



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión en
dos especies de encinos del sur de la cuenca de México,
México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A :

Hilda Eugenia Díaz Guzmán



**DIRECTORA DE TESIS:
Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders
2018**

Ciudad Universitaria, Cd. Mx.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

HOJA DE DATOS DEL JURADO

1. Datos del Alumno

Diaz
Guzmán
Hilda Eugenia
55-30-13-80-11
Universidad Nacional Autónoma
de México
Facultad de Ciencias
Biología
310015781

2. Datos del Tutor

Dra.
María del Consuelo
Bonfil
Sanders

3. Datos del Sinodal 1

M. en C.
Iván Israel
Castellanos
Vargas

4. Datos del Sinodal 2

Dra.
Ek
Del Val
De Gortari

5. Datos del Sinodal 3

Dr.
Edgar Javier
González
Liceaga

6. Datos del Sinodal 4

Dra.
Alicia
Callejas
Chavero

7. Datos del trabajo escrito.

Efecto del aislamiento en la
depredación pre-dispersión en
dos especies de encinos del sur de
la cuenca de México, México
37 p
2018

Agradecimientos

A mi asesora Dra. Consuelo Bonfil por toda la paciencia, las enseñanzas y el tiempo que hemos compartido trabajando juntas. Por formarme en muchos aspectos de mi vida académica, por ir más allá de lo que un asesor hace por una alumna. Mi total agradecimiento, respeto y admiración.

Al Centro de Educación Ambