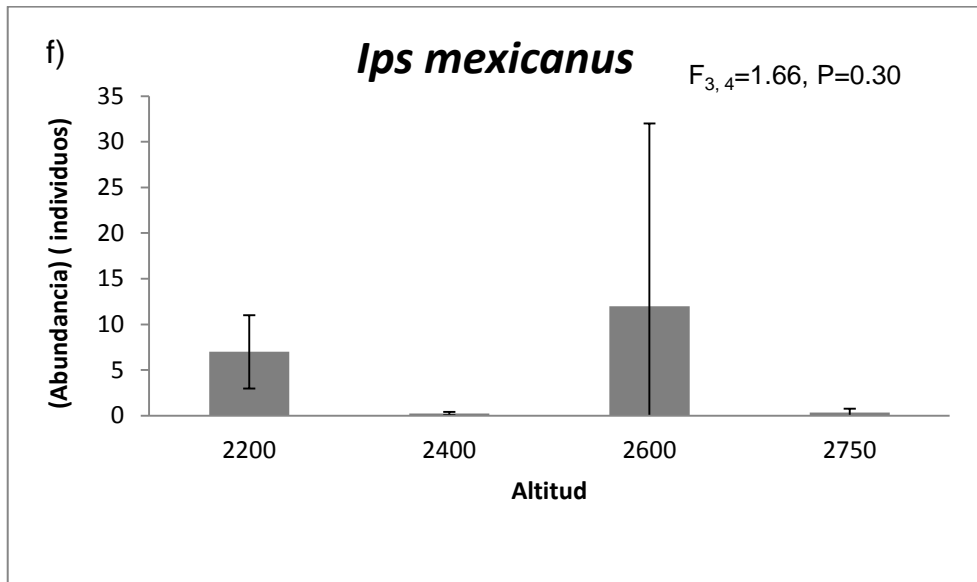
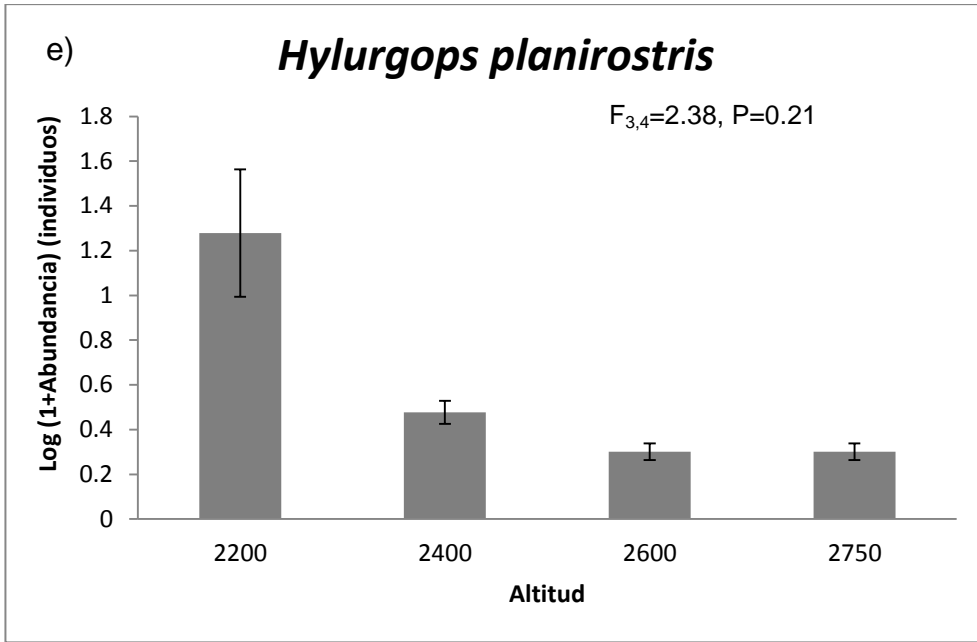
Las 19 especies registradas corresponden a descortezadores secundarios (Cuadro 4). Las especies más abundantes fueron *Hylastes fulgidus* (Fig. 9a), *Hylastes gracillis* (Fig. 9b), *Hylastes tenuis* (Fig. 9c), *Gnathotrichus sulcatus* (Fig. 9d), *Hylurgops planirostris* (Fig. 9e), *Ips mexicanus* (Fig. 9f), *Ips grandicollis* (Fig. 9g) y *Xyleborus affinis* (Fig. 9h). La tendencia de las abundancias con respecto a la altitud, es que a menor altitud mayor es la abundancia en todas las especies, a excepción de *Ips mexicanus* que presenta un patrón contrario, es decir a mayor altitud mayor es la abundancia. Cabe resaltar que en *Ips grandicollis* solo se encontró a 2200 msnm. Sin embargo a pesar de la tendencia que se presentaron en los individuos colectados a 2200 msnm con respecto a las otras altitudes, solamente hubo una diferencia significativa en *Hylastes fulgidus* con un $F_{3,42}=7.74, P=0.03$ (Fig. 9a), pero la falta de resultados significativos para las otras especies puede deberse a que la varianza dentro de sitios y entre fechas es muy grande.

Cuadro 4. Presencia de las especies de Scolytidae en las diferentes fechas muestreadas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

| Especie | 2011 | | | | | | 2012 | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 27 sep | 18 oct | 11 nov | 09 dic | 06 ene | 28 ene | 15 feb | 09 mar | 29 mar | 19 abr | 09 may | 01 jun | 22 jun | 13 jul | 02 ago | 20 ago |
| <i>Gnathotrichus sulcatus</i> | | | x | x | x | x | x | x | x | | x | | | | | |
| <i>Hylastes fulgidus</i> | x | x | | x | x | x | | | x | | | | | | | |
| <i>Hylastes gracilis</i> | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | x | | x |
| <i>Hylastes tenuis</i> | x | x | x | x | x | | x | | | | | | | x | | |
| <i>Hylurgops incomptus</i> | | | x | | x | | | | | | | | x | x | | |
| <i>Hylurgops planirostris</i> | x | x | | x | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Ips grandicollis</i> | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | |
| <i>Ips mexicanus</i> | x | x | x | x | x | x | x | x | | x | | x | x | | x | x |
| <i>Pityogenes mexicanus</i> | | | | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pityogenes sp</i> | | x | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pityophthorus anectens</i> | | | | | | x | | x | x | x | | | | | | |
| <i>Pityophthorus cristatus</i> | x | | | x | | | | | | | | | x | x | | |
| <i>Pityophthorus durus</i> | | | | | | | | | x | | | | | | | |
| <i>Pityophthorus festus</i> | | | | | | | | x | | | | | | x | | |
| <i>Pityophthorus sp</i> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudophytiophthorus sp</i> | x | | | | | | | | | x | | | | | | |
| <i>Trypodendron lineatum</i> | x | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Micracis sp</i> | | | | x | | | | | | | | | | | | |
| <i>Xyleborus affinis</i> | x | x | x | x | x | | | | x | | | x | x | | | |







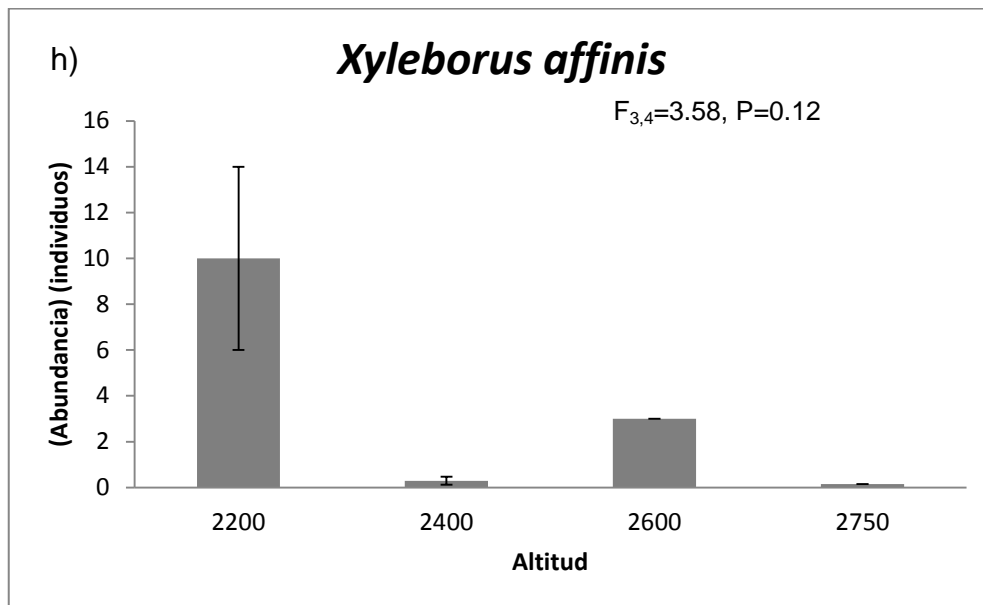
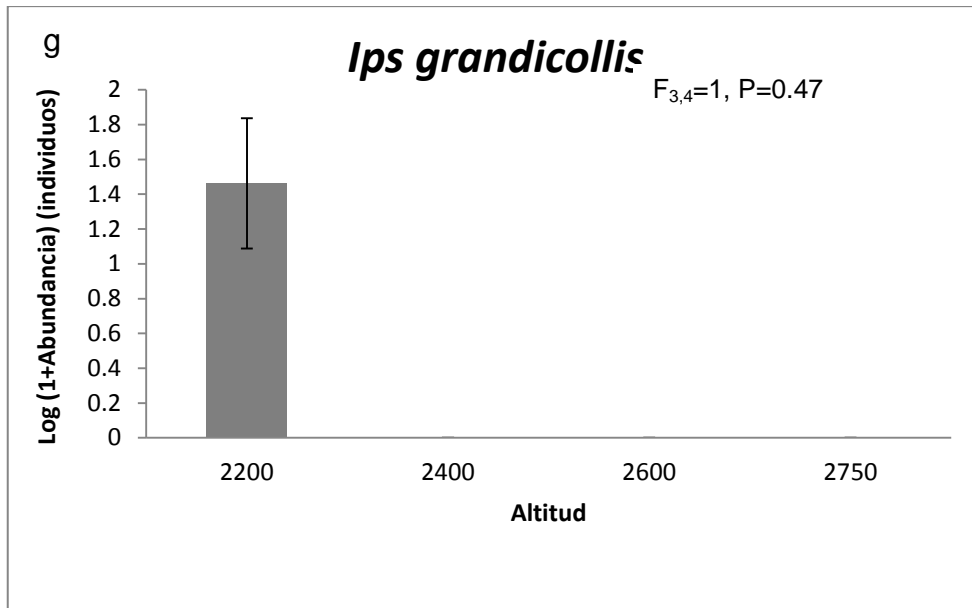
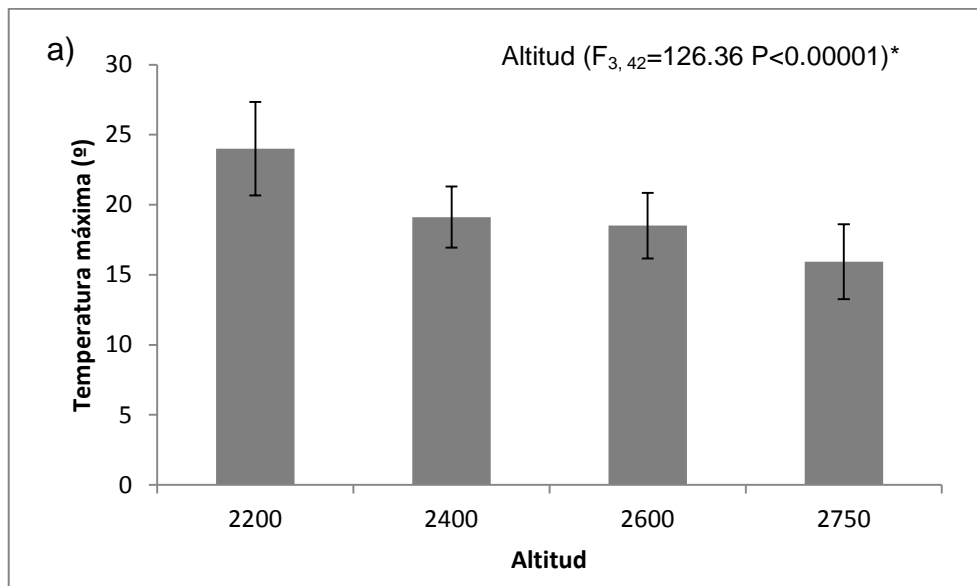


Figura 9.-Abundancia de descortezadores secundarios más abundantes en un gradiente altitudinal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. a) *Hylastes fulgidus*, b) *Hylastes gracilis*, c) *Hylastes tenuis*, d) *Ganthotrichussulcatus*, e) *Hylurgops planirostris*, f) *Ipsmexicanus*, g) *Ips grandicollis* y h) *Xyleborus affinis*.

9.3. Condiciones ambientales

En relación a las condiciones ambientales de los sitios muestreados, se analizaron los datos de temperatura máxima y mínima, así como la humedad máxima y mínima en las 16 fechas monitoreadas con los dataloggers (inició el 27 de septiembre del 2011 y se terminó el 20 de agosto del 2012). La temperatura máxima ($F_{3,42}=126.36$, $P<0.00001$, Fig. 10), temperatura mínima ($F_{3,42}=2.854$, $P=0.048$, Fig. 11) y humedad máxima ($F_{3,42}=5.397$, $P=0.0003$, Fig. 12) se registraron en la menor altitud (2200 msnm), mientras que la humedad mínima se encontró en la altitud de 2750msnm ($F_{3,42}=27.97$ $P<0.00001$) (Fig. 13a); también se registraron interacciones significativas entre las fechas de monitoreo y la altitud para la humedad mínima ($F_{3,42}=3.315$, $P=0.0289$, Fig. 13c).



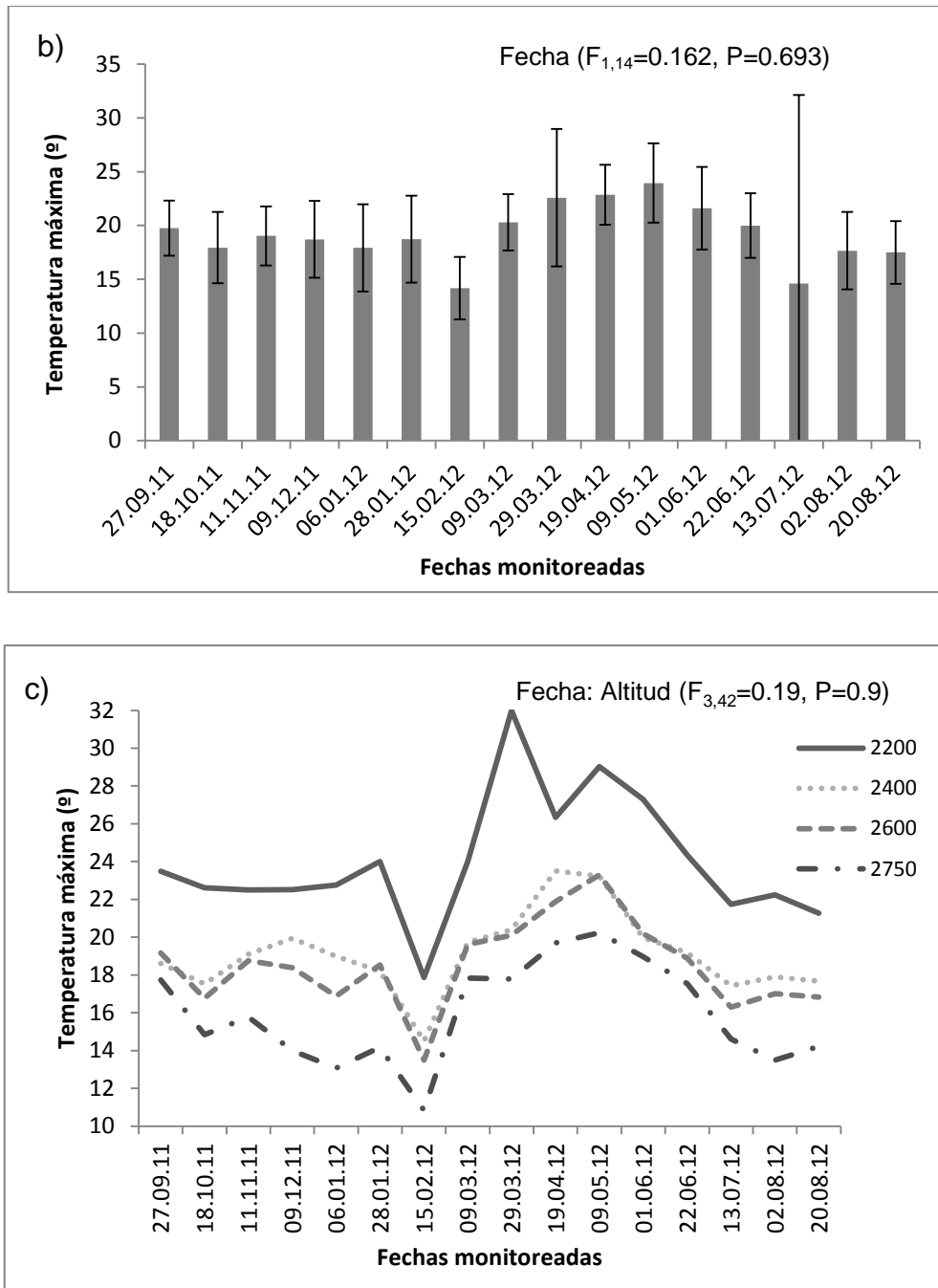


Figura 10.-a) Temperatura máxima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

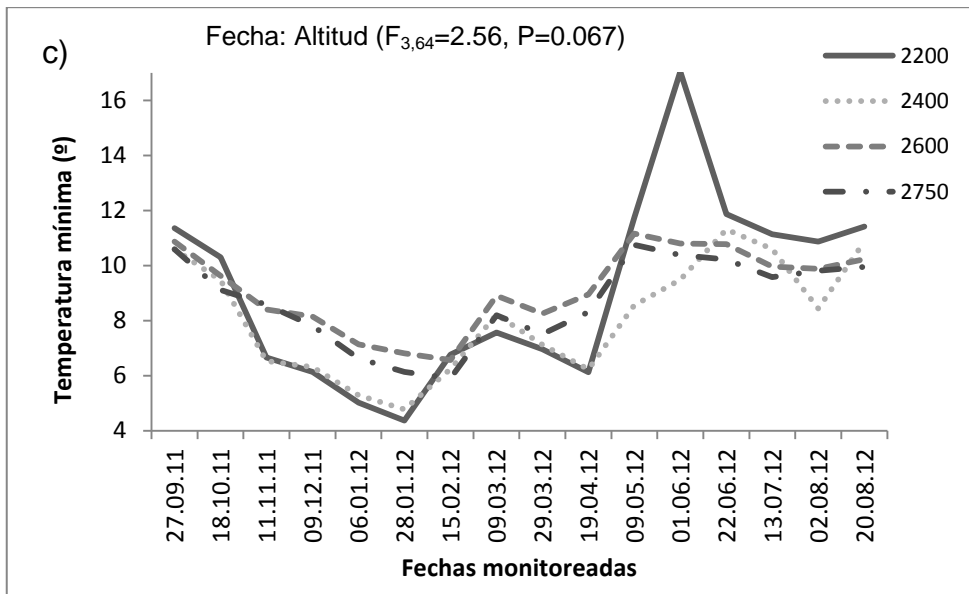
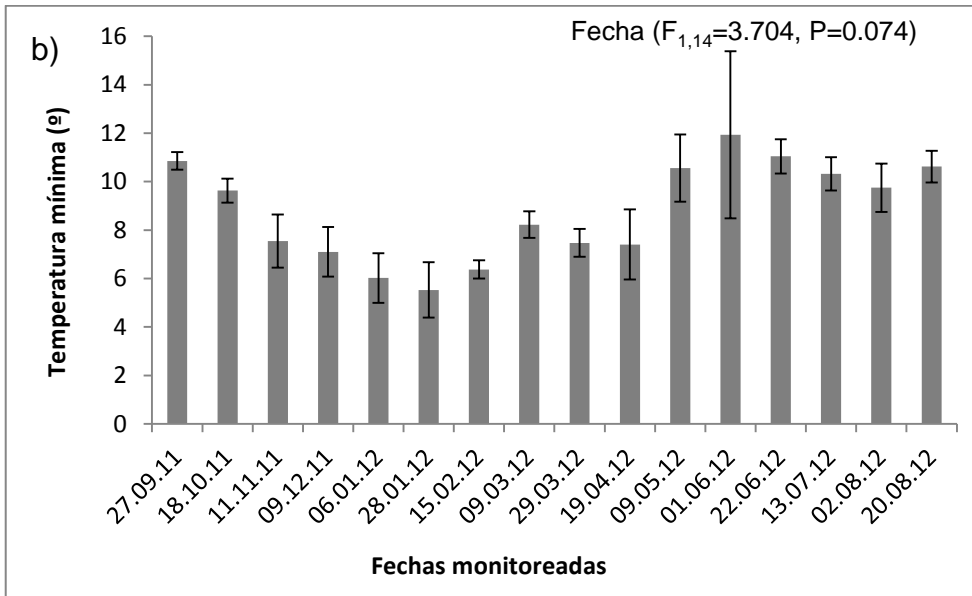
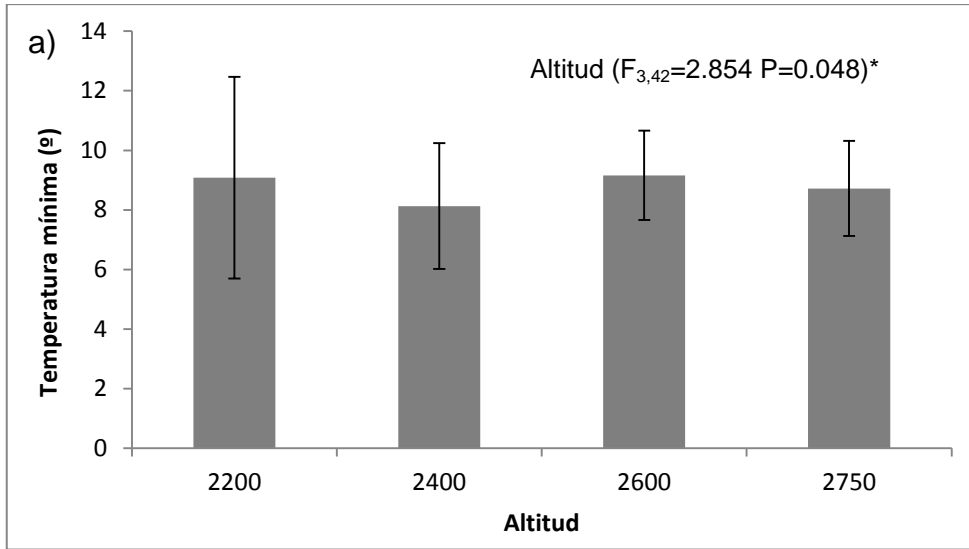
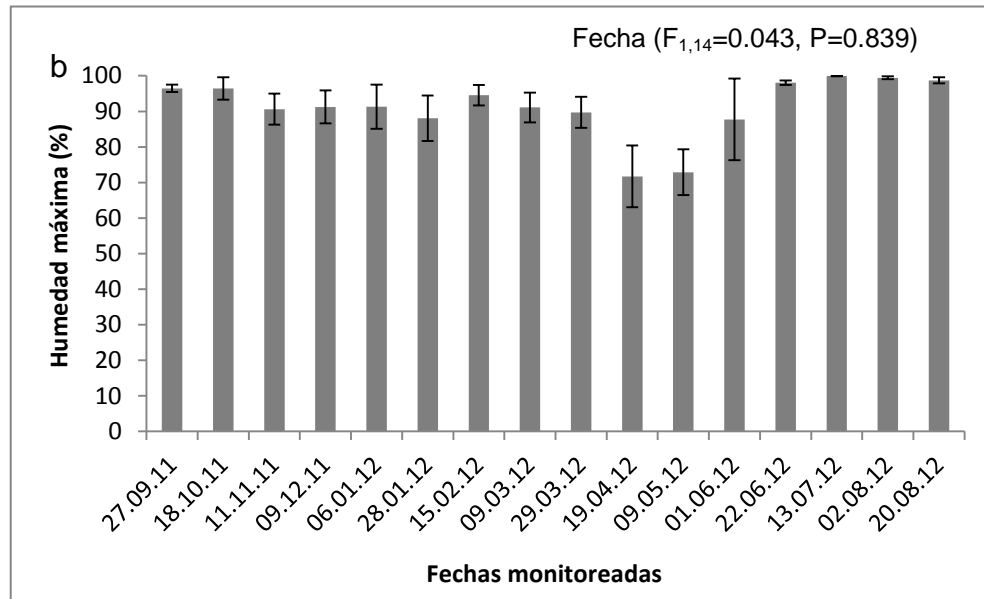
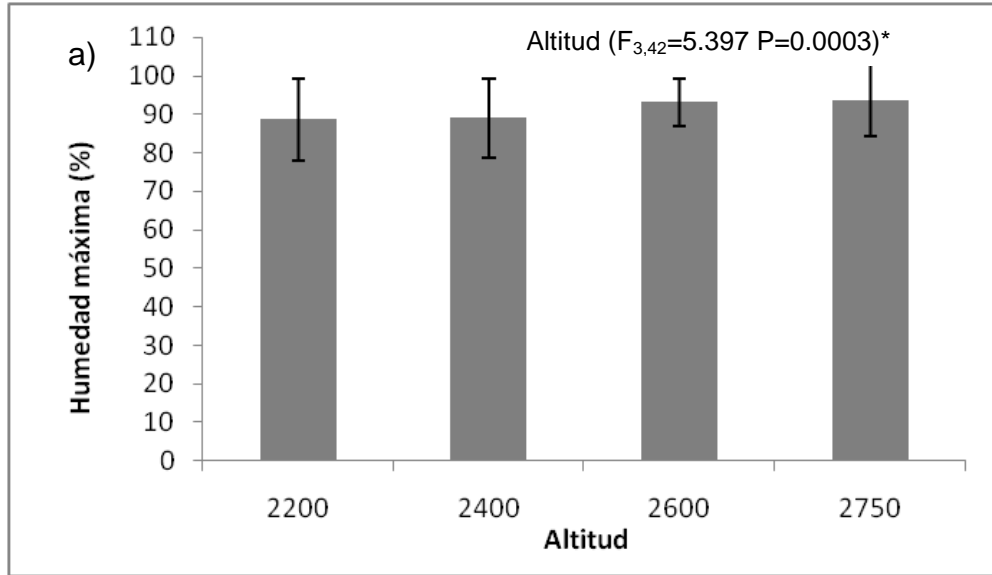


Figura 11.-a) Temperatura mínima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.



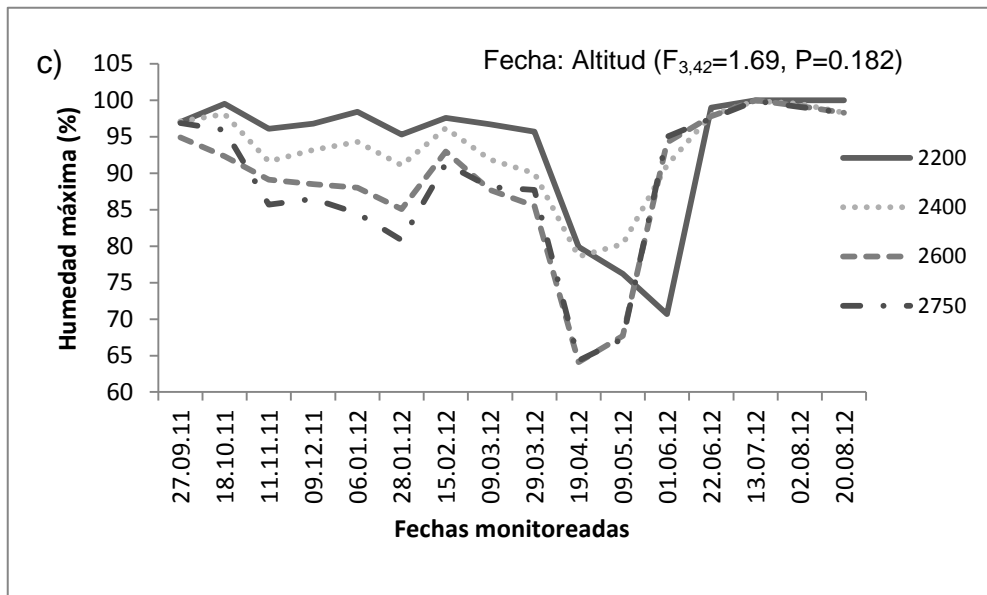
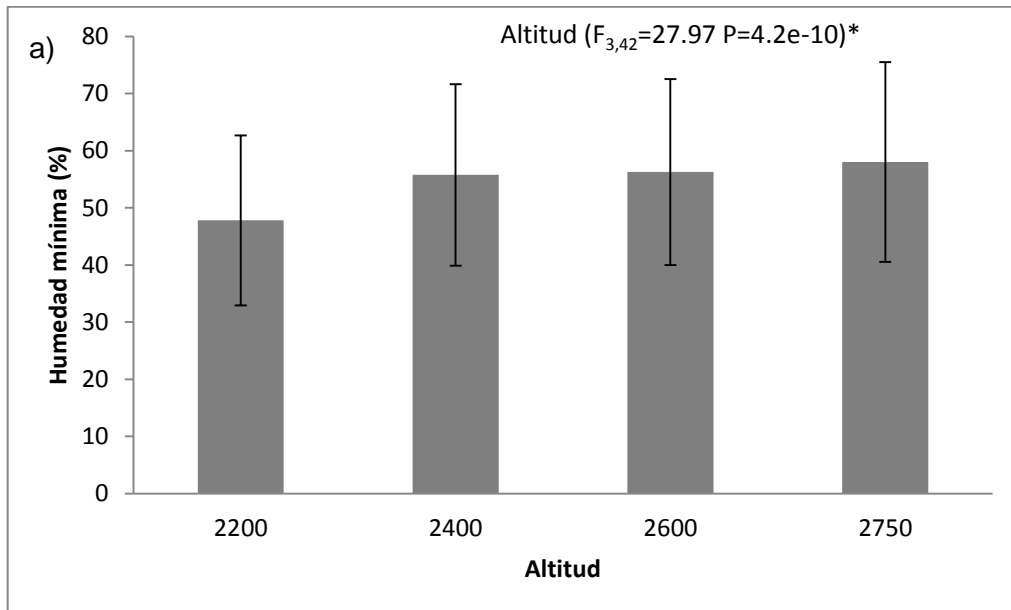


Figura 12.-a) Humedad máxima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.



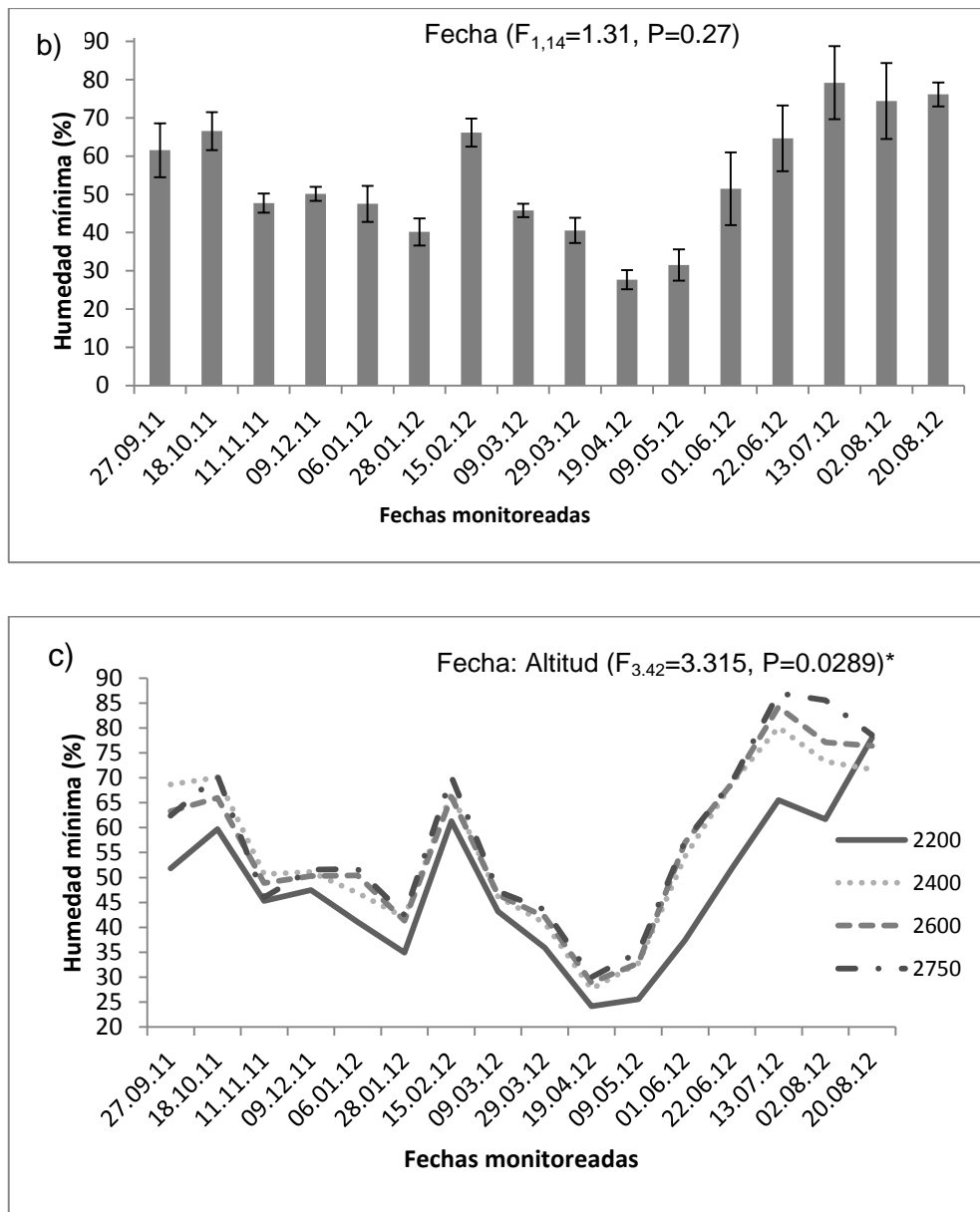


Figura 13.-a) Humedad mínima registrada en un gradiente altitudinal, b) fechas de monitoreo y c) interacción de fecha monitoreada con la altitud en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

Para poder entender si las variables ambientales (temperatura máxima, temperatura mínima, humedad máxima y humedad mínima) estaban relacionada con la abundancia de los escarabajos Scolytidae; se llevaron a cabo regresiones lineales con las diferentes variables, donde se obtuvo que la temperatura máxima muestra una relación positiva significativa: al aumentar la temperatura máxima es mayor la abundancia de Scolytidae ($R^2= 0.24, F_{1,62}=21.74, P=1.71e-05, Fig. 14$) y en la humedad mínima se mostró una mayor abundancia de Scolytidae en

humedades mínimas intermedias ($R^2=0.04$, $F_{1,62}=4.30$, $P=0.04$, Fig. 15). Por otro lado la temperatura mínima ($R^2= 0.01$, $F_{1, 62}=0.36$, $P=0.54$, Fig. 16) y la humedad máxima ($R^2= 0.009$, $F_{1, 62}=1.60$, $P=0.21$, Fig. 17) no presentan una relación significativa con la abundancia de Scolytidae.

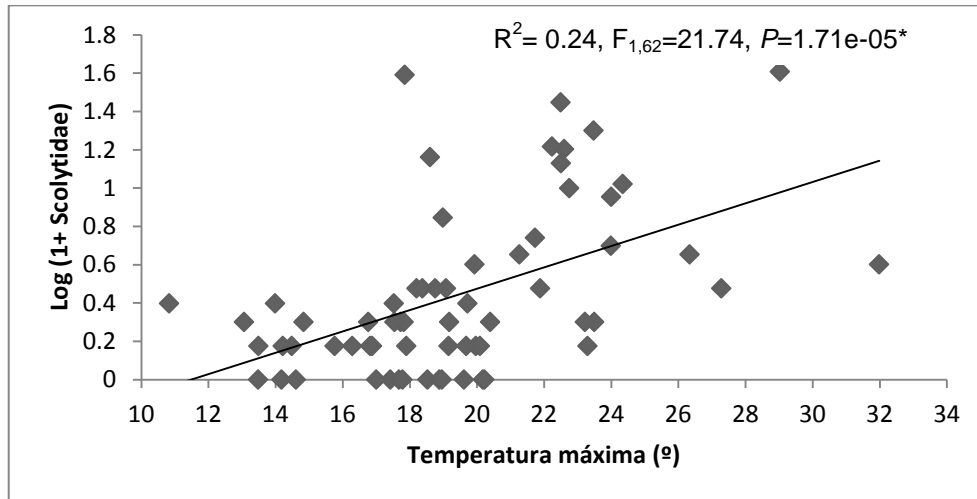


Figura 14.-Relación entre temperatura máxima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

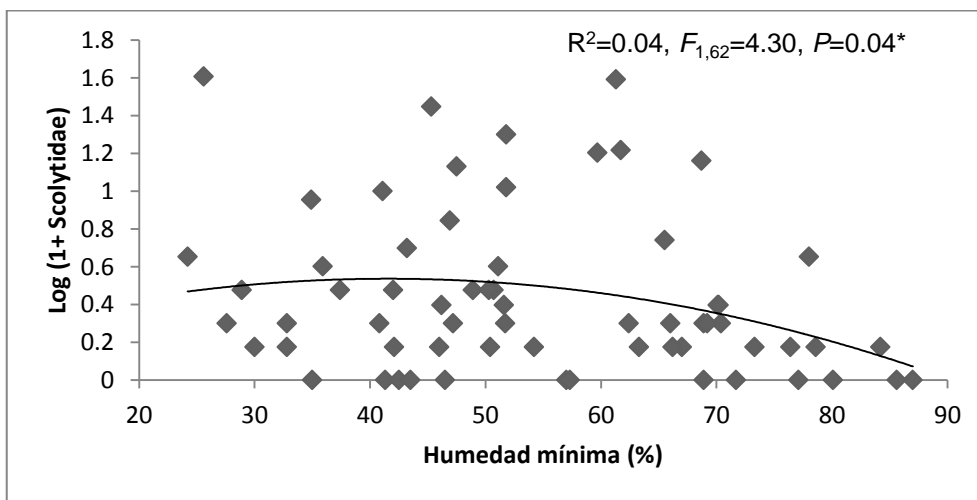


Figura 15.-Relación entre humedad mínima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

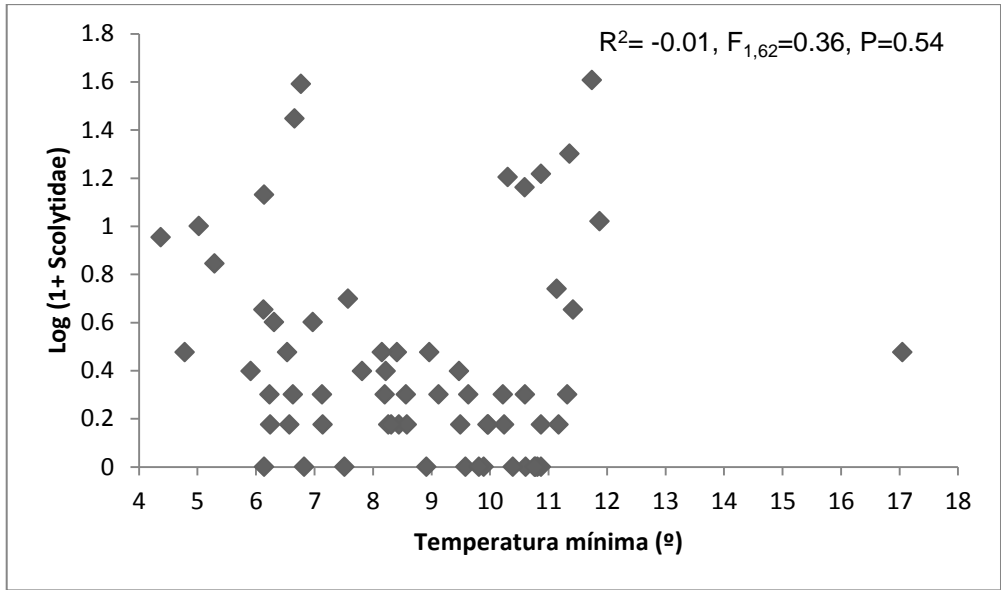


Figura 16.-Relación entre temperatura mínima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

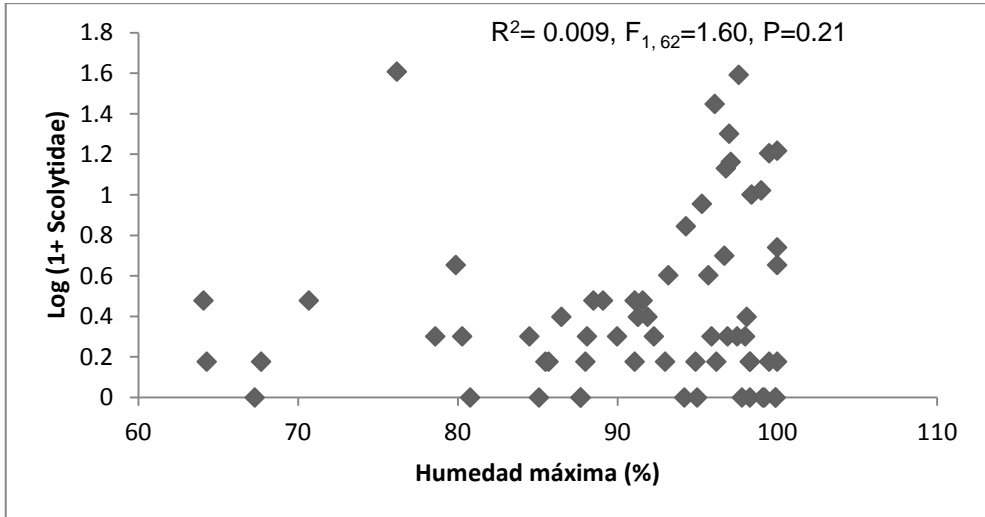


Figura 17.-Relación entre humedad máxima y abundancia de Scolytidae en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

9.4. Caracterización vegetal de los sitios de estudio

La caracterización de la vegetación en los sitios muestra que la proporción por especie de los pinos dañados por los descortezadores fue mayor en la altitud de 2200 msnm ($F_{3, 16}=8.96, P=0.001$) y la especie de pino más dañada por los descortezadores fue *Pinus pseudostrobus* ($F_{3, 16}=3.47, P=0.04$; Fig. 18) en todas las altitudes.

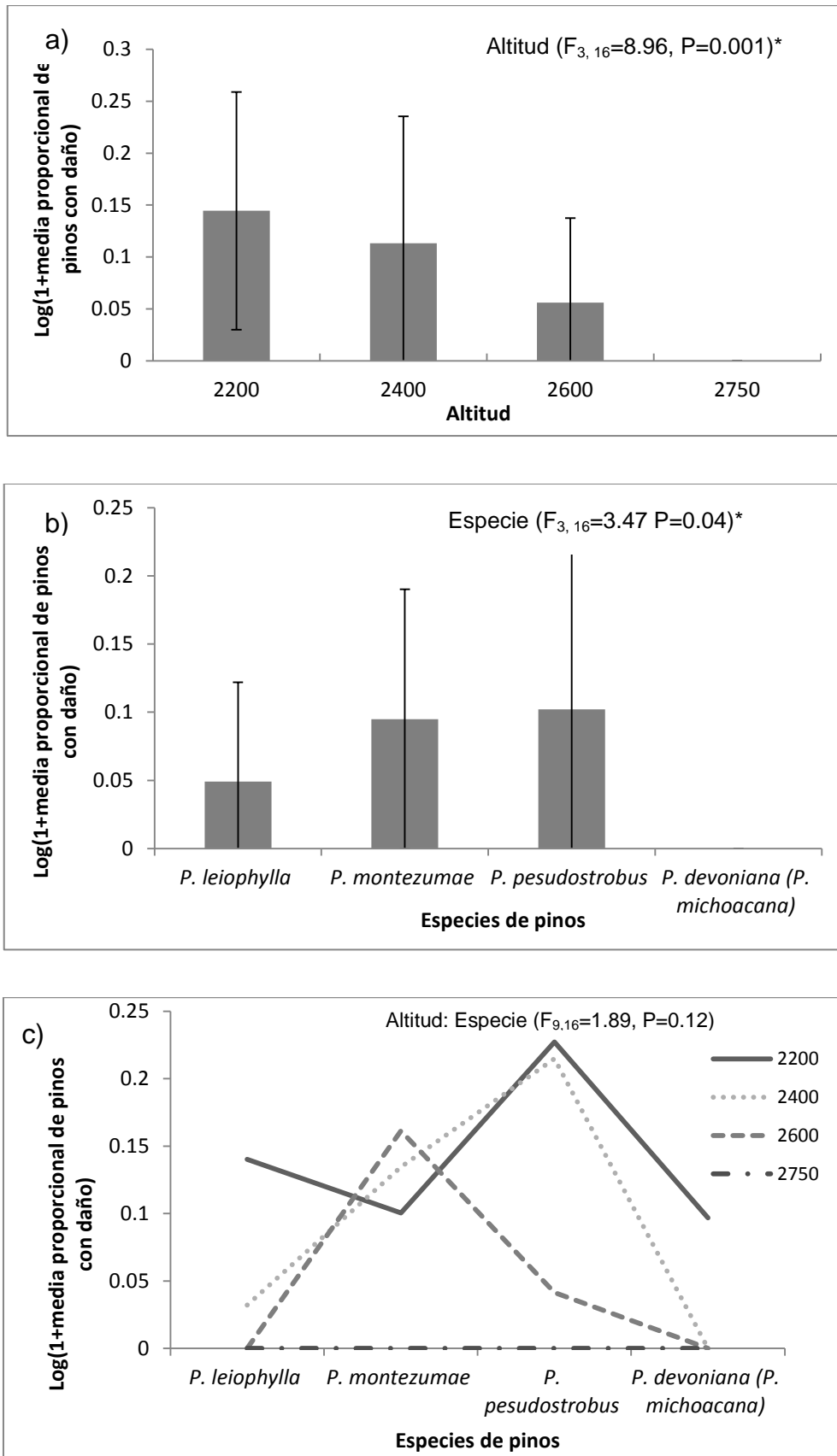


Figura 18.-Proporción de árboles dañados por categoría de daño por especie en un gradiente altitudinal en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. a)

Densidad de árboles dañados por altitud, b) Densidad de árboles dañados por especie del pino y c) Interacción de la altitud con la especie de pino.

9.5. Condiciones del arbolado en los diferentes sitios

Por medio de las categorías de vigor de los pinos, se encontró que en la altitud de 2200 msnm todas las especies de pinos presentaron individuos con categorías de 1 al 3 y solamente *P. pseudostrobus* presentó categoría 5, la más dañada (Fig. 19). En 2400 msnm se encontraron tres especies de pinos *P. leiophylla*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus* se le asignaron categorías del 1 al 2 y solamente *P. montezumae* tuvo categoría 3 (Fig. 20). En altitud de 2600 msnm se encontraron *P. leiophylla*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus* en categoría 1, *P. montezumae* categoría 2 y *P. pseudostrobus* categoría 3 (Fig. 21). En altitud de 2750 msnm solamente se encontraron árboles con categoría 1 en *P. leiophylla*, y *P. montezumae* (Fig. 22).

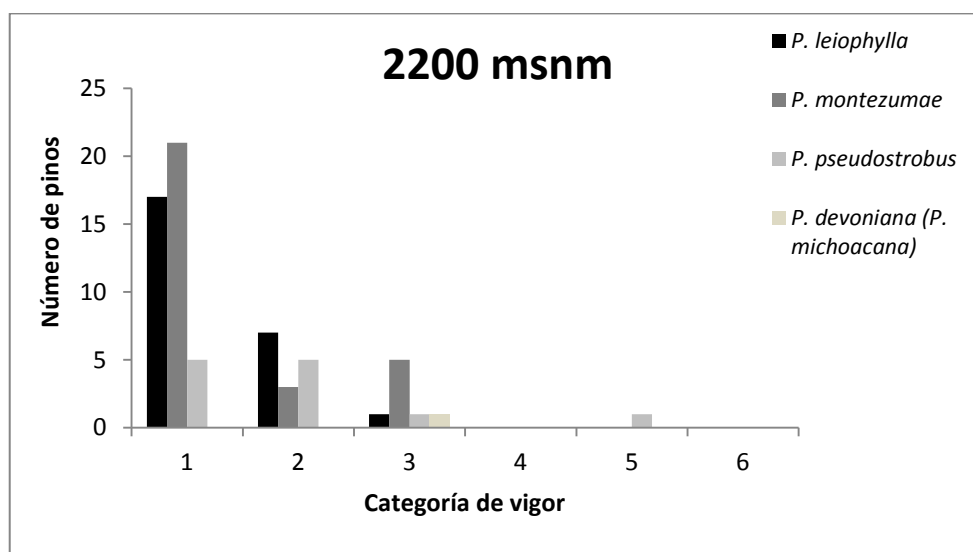


Figura 19. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2200 msnm en los bosques de la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.

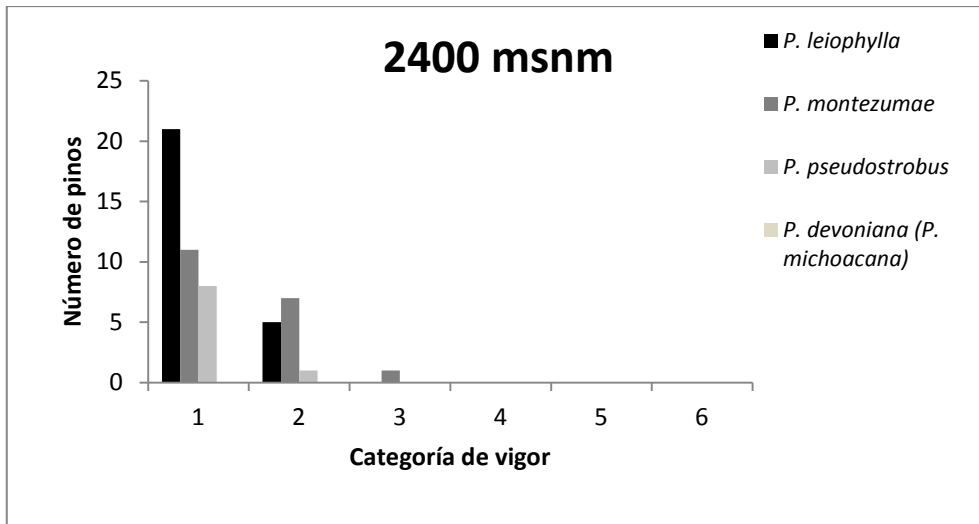


Figura 20. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2400 msnm en los bosques de la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.

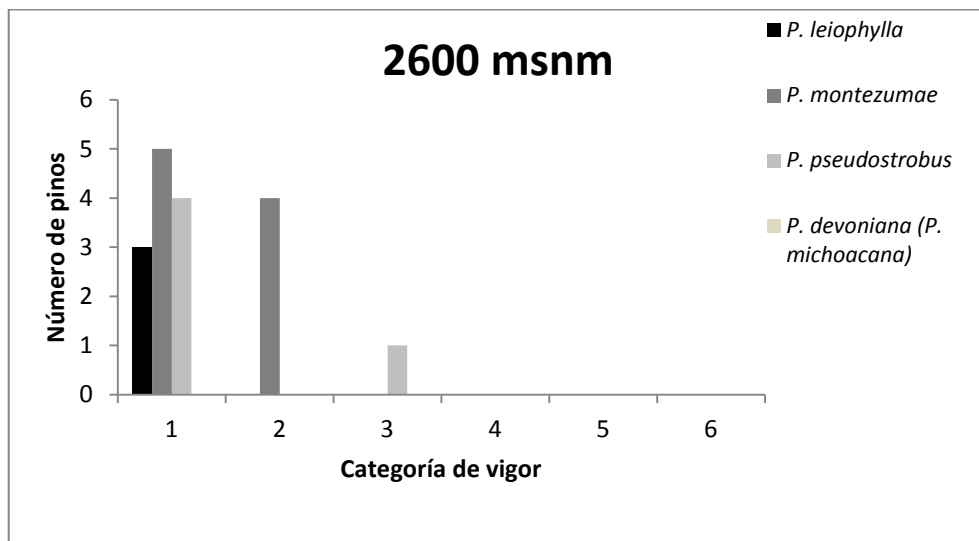


Figura 21. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2600 msnm en los bosques de la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.

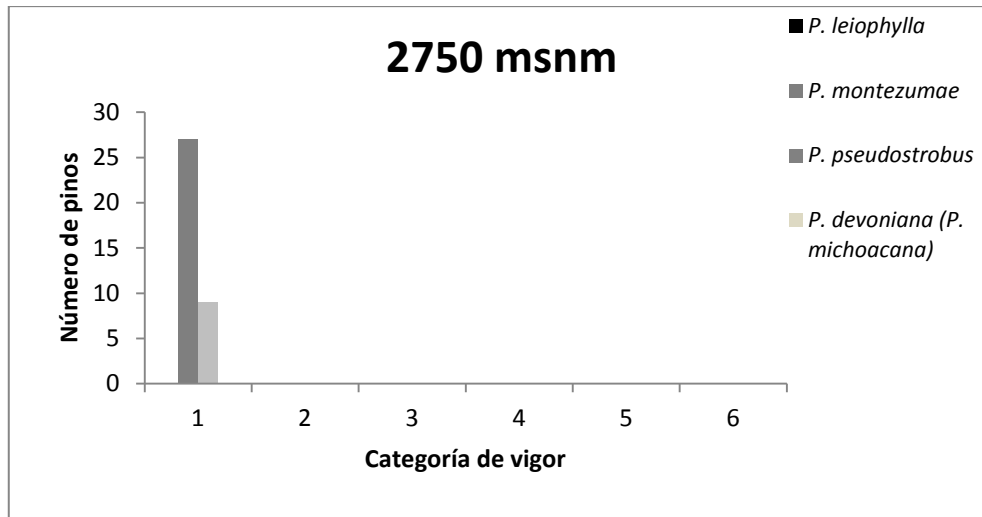


Figura 22. Categoría de vigor asignada a las cuatro especies de pinos en altitud de 2750 msnm en los bosques de Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.

10. DISCUSIÓN

10.1. Diversidad de escarabajos descortezadores a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP

Es de gran importancia conocer la diversidad de especies para saber qué tan conservado se encuentra un sitio (García-López *et al.* 2012), lo cual difiere a lo largo del gradiente altitudinal porque está relacionada con la distribución (FAO 2009, Tykarski 2006, Reif y Flousek 2012, Jong-Kook *et al.* 2012), riqueza (Marini *et al.* 2011, Gobbi *et al.* 2012) y abundancia de los insectos (Gobbi *et al.* 2012) debido a las variables ambientales (microclimas) que se presentan a lo largo del gradiente (FAO 2009, Tykarski 2006, Reif y Flousek 2012, Gobbi *et al.* 2012, García-López *et al.* 2012, Jong-Kook *et al.* 2012, González-Medina *et al.* 2010, Hayes *et al.* 2008). La distribución de las especies probablemente se ve reflejada en la historia de vida específica de cada especie y su capacidad de explorar un hábitat (altitudinal o latitudinalmente). Generalmente existen dos tipos de patrones de riqueza de especies que son observadas con el incremento de la altitud: 1) decrecimiento de una especie debido a la disminución de recursos y contraste térmico y 2) las diferentes combinaciones de las variables ambientales presentes en el lugar y la asociación de las especies que co-existen (Jong-Kook *et al.* 2012). En general se ha reportado que la riqueza de especies de insectos decrece con el incremento de la altitud (Touyilia *et al.* 2011, García-López *et al.* 2012, Gobbi *et al.* 2012, Gómez-Anaya *et al.* 2011). El gradiente altitudinal no solo afecta el patrón de distribución de las especies, sino también la estructura del hábitat (refugios de vegetación) y las variables ambientales (temperatura y humedad) (Jong-Kook *et al.* 2012).

En este trabajo la riqueza de especies fue mayor en altitudes más bajas (2200 msnm), disminuyó a los 2400 msnm, se recupera ligeramente a los 2600 y 2750 msnm, estos datos coinciden con los descortezadores del Parque Nacional Tatra en Polonia, al igual que *Ips sp.* en el Bosque Nacional Coconino en Arizona (Hayes *et al.* 2008). Este patrón de disminución de los descortezadores hacia las altas altitudes puede deberse a la influencia de la temperatura, ya que en las altitudes mayores se registra una temperatura menor, retardando el desarrollo de los insectos. Especies que presentan este patrón son *Isotomurus alticola*,

Allonemobius fasciatus, la familia Sesidae en el Norte de Inglaterra, *Aricia agestis* en el Norte de Gales, *Kosciuscola conatus*, *K. usitatus* y *Praxibulus sp.* que reducen el número de generaciones conforme aumenta la altitud, así como *Drosophila teissieri* y *D. yakuba* que disminuyen su fecundidad (Hodkinson 2005). En las elevaciones menores donde se presentan temperaturas elevadas a lo largo del año, se acelera el crecimiento de las poblaciones de los descortezadores (Tykarski 2006, Marini *et al.* 2012), y de otros insectos como *Gryllus texensis* en Texas incrementa la puesta de huevos (Adamo *et al.* 2012), *Manduca sexta* (Kingsolver 2007) e *Ischnura elegans* incrementan su crecimiento poblacional (Stoks *et al.* 2012), *Frankliniella occidentalis* aumenta su desarrollo (Rhainds *et al.* 2007) y existe un incremento en el número de generaciones en *Lobesia botrana* en España e *Ips typographus* en Europa (Stange y Ayres 2010).

10.2. Diversidad de escarabajos descortezadores a través del tiempo en los bosques de CINSJP

El número de individuos, así como la identidad de las especies colectadas a través del tiempo, puede ser variable debido al ciclo de vida de cada una de ellas. En este estudio hubo mayor abundancia y riqueza de especies en las primeras fechas de colecta (septiembre-octubre del 2011) y fueron disminuyendo conforme transcurrió el tiempo. Esto podría ser explicado por varios factores, 1) podría ser que al utilizar los atrayentes de α -pineno y aguarrás colocadas en las trampas Lindgren, pudieran servir como un control de los insectos descortezadores en los bosques de CINSJP, 2) podría ser que los descortezadores locales tengan ciclos multianuales y que por lo tanto no se mostrara la recuperación de sus poblaciones o 3) pudiera ser que dada la alta volatilidad de los atrayentes solo capturó a las poblaciones cercanas a las trampas. En otros trabajos sí se muestran a lo largo del año picos de abundancia y disminución de sus poblaciones de los descortezadores como en el Parque Nacional Barranca de Cupatitzio, Michoacán, presentó picos de vuelo *Dendroctonus mexicanus* en los meses de abril, mayo y junio del 2005, en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, esta misma especie de descortezador mostró un pico de marzo a junio en el 2004 y 2005 (Vázquez *et al.* 2007). En Nueva Segovia, Nicaragua, la menor población de insectos descortezadores fue reportada en el mes de septiembre y octubre del

2006 y la mayor población fue en noviembre y diciembre del mismo año (Aguilar y Hernández 2008). En el bosque Nacional de Snoqualmie en el estado de Washington, EUA la emergencia y ataque de descortezadores se observó en diciembre y febrero, las pupas se observaron en julio; la emergencia de los adultos en agosto y septiembre, las larvas se observaron a finales de septiembre y completaron sus galería con huevos en octubre (Lester e Irwin 2012). En un bosque del sur de Suecia, la mayor actividad de *Ips typographus* fue en abril y agosto (Schiebe *et al.* 2012). En Arizona el vuelo de *D. brevicornis*, *D. frontalis* e *I. pini* son altos en junio y julio, mientras que el vuelo de *I. lecontei* fue en julio y agosto (Williams *et al.* 2009). En Nueva Segovia, Nicaragua *D. frontalis* se encontró entre mayo y enero, siendo septiembre y diciembre los meses con mayores poblaciones, *D. approximatus* se encontró de junio a enero con mayor pico en agosto; *Ips sp.* se encontró durante todo un año de nuestro siendo en julio el mayor pico (López y Toledo 2005). En Los Pescados, Municipio de Perote, Veracruz, *D. adjunctus* presentó la mayor abundancia en mayo y junio mientras que octubre y diciembre fueron los meses de menor abundancia. En la Sierra de Arteaga, Coahuila y la Sierra La Raspadura, Chihuahua el pico de *D. adjunctus* es en octubre y noviembre. En el sur Jalisco los meses de mayor captura de *D. mexicanus* fueron en mayo y junio. En el Parque Nacional Nevado de Colima el pico de *D. adjunctus* fue en diciembre y marzo y en el Estado de México en agosto. En Zoquiapan, Estado de México *D. adjunctus* presentó mayor abundancia en septiembre y marzo y mientras que julio fue donde hubo menor abundancia (Rodríguez 2009).

Tomando en cuenta esta información, se puede observar que hay una gran variación entre especies. El pico de abundancia de los descortezadores depende de la especie y coinciden los pico más altos con el clima del lugar donde se están reportando, generalmente su mayor captura coincide con las fechas de verano e inicios de otoño de cada lugar. Por ejemplo, en las Lagunas de Monte Bello, Chiapas la mayor captura de los descortezadores fueron en fechas de verano e inicios de otoño, lo cual coincide con las altas temperaturas y precipitación de este lugar (Domínguez-Sánchez *et al.* 2008). En el caso del presente estudio, se mostró una disminución exponencial de abundancia y riqueza de especies conforme se colectaban los insectos, encontrándose en agosto 2011 el pico de

abundancia y riqueza de especies, y no se mostró un pico de recuperación de las poblaciones de los Scolytidae en el siguiente año. En Norteamérica y Europa usan los semioquímicos como un método alternativo de control y manejo de descortezadores, pero los semioquímicos utilizados tienen que repeler a los descortezadores para proteger árboles individuales o controlar brotes pequeños (Díaz-Nuñez *et al.* 2006). Este hallazgo representa una línea de estudio para seguir desarrollando.

10.3. Estimadores de riqueza e índices de diversidad

De acuerdo a las curvas de acumulación de especies para las altitudes de 2200 y 2750 msnm faltaría un mayor esfuerzo de muestreo para obtener el 100% de las especies, puesto que presentan curvas con mucha pendiente, mientras que lo contrario sucede en las altitudes de 2400 y 2600, donde se colectaron casi todas las especies que se encontraban en esos sitios al mostrar curvas asintóticas, en este caso nos muestra que el esfuerzo fue suficiente. Por otro lado de acuerdo al estimador ACE y Chao1 en la altitud de 2200 y 2750 msnm se estimó una mayor riqueza de especies a comparación de las otras altitudes (2400 y 2600 msnm), pero el porcentaje es muy bajo de acuerdo a la riqueza de especies observada en esos sitios. Sin embargo, en altitudes de 2400 y 2600 msnm sucedió lo contrario, es decir, se predicen pocas especies, pero el porcentaje que se obtuvo es alto de acuerdo a las especies observadas.

Dado que los factores ambientales pueden estar influyendo la abundancia y diversidad de especies, se monitorearon la temperatura y humedad. Con los datos registrados de las condiciones ambientales y la riqueza de especies observadas y predichas, se puede observar que en altitudes intermedias, las variables ambientales (temperatura y humedad) son poco fluctuantes a comparación de las altitudes de los límites extremos muestreados (2200 y 2750 msnm), por lo tanto, en altitudes intermedias las condiciones varían poco, por lo que existen especies establecidas y adaptadas a dicho hábitat específico, sin embargo en las altitudes de los extremos, existen muchas fluctuaciones de las condiciones ambientales, por lo que posiblemente pueden llegar nuevas especies a colonizar los pinos provenientes de ambientes vecinos, en relación a las condiciones ambientales

más extremas y así mismo podrían presentar un mayor número de especies diferentes.

Con respecto al índice del recíproco de Simpson se encontró una mayor diversidad en altitud de 2600 msnm y menor en altitud de 2750, siendo el sitio de 2600 msnm el donde se estimó el mayor porcentaje de la riqueza de especies observadas, es decir, las especies se encuentran mejor repartidas y sucedió lo contrario en la altitud de 2750 msnm donde se estimó un menor número de especies y poca diversidad. Esto se podría deber que la temperatura es menor y la humedad mayor en este sitio a comparación de los otras altitudes, por lo que podría existir pocas especies específicas a este tipo de hábitats. Sin embargo, el índice α de la serie log mostró el valor más alto en la altitud de 2750 y el menor a los 2200 msnm, esto se debe a que esta medida pondera la riqueza de especies, a diferencia del índice de Simpson que pondera dominancia.

La temperatura y humedad son factores que influyen en el crecimiento poblacional de los insectos descortezadores, aunque también pueden influir otros factores como el tipo de suelo, la insolación de las trampas, así como el atrayente que se utilizó. Por lo que es necesario hacer estudios relacionados a la diversidad de insectos descortezadores a lo largo de un gradiente altitudinal y combinando diferentes estrategias de muestreo, porque a pesar que en los últimos años se han ido incrementando las poblaciones de estos insectos, no se tienen antecedentes en el sitio de estudio. El estudio más cercano sobre este tema muestra la comparación de dos sitios únicamente, González-Medina y colaboradores (2010) compararon la diversidad de descortezadores de una localidad con manifestaciones patológicas (Ajusco, Distrito Federal) y otra con apariencia saludable (Zoquiapan, Puebla y Estado de México), pero ambas con indicios de descortezadores, utilizando el índice recíproco de Simpson y encontraron que la diversidad fue mayor en el Ajusco (4.5) comparado con Zoquiapan (3.8).

10.4. Especies más abundantes a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP

La abundancia de cada especie en el gradiente altitudinal puede ser diferente, en este estudio la mayoría de las especies muestran una tendencia hacia las altitudes menores (*Hylastes fulgidus*, *Hylastes gracillis*, *Hylastes tenuis*, *Gnathotrichus sulcatus*, *Hylurgops planirostris* y *Xyleborus affinis*) similar a lo encontrado en el Bosque Nacional de Coconino en Arizona con *Ips lecontei* e *Ips calligraphus* (Hayes *et al.* 2008). También otras especies muestran el patrón contrario, presentando una tendencia hacia las altitudes mayores como en *Ips mexicanus* en este estudio, *Hypurgops glabratus* y *Polygraphus poligraphus* en el Parque Nacional Tatra en Polonia (Tykarski 2006), *Dendroctonus adjunctus*, *D. approximatus* y *D. valens* en el Parque Nacional Coconino en Arizona (Hayes *et al.* 2008). En otros casos se puede mostrar la presencia exclusiva de la especie en un solo piso altitudinal, como se presentó en este estudio al colectarse todos los individuos de *Ips grandicollis* únicamente en una altitud de 2200 msnm.

La tendencia de la distribución de las especies hacia cierta altitud en particular puede deberse a factores abióticos (temperatura, humedad, suelo) (FAO 2009, Tykarski 2006, Reif y Flousek 2012) o bióticos (interacciones bióticas como competencia, depredación o parasitismo) presentes en las diferentes altitudes (FAO 2009, Tykarski 2006), pero es importante resaltar que el cambio de distribución de las especies encontrado, no se debe a un cambio en el ecosistema, dado que siempre se trabajó en un bosque de pinos con dominancia de *Pinus pseudostrobus* (Reif y Flousek 2012).

10.5. Temperatura y humedad a lo largo de un gradiente altitudinal en los bosques de CINSJP

La altitud mostró una relación significativa con la temperatura y humedad, a lo largo de un gradiente altitudinal y por lo general se presenta una temperatura menor en altitudes mayores y las altitudes menores presentan una temperatura más elevada (Hodkinson 2005, Tykarski 2006, Jong-Kook *et al.* 2012). Estudios en otras montañas del mundo muestran el mismo patrón, por ejemplo en el Parque Nacional de Mt. Sobaeksa, Korea (Jong-Kook *et al.* 2012), y en los Andes

sur-orientales de Perú (Larten 2012), los cuáles coinciden con los datos registrados en este trabajo con la presencia de altas temperaturas máximas y mínimas en las altitudes menores y en las partes más elevadas la temperatura máxima disminuye.

La humedad máxima fue más alta en altitudes menores coincidiendo con lo reportado en el Parque Nacional de Mt. Sobaeksa, Korea (Jong-Kook *et al.* 2012) y en los Andes sur-orientales de Perú (Larten 2012). En el presente estudio a los 2200 msnm existió mayor variación en la temperatura máxima y mínima y la humedad máxima, y se presentó menor variación a los 2750 msnm con estas mismas variables, en el caso de la humedad mínima sucedió lo contrario, siendo la mayor variación a los 2750 msnm y menor variación a los 2200 msnm.

10.6. Relación de la abundancia de descortezadores con la temperatura y humedad en los bosques de CINSJP

La abundancia de las especies puede aumentar, mantenerse o disminuir de acuerdo a ciertos factores ambientales como la temperatura y la precipitación (López y Toledo 2005, Hayes *et al.* 2008, FAO 2009, Reif y Flousek 2012, García-López *et al.* 2012, Jong-Kook *et al.* 2012, Sassi *et al.* 2012), por lo que estos factores se utilizan como predictores de los patrones de distribución de las especies (López y Toledo 2005, FAO 2009, García-López *et al.* 2012, Jong-Kook *et al.* 2012, Reif y Flousek 2012) tomando en cuenta la tolerancia al estrés ambiental (FAO 2009, Larsen 2012), la plasticidad fenotípica (Verdu 2011), así como las adaptaciones y evolución en los mecanismos de hibernación de las diferentes especies (Van y Shaw 1998).

En particular para los insectos, la temperatura es un factor muy importante que influye en el crecimiento de las poblaciones. Las temperaturas altas aceleran el desarrollo de las especies, presentando más generaciones por año, lo cual les permite expandir sus poblaciones (FAO 2009, Lester e Irwin 2012). Un ejemplo de esto lo muestra *Ips typographus* quien ha aumentado la infestación de abetos en Friuli-Venezia Giulia, Italia debido al aumento de la temperatura (Marini *et al.* 2012) y las mariposas en Europa central han cambiado su distribución histórica hacia otros lugares debido a los cambios de temperatura experimentados en

épocas recientes (Sassi *et al.*2012). En el grupo de las aves, también se han observado cambios en la distribución de las especies tanto en Europa como en Australia y los anfibios en Costa Rica (Reif y Flousek 2012) por el aumento en las temperaturas. Por el contrario, las bajas temperaturas tienden a incrementar el periodo larvario y el tiempo de cada generación en los descortezadores, induciendo incluso la diapausa (Tykarski 2006, Lester e Irwin 2012). En este estudio se encontró una relación positiva significativa de la abundancia de descortezadores con la temperatura máxima, mostrando una mayor abundancia de descortezadores cuando aumenta la temperatura máxima. Estos resultados nos indican que para este grupo de insectos, efectivamente las temperaturas elevadas favorecen su desempeño, coincidiendo con las hormigas de Georgia al mostrarse una relación positiva con la temperatura (Chaladze 2012).

Por otro lado la humedad es un factor que depende tanto de la temperatura como de la precipitación (FAO 2009); en este estudio se encontró que la abundancia de descortezadores tiene un máximo en humedades mínimas intermedias. Sin embargo esta variable tiene baja capacidad para predecir la distribución de las especies (García-López *et al.* 2012), en las hormigas de Georgia presentaron una relación negativa con la precipitación (Chaladze 2012). En cuanto a la humedad máxima no hubo una relación de la abundancia de descortezadores, por lo tanto la alta temperatura y baja humedad relativa se favorecen el desarrollo de los descortezadores (López y Toledo 2005).

10.7. Daño por descortezadores en cuatro especies de pinos en los bosques de CINSJP

Algunos autores han postulado que en las zonas más bajas de los bosques templados de México sufrirán graves consecuencias debido al aumento de temperatura (Villers-Ruíz y Trejo-Vázquez 1998), experimentando un mayor estrés los árboles que se encuentran en los límites inferiores de su distribución (tanto altitudinal como latitudinal), ya que estos límites están relacionados directamente con los límites en su rango de tolerancia ambiental y probablemente se verán sobrepasados (González *et al.* 2003, Mátyás 2010). Los resultados del presente estudio mostraron un mayor ataque de los descortezadores en altitudes bajas (2200 msnm), coincidiendo con un estudio en el Norte de Arizona al tener

los árboles un mayor estrés y un mayor impacto por los descortezadores en las elevaciones más bajas (Hayes *et al.* 2008).

Por otro lado el prolongado estrés hídrico también reduce la resistencia de los árboles a los enemigos naturales (FAO 2009), siendo algunas especies menos tolerantes que otras y originando susceptibilidad al ataque de los enemigos naturales. Los árboles vigorosos que presentan reservas nutricionales podrán equilibrar y soportar mejor los daños por descortezadores produciendo defensas contra ellos, como pueden ser una mayor producción de resina para inundar las galerías del insecto, matándolo o arrastrándolo fuera del floema antes que se establezca (Clark *et al.* 2010, Boone *et al.* 2011, Preisler *et al.* 2012, Davis *et al.* 2012, Erbilgin y Colgan 2012, Ott *et al.* 2012). Esto ha sido encontrado en *Pinus contorta* ante al ataque de *Dendroctonus ponderosae* en Columbia Británica, Canadá (Boone *et al.* 2011, Preisler *et al.* 2012). Al mismo tiempo esta resina está acompañada de terpenos en algunas especies (López y Toledo 2005, Rodríguez 2009, Boone *et al.* 2011, Powell y Raffa 2011, Zhao *et al.* 2011, Bohlmann 2012, Clark *et al.* 2012, Schiebe *et al.* 2012). En *Picea abies*, *Picea glauca* y *Picea sitchensis* se ha reportado que producen terpenos al ser atacados por los descortezadores (Bohlmann 2012), también *Pinus ponderosae var. scopulorum* al ser atacado por *Dendroctonus brevicornis* en el norte de Arizona, USA (Davis y Hofstetter 2011), *Pinus contorta* ante el ataque de *Dendroctonus ponderosae* en British Columbia, Canadá, *Pinus taeda* por *Dendroctonus frontalis*, *Pinus latifolia* por *Dendroctonus ponderosae* (Ott *et al.* 2012), *Picea abies* por *Ips typographus* en Parismala, Suecia (Schiebe *et al.* 2012) y en otros casos algunos pinos pueden defenderse al producir más lignina (Powell y Raffa 2011) para tener más dura la corteza (Powell y Raffa 2011, Ott *et al.* 2012,) o crecer menos para poder defenderse como los abetos de Friuli-Venezia Giulia, Italia crecen menos para defenderse de los *Ips typographus* (Marini *et al.* 2012).

En otros casos, los pinos no producen defensas y se verán afectados en mayor medida por los descortezadores (López y Toledo 2005, Rodríguez 2009) o también hay reportes de que los descortezadores pueden soportar las defensas de los pinos y tener éxito en su establecimiento (Boone *et al.* 2011). El grado de defensas de los pinos puede variar de acuerdo a muchos factores presentes, por

ejemplo la densidad de poblaciones de los descortezadores, al mostrar una mayor producción de terpenos en *Pinus contorta* únicamente cuando hay altas densidades de *Dendroctonus ponderosae*; el diámetro de los pinos puede afectar, como en *Pinus contorta* en Columbia Británica, Canadá que presentó un mayor flujo de resina en aquellos pinos con un diámetro mayor (Boone *et al.* 2011) así como la especie de pino, Billings (2005) consideró que *Pinus pseudostrobus* es menos susceptible a comparación de *Pinus oocarpa* y *Pinus caribaeae* (Casimiro-Soriguer 2007).

En el presente estudio la especie más susceptible al ataque por los descortezadores fue *Pinus pseudostrobus* y las especies menos susceptibles fueron *Pinus leiophylla*, *Pinus montezumae* y *Pinus michoacana*. Esta diferencia de susceptibilidad en las diferentes especies de pinos puede deberse a las defensas, al estatus nutricional que tiene cada especie en el área de estudio, o a sus rangos de distribución altitudinal naturales. En el presente estudio no se evaluaron los mecanismos de defensa de los pinos encontrados, pero sería importante conocer cuáles son las estrategias empleadas, así como el efecto de la resinación sobre el ataque de descortezadores en una futura investigación.

Por otro lado, es importante seguir realizando estudios de los descortezadores, enfocados a diferentes ámbitos. Estos pueden ser desde estudios moleculares hasta ecológicos, debido a que la información es muy escasa a nivel nacional, estatal y regional. Dichos estudios podrían contribuir a proponer soluciones a la devastación de los bosques causada por los descortezadores. Por lo tanto es de gran importancia seguir desarrollando estudios en el estado de Michoacán en relación a los impactos potenciales del cambio climático (Sáenz-Romero *et al.* 2012), ya que a pesar de ser un estado con gran riqueza forestal, existe muy poca información de las plagas presentes en los bosques. Por otro lado cabe mencionar que el cambio climático es un detonante para el crecimiento de las poblaciones de los descortezadores, el cual sigue avanzando de una manera acelerada, por lo que se tienen que dar posibles soluciones a los daños que puedan generar el incremento de esta plaga en el estado.

11. CONCLUSIONES

En la Comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán se identificaron 19 especies de Scolytidae, siendo todas plagas secundarias. Hubo una mayor abundancia y riqueza de Scolytidae en altitudes menores y en las primeras fechas de muestreos. Se debe realizar más esfuerzo de muestreo en altitudes de 2200 y 2750 msnm dado que no se llegó a la asíntota en la curva de acumulación de especies. Con los estimadores de ACE y Chao1 se predijo casi el total de la riqueza esperada con la observada, con el recíproco de Simpson, el sitio con mayor diversidad fue el de 2600 msnm y con el α serie log el más diverso fue el de 2750 msnm. Las especies más abundantes encontradas durante todo el muestreo fueron *Hylastes gracillis*, *Hylastes tenuis*, *Hylastes fulgidus*, *Gnathotrichus sulcatus*, *Hylurgops planirostris*, *Ips mexicanus*, *Ips grandicollis* y *Xyleborus affinis*. La mayoría mostraron una tendencia hacia las altitudes menores, excepto *Ips mexicanus* quien tuvo una tendencia contraria. Cabe resaltar que en *Ips grandicollis* solo se encontró en altitud de 2200 msnm.

Con lo que respecta a las condiciones ambientales, la temperatura máxima y mínima y la humedad máxima son mayores en altitudes menores y la humedad mínima es lo contrario, siendo mayor la humedad mínima en altitudes mayores. La temperatura máxima presenta una relación con la abundancia de Scolytidae, siendo mayor la abundancia conforme aumenta la temperatura; en la humedad mínima se observó una relación significativa, siendo lo humedades mínimas intermedias las que presentan una mayor abundancia de escolítidos. Aunado a una mayor riqueza y abundancia de escolítidos en los pisos altitudinales menores, la caracterización de los sitios mostró que la altitud menor muestra un mayor número de árboles dañados por descortezadores. La especie más dañada a lo largo del gradiente altitudinal fue *Pinus pseudostrobus*.

12. LITERATURA CITADA

- Adamo, A.S., Baker, L.J., Maggie, M.E. and Wilson, G. 2012. Climate change and temperate zone insects: The tyranny of thermodynamics teets the world of limited resources. *Environmental Entomology*, 41(6):1644-1652.
- Aguilar, M.Y.B. y Hernández, C.M.C. 2008. Fluctuación poblacional de insectos e incidencia plantas parásitas asociadas a los árboles de pino en el municipio de San Fernando, Nueva Segovia. Universidad Nacional Agraria. Trabajo de diploma. Managua, Nicaragua. Pp. 39.
- Alejandro-Melena, N. 2004. Estudio sobre el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* Lindl en sitios afectados por deposición de cenizas volcánicas en las inmediaciones del volcán Parícutín Michoacán, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de licenciatura. Morelia. Pp. 9-14.
- Amin, H., Tyson, A.P., Russo, S.R., Brown, W.A., Sive, B., Gannet, H.A. and Huff, H.K.E. 2012. Effect of bark beetle infestation on secondary organic aerosol precursor emissions. *Environ. Sci. Technol* 46: 5696-5703.
- Bentz B.J., Régnière, J., Fettig, C.J., Hansen, E.M., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G., Negrón, J.F., Seybold, S.J. 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bio-Science* 60: 602-613.
- Bocco, G., Velázquez, M.A., Torres, G.A. y Siebe, C. 1998. Geomorfología y recursos naturales en comunidades rurales. El caso de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán. *Geografía y Desarrollo* 16:71-84.
- Bohlmann, J. 2012. Pine terpenoid defences in the mountain pine beetle epidemic and in other conifer pest interactions: specialized enemies are eating holes into a diverse, dynamic and durable defence system. *Tree Physiology* 00, 943–945 doi:10.1093/treephys/tps065
- Boone, K.C., Aukema, H.B., Bohlmann, J. Carroll, L.A. and Raffa, F.K. 2011. Efficacy of tree defense physiology varies with bark beetle population

density: a basis for positive feedback in eruptive species. *Can. J. For. Res.* 41: 1174–1188

Casimiro-Soriguer, D. 2007. Evaluación rápida del uso de Trampas de Feromonas para la captura de *Ips calligraphus* y sus enemigos naturales en San Fernando (Nueva Segovia). Universidad Nacional Agraria. Tesis de licenciatura. Managua, Nicaragua. Pp. 19.

Chaladze, G. 2012. Climate-based model of spatial pattern of the species richness of ants in Georgia. *J Insect Conserv.* (2012) 16:791–800.

Charraras 1962 En Del Rio, M.A y Petrovich, I. 2011. Técnicas de monitoreo e investigación fitosanitaria en bosques de clima templado. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Pp. 22-30

Cibrián, T.D., Méndez, M.T.J., Campos, B.R., Yates, O.H. y Flires, L.J. 2000. Insectos Forestales de México/ Forest Insects of Mexico. Ed. Copyright. Chapingo, Estado de México. Pp. 28-29, 266-269.

Clark, E.L., Huber, D.P.W. and Carroll A.L. 2012. The legacy of attack: implications of high phloem resin monoterpene levels in lodgepole pines following mass attack by mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins. *Environmental Entomology*, 41(2):392-398.

Clark, L.E., Carroll, L.A. and Huber, P.W.D. 2010. Differences in the constitutive terpene profile lodgepole pine across a geographical range in British Columbia, and correlation with historical attack by mountain pine beetle. *Can. Entomol.* 142: 557–573.

Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.

Dajoz, R. 2001. Entomología Forestal: Los insectos y el bosque. Ed. Mundi-Prensa. España. Pp. 377-402.

- Davis, S.R., Hood, S. and Bentz, J.B. 2012. Fire-injured *ponderosa Pine* provide a pulsed resource for bark beetles. *Can. J. For. Res.* 42: 2022–2036.
- Davis, S.T. and Hofstetter, W.R. 2011. Oleoresin chemistry mediates oviposition behavior and fecundity of a tree-killing bark beetle. *J Chem Ecol* 37:1177–1183.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I. y Montero, G. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12 (1), 159-176.
- Del Rio, M.A y Petrovich, I. 2011. Técnicas de monitoreo e investigación fitosanitaria en bosques de clima templado. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Pp. 22-30.
- Díaz-Núñez, V., Sánchez-Martínez, G. y Gillette, N.E. 2006. Respuesta de *Dendroctonus mexicanus* (Hopkins) a dos isómeros ópticos de Verbenona. *Agrociencia* 40: 349-354.
- Domínguez-Sánchez, B., Macías-Sámamo, E.J., Ramírez-Marcial, N. y León-Cortés, J. 2008. Respuesta kairomonal de coleópteros asociados a *Dendroctonus frontalis* y dos especies de *Ips* (Coleóptera: Curculionidae) en bosques de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 175-183.
- Erbilgin, N. and Colgan, J.L. 2012. Differential effects of plant ontogeny and damage type on phloem and foliage monoterpenes in jack pine (*Pinus banksiana*). *Tree Physiology* 32, 946–957 doi:10.1093/treephys/tps047.
- FAO, 2003. Estado de la diversidad biológica de los árboles y bosques en el Sur y Sureste de México. Roma, Departamento de montes FAO. Pp. 43.
- FAO, 2009. Los impactos del cambio climático en la sanidad forestal. Roma, Departamento Forestal FAO. Pp. 1-25.

- Fetting, J.C., McKelvey, R.S., Dadney, P.C. and Borys, R.R. 2007. The response of *Dendroctonus valens* and *Temnochila chlorodia* to *Ips paraconfusus* pheromone components and verbenone. *Can Entomol.* 139: 141-145.
- Flechtmann, C.A.H., Dalusky, M.J. and Berisford, C.W. 1999. Bark and ambrosia beetle (Coleoptera: Scolytidae) responses to volatiles from aging loblolly pine billets. *Environ. Entomol* 28 (4): 638-648.
- Gandhi, J.K.K., Cocnato, A.I., Lichtle, D.M., Mosley, B.J., Nielsen, D.C. and Herms D.A. 2010. Composition, seasonal activity, and semiochemical response of native and exotic bark and ambrosia beetles (Coleóptera: Curculionidae: Scolytinae) in northeastern Ohio. *Journal of Economic Entomology.* 103 (4): 1187-1195.
- Gandhi, J.K.K., Gilmore, W.D., Haack, A.R., Katovich, A.S., Krauth, J.S., Mattson, J.W., Zasada, C.J. and Seybold J.S. 2009. Application of semiochemicals to assess biodiversity of subcortical insects following and ecosystem disturbance in a sub-boreal forest. *J Chem Ecol* 35:1384-1410.
- García-López, A., Micó, E. and Galante, E. 2012. From lowlands to highlands: searching for elevational patterns of species richness and distribution of scarab beetles in Costa Rica. *Diversity and Distributions* 18: 543–553.
- Gobbi, M, Priore, C., Tattoni, C. and Lencioni, V. 2012. Surprising *longhorned* beetle (Coleopter:Cerambycidae) richness along an Italian alpine valley. *ZooKeys* 208: 27–39.
- Gómez-Anaya, J.A., Novelo-Gutiérrez, R. and Bruce, C.W. 2011. Diversity and distribution of Odonata (Insecta) larvae along an altitudinal gradient in Coalcomán mountains, Michoacán, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 59 (4): 1559-1577.
- Gómez-Pompa, A. y Dirzo, R. 1995. Introducción: Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas en México. Eds. Gómez-Pompa, A. y Dirzo, R. CONABIO México. Pp. 7-10.

- Gómez-Romero M., 2006. Desarrollo del dosel de leguminosas bajo diversas condiciones de restauración ecológica en bosque de pino–encino de Michoacán, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Maestra en ciencias. Morelia, Michoacán. Pp. 12-16.
- González, E.M., Jurado, E., González, E.S., Aguirre, C.O., Jiménez, P.J. y Navar, J. 2003. Cambio climático mundial: origen y consecuencias. Ciencia UANL VI (3): 377-385.
- González-Medina, E.R., Equihua, M.A., Mendoza, B. M. A., Cibrián, T.D. 2010. Relaciones entre descortezadores (Coleóptera: Scolytidae) y vitalidad en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. Rev. Mex. Cien. For. 1(2): 121-133.
- Griffin, M.J. and Turner, G.M. 2012. Changes to the N cycle following bark beetle outbreaks in two contrasting conifer forest types. Oecologia 170: 551-565.
- Hayes, J.C, DeGomez, E.T., Clancy, M.K., Williams, K.K., McMillin, D.J. and Anhold, A.J. 2008. Evaluation of funnel traps for characterizing the bark beetle (Coleoptera: Scolytidae) communities in *ponderosa Pine* forests of north-central Arizona. J. Econ. Entomol. 101 (4): 1253-1265.
- Hodkinson, D.I. 2005. Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude. Biol. Rev. 80: 489–513.
- Hofstetter, W.R., Gaylord, L.M., Martinson, S. and Wagner, R.M. 2012. Attraction to monoterpenes and beetle-produced compounds by syntopic *Ips* and *Dendroctonus* bark beetles and their predators. Agricultural and Forest Entomology 14: 207-215.
- Hopkins, A.D. 1909. Contributions toward a monograph of the scolytid beetle 1. The genus *Dendroctonus*. Technical Bulletin, United State Department of Agriculture, Bureau of Entomology 17:1-164.
- http://www.barkbeetles.info/info_on_photos.php (1:30 pm del 21 de Febrero del 2013).

- Jiménez, M.E., Alfaro, E.J.A., Lazo U.N.J. y Zelaya, O.M. 2005. Identificación y fluctuación poblacional de depredadores de *Dendroctonus frontalis* Zimm y otros descortezadores de pino en Nueva Segovia. La Calera, Nicaragua 6:17-21.
- Jong-Kook, J., Seung-Tae, K., Sue-Yeon, L. Chang-Gyu, P., Jong-Kyun, P. and Joon-Ho, L. 2012. Community structure of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) along an altitudinal gradient on Mt. Sobaeksan, Korea. Journal of Asia-Pacific Entomology 15: 487–494.
- Kendra, E.P., Sanchez, S.J., Montgomery, S.W., Okins, E.K., Niogret, J., Peña, E.J., Epsky, D.N. and Heath, R.R. 2011. Diversity of Scolytinae (Coleoptera: Curculionidae) attracted to avocado, lychee, and essential oil lures. Florida Entomologist 94 (2): 123-130.
- Kingsolver, G.J. 2007. Variation in growth and instar number in field and laboratory *Manduca sexta*. Proc Biol Sci. 274(1612): 977–981.
- Krebs, C.J. 1978. Ecología. Estudio de distribución y la abundancia. Segunda edición. Harper & Row, Publishers, Inc. México. Pp. 495-496.
- Larsen, H.T. 2012. Upslope range shifts of andean dung beetles in response to deforestation: compounding and confounding effects of microclimatic change. Biotropica 44(1): 82–89 2012.
- Lester, D.J. and Irwin, T.J. 2012. Metabolism and cold tolerance of overwintering adult mountain pine beetles (*Dendroctonus ponderosae*): Evidence of facultative diapause? Journal of Physiology 58: 808-8015.
- Logan, J.A., Régnière, J., Powell, J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 130-137.
- López, Z.B.L. y Toledo, M.I.L. 2005. Dinámica poblacional de descortezadores de pinos en dos municipios del departamento de Nueva Segovia. Tesis de licenciatura. Managua, Nicaragua. Pp. 10-25.

- Magurran, E.A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing company. USA. Pp. 81-88.
- Marini L., Haack A.R., Rabaglia J.R., Toffolo P.E., Battisti A. and Faccoli M. 2011. Exploring associations between international trade and environmental factors with establishment patterns of exotic Scolytinae. *Biol. Invasions*. DOI 10.1007/s10530-011-0039-2.
- Marini, L., Ayres, P.M., Battisti, A. and Faccoli, M. 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change* DOI 10.1007/s10584-012-0463-z.
- Mátyás, C, 2010. Forecasts needed for retreating forests. *Nature* 469: 1271.
- Mazzei, K. and Masiuk, M. 2007. Cooperative extension-college of agricultural sciences. Woody ornamental IPM. Disponible en http://woodypests.cas.psu.edu/FactSheets/InsectFactSheets/html/Pine_Bar_kA.html (13 de febrero del 2013).
- Medina, G.C., F. Guevara-Féfer, R.M.A. Martínez, P. Silva-Sáenz y M.A. Chávez-Carbajal. 2000. Estudio florístico en el área de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana* 52:5-41.
- Mehr, M., Brandl, R., Kneib, T. and Muller, J. 2012. The effect of bark beetle infestation and salvage logging on bat activity in a national park. *Biodivers Conserv* 21: 2775-2786.
- Miller, R.D. and Crowe, M.C. 2011. Relative performance of Lindgren multiple-funnel, intercept panel, and colossus pipe traps in catching Cerambycidae and associated species in the Southeastern United States. *Journal of Economic Entomology*, 104(6):1934-1941.
- Mittermeier, R y Goetsch, C..1992. La importancia de la diversidad biológica de México. En: J. Sarukán y R. Dirzo (eds.). México ante los retos de la biodiversidad. CONABIO México. Pp. 1.

- Moreno, B., Macías, J. Sullivan, T.B. and Clarke, R.S. 2008. Field response of *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytinae) to synthetic semiochemicals in Chiapas, Mexico. *Journal of Economic Entomology*, 101(6):1821-1825.
- Negron, F.J. and B.J. Popp. 2004. Probability of ponderosa pine by mountain pine beetle in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 191:17-27.
- Ott, S.D., Yanchuk, D.A., Huber, P.W.D. and Wallin, F.K. 2012. Genetic variation of lodgepole Pine, *Pinus contorta* var. latifolia, chemical and physical defenses that affect mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae*, attack and tree mortality. *J Chem Ecol* 37:1002–1012.
- Owen, R.D., Wood, L.D. and Parmeter, R.J.Jr. 2005. Association between *Dendroctonus valens* and black stain root disease on ponderosa pine in the Sierra Nevada of California. *Can. Entomol.* 137: 367–375.
- Powell, N.E. and Raffa, F.K. 2011. Fire injury reduces inducible defenses of Lodgepole Pine against mountain pine beetle. *J Chem Ecol* (2011) 37:1184–1192.
- Preisler, K.H., Hicke, A.J., Ager, A.A. and Hayes, L.J. 2012. Climate and weather influences on spatial temporal patterns of mountain pine beetle populations in Washington and Oregon. *Ecology* 93(11): 2421–2434.
- Pulgarcito, D.A.J. 2012. Scolytinae (Coleoptera: Curculionidae) asociados a dos maderas en un bosque muy húmedo premontano (Antioquia, Colombia). *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín* 65(1): 6459-6466.
- Quesne, G.C.L. Bioecología del bosque nativo de chileno. En: Baldini, A. y L. Pancel. 2002. Agentes de daño en el bosque nativo. Edit. Universitaria. Santiago de Chile. Pp. 19-20.
- R Development Core Team (2011) R: a language and environment for statistical computing R foundation for statistical computing, Vienna, Austria ISBN 3–900051–07–0, URL [http://wwwR-project.org](http://www.R-project.org).

- Reif, J. and Flousek, J. 2012. The role of species' ecological traits in climatically driven altitudinal range shifts of central European birds. *Oikos* 121: 1053–1060.
- Reyes, R.J.J.A. 2005. Programa de desarrollo forestal sustentable del estado de Michoacán (2005-2030). México. COFOM. Pp. 31-32.
- Rhainds, M., Cloutier, C., Shipp, L. Boudreault, S. Daigle, G. and Brodeur, J. 2007. Temperature-mediated relationship between western flower thrips (Thysanoptera: Thripidae) and chrysanthemum. *Environ. Entomol.* 36(2): 475-483.
- Rivera, R.M. 2007. Impacto potencial del cambio climático en eventos epidémicos del gorgojo descortezador de pino *Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) en Honduras. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Tesis de maestría. Turrialba, Costa Rica. Pp. 49-51.
- Rodríguez, O. A. 2009. Fluctuación de *Dendroctonus adjunctus* blandford y sus depredadores atraídos por frontalina + alfa-pineno, en Los Pescados, Veracruz y en Zoquiapan, Estado de México. Colegio de Posgraduados. Tesis de Doctorado. Montecillo, Texcoco, Edo de México. Pp. 1-20.
- Rodríguez-Ortega, A., Equihua-Martínez, A., Cibrián-Tovar, J. y Estrada-Venegas, E.G. 2010. Fluctuación de *Dendroctonus adjunctus* Blandford (Curculionidae: Scolytinae) y sus depredadores atraídos por frontalina + alfa-pineno, en la Estación Experimental de Zoquiapan, Edo. De México. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle.* 11 (1): 20-27.
- Romero, M.C.A. y Soto, L.I.G. 2008. Incidencia de las especies del género *Ips* en bosque maduro y en regeneración natural, en la finca Manuel de Jesús del municipio de San Fernando, departamento de Nueva Segovia. Universidad Nacional Agraria. Tesis de licenciatura. Managua, Nicaragua. Pp1-20, 25-30.

- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México, D.F. Pp. 432.
- Rzedowski, J. y G. McVaugh. 1966. La vegetación de Nueva Galicia. *Contr. Univ. Mich. Herb.* 9:1-123.
- Sáenz-Romero, C. 2005. El patrimonio forestal de Michoacán y su problemática. En Villaseñor G.L.E. (editora). La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado. 2005. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaria de Urbanismo y Medio Ambiente. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México. Pp. 128-130.
- Sáenz-Romero C., Rehfeldt G.E., Crookston N.L., Duval P. and Beaulieu J. 2012. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Michoacán state, México; impacts on the vegetation. *Revista Fitotecnia Mexicana* 35(4):333-345.
- Sassi, C., Lewis, T.O. and Tylianakis, M.J. 2012. Plant-mediated and nonadditive effects of two global change drivers on an insect herbivore community. *Ecology*, 93(8): 1892–1901.
- Schiebe, C., Hammerbacher, A., Birgersson, G., Witzell, J., Brodelius, E.P., Gershenson, J., Hansson, S.B., Krokene, P. y Schlyter, F. 2012. Inducibility of chemical defenses in Norway spruce bark is correlated with unsuccessful mass attacks by the spruce bark beetle. *Oecologia* 170: 183-198.
- Schowalter, T.D. 1995. Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 78: 115-125.
- Sosa, V. y P. Dávila. 1994. Una evaluación del conocimiento florístico de México. *Ann Missouri Bot Gard* 81: 749-757.
- Stange, E.E. and Ayres, P.M. 2010. Climate Change Impacts: Insects. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0022555.

- Stoks, R., Swillen, I. and De Block, M. 2012. Behaviour and physiology shape the growth accelerations associated with predation risk, high temperatures and southern latitudes in *Ischnura* damselfly larvae. *Journal of Animal Ecology* 81: 1034–1040.
- Sullivan, T.B., Shepherd, P.W., Pureswaran, S.D., Tashiro, T. and Mori, K. 2007. Evidence that (+)-endo-brevicomine is a male-produced component of the southern pine beetle aggregation pheromone. *J Chem Ecol* 33:1510–1527.
- Touylyia, S., Garrido, J., Bejaoui, M. and Boumaiza, M. 2011. Altitudinal Distribution of aquatic beetles (Coleoptera) in northern Tunisia: relationship between species richness and altitude. *The Coleopterists Bulletin*, 65(1):53-62.
- Tran, K.J., Ylloja, T., Billings, F.R., Régnière, J. and Ayres, P.M. 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.
- Tykarski, P. 2006. Beetles associated with scolytids (Coleoptera, Scolytidae) and the elevational gradient: Diversity and dynamics of the community in the Tatra National Park, Poland. *Forest Ecology and Management* 225: 146-159.
- Van, D.E.L.J. and Shaw, R.S. 1998. Species richness of Costa Rica Cenocoeliini (Hymenoptera: Braconidae): a latitudinal and altitudinal search for anomalous diversity. *Journal of Hymenoptera Research* 7: 15-24.
- Vázquez, C.I., Sánchez-Martínez, G. y Madrigal, H.S. 2007. Fluctuación poblacional de *Dendroctonus mexicanus* Hopk. Bajo dos condiciones de manejo forestal en Michoacán, México. *Rev. Ciencia Forestal en México*. 32 (102): 57-77.
- Villers-Ruiz L. and Trejo-Vazquez, I. 1998. Climate change on Mexican forests and natural protected areas. *Global Environmental Change* 8:141-157.
- Williams, K.K., McMillin, D.J. and DeGomez, E.T. 2009. Relative and seasonal abundance of three bark beetle predators (Coleoptera: Trogositidae,

Cleridae) across an elevation gradient in ponderosa pine forests of north central Arizona. *Western North American Naturalist* 69 (3): 351–363.

Wood, S. L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae, A taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist Memoirs*. 6: 1-1359.

Zarco-Espinosa, V.M., Valdez-Hernández, J.I., Ángeles-Pérez, G, y Castillo-Acosta, O. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del parque estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia, trópico Húmedo*. 26 (1): 1-17.

Zhao, T., Krokene, P., Hu, J., Christiansen, E., Bjorklund, N, Langstrom, B., Solheim, H. and Borg-Karlson, A-K. 2011. Induced terpene accumulation in norway spruce inhibits bark beetle colonization in a dose-dependent manner. *PLoS ONE* 6(10): e26649. doi:10.1371/journal.pone.0026649.

Zylstra, K.E., Dodds, K.J., Francese, J.A. and Mastro, V. 2010. *Sirex noctilio* in North America: the effect of stem-injection timing on the attractiveness and suitability of trap trees. *Agricultural and Forest Entomology* 12: 243-250.

13. ANEXOS

Anexo 1



Sitio 1. Altitud de 2200 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 2. Altitud de 2200 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 3. Altitud de 2400 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 4. Altitud de 2400 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 5. Altitud de 2600 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 6. Altitud de 2600 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 7. Altitud de 2750 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Sitio 8. Altitud de 2750 msnm en la Comunidad Indígena Nuevo San Juan Parangaricutiro.

Anexo 2

Para determinar la categoría de vigor del arbolado se asignaron seis categorías de la siguiente manera basada en (Del Rio y Petrovitch, 2011):

Categoría 1.- Son árboles sin síntomas de debilitamiento, copa color verde oscuro o el correspondiente color normal para la especie, copa bien conformada.

Categoría 2.- Son árboles debilitados, copa semiverde o verde pálido, de conformación aceptable. Crecimientos cortos en ramas y de color verde pálido. En árboles plagados por descortezadores el ciclo de estos inicia y abunda los individuos parentales, huevecillos y larvas de primer estadio.

Categoría 3.- Son árboles que presentan un fuerte debilitamiento expresado en su copa que adquiere un color verde limón. La mala conformación de copa puede verse aun sin ataque de descortezadores. El crecimiento anual en ramas es corto y se presentan ramillas con secamiento. Con presencia de descortezadores en estado avanzado de larvas maduras.

Categoría 4.- Árbol secándose de la copa, color amarillo y ramillas sin crecimiento. Con ataques severos de descortezadores, el ciclo del insecto se presenta por larvas maduras construyendo sus nichos para pupar o en completa pupación en su mayoría.

Categoría 5.- Árbol de copa de color café, seco en el transcurso del año. La corteza se mantiene en el fuste. Frecuentemente se advierten daños no recientes causados por los descortezadores y barrenadores. La población de los primeros es representada en número por los tenerales o adultos inmaduros sexualmente (color café rojizo) y emergiendo del árbol hospedero, representando la nueva generación. Perforaciones en el fuste y aserrín acumulado en la base del tronco.

Categoría 6.- Árbol seco o más, si acículas o parte de la copa sin ellas, así como parte del fuste sin corteza o completamente sin ella. Orificios de emergencia causados por bupréstidos o cerambícidos.

Anexo 3

Pa evaluar la flora menor y arbustiva (sotobosque) se realizó mediante el método diseñado por Naciones Unidas y la Comisión de la Unión Europea (1993), que consiste en marcar los puntos cardinales (Norte, N; Este, E; Sur, S y Oeste, O) trazando desde su centro líneas equidistantes de 25 metros, donde en cada extremo se trazo un circulo de 11.25 cm de radio, lo cual se cuantificó pinos <15 cm de diámetro a la altura del pecho, regeneración y brinzales (Del Rio y Petrovitch 2011). Con estos datos hubo una diferencia significativa, al encontrarse mas plantas con diámetro menor de 15 cm que las plantas con categoría de brinzal y las de regeneración, con la altitud no hay diferencia significativa y la interacción de la categoría de la planta y la altitud si hubo diferencia significativa, es decir, tiene influencia estas dos variables para que haya más número de plantas en los sitios (Fig. 23).

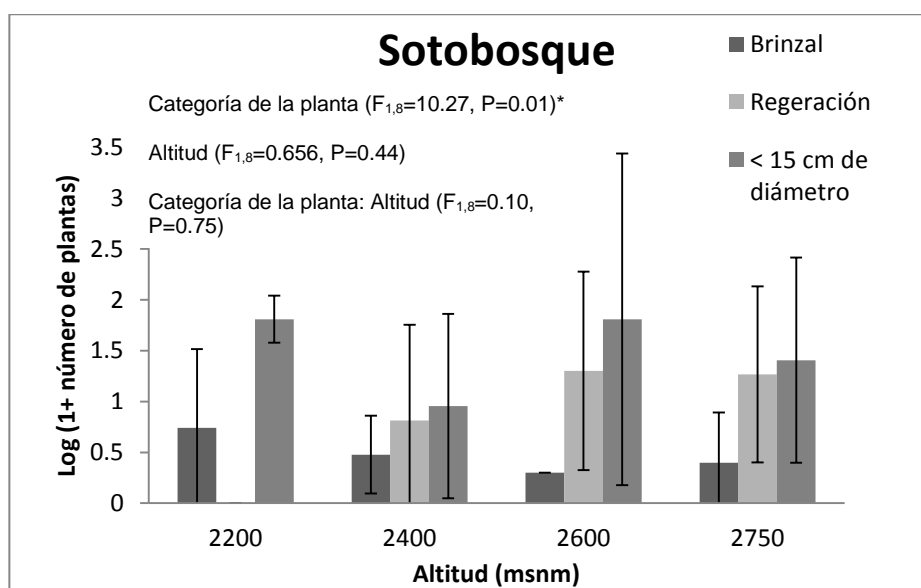


Figura 23. Categoría de la planta (brinzal, regeneración y <15 cm de diámetro) en un gradiente altitudinal de los bosques la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

Con respecto al cálculo del Índice de Calidad (IC) del bosque, se realiza la sumatoria de los diámetros para las distintas categorías de los árboles con la siguiente fórmula:

$$Q_i = Q_1 / Q$$

donde:

Q_1 =es la suma de los diámetros en cada una de las categorías

$Q=10$, es una constante por que se toma en cuenta la distribución de árboles por categorías de n unidades y en total representan 10 unidades.

Para conocer el índice medio de vigor se aplica la siguiente fórmula:

$$Fd=Q_1F_1+Q_2F_2+Q_3F_3+Q_4F_4$$

Donde:

F_d = Índice de vigor

Q_1, Q_2, Q_3 y Q_4 = suma de los diámetros para las distintas categorías de los árboles

F_1, F_2, F_3 y F_4 = es el índice que indica la parte del arbolado de categoría sanitaria, según la categoría que tengan se les asigna una unidad y son las siguientes: categoría 1, $F=1$; categoría 2, $F=0.8$, categoría 3, $F=0.6$ y categoría 4, $F=0.2$. No se toma en cuenta la categoría 5 y 6 por que tiene una unidad de 0.

Finalmente para calcular el Índice de Calidad (IC) se realizó con la siguiente fórmula:

$$IC=F_dD$$

Donde:

IC =Índice de calidad

F_d =Índice medio de vigor

D =Índice de densidad del rodal, se toma en cuenta el DAP de los árboles, siendo $D=0.55$ (DAP entre 15 a 35 cm), $D=0.8$ (DAP entre 36 a 55 cm) y $D=1$ (DAP entre 56 a 80 cm) (Del Rio y Petrovitch, 2011).

Con el índice de calidad de los sitios no hubo diferencia significativa entre las altitudes, es decir, es igual el índice de calidad entre los sitios (Fig. 24).

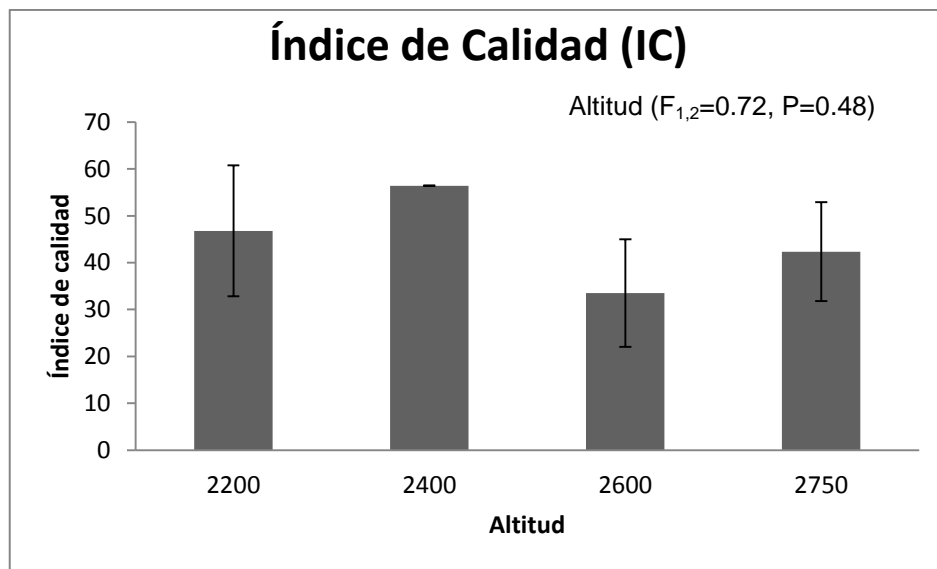


Figura 24. Índice de calidad de un gradiente altitudinal de los bosques la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

Anexo 4

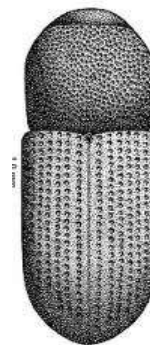
Especies de la familia Scolytidae encontradas en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.



Gnathotrichus sulcatus



Hylastes fulgidus



Hylastes gracillis



Hylastes tenuis



Hylurgops incomptus



Hylurgops planirostris



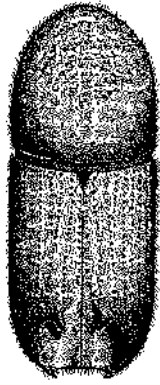
Ips grandicollis



Ips mexicanus



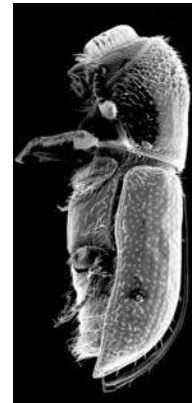
Micracis sp



Pityogenes mexicanus



Pityogenes sp.



Pityophthorus anectens



Pityophthorus cristatus



Pityophthorus durus



Pityophthorus festus



Pityophthorus sp.



Pseudophytiophthorus sp.



Trypodendron lineatum



Xyleborus affinis

Las fotografías se tomaron de http://www.barkbeetles.info/info_on_photos.php.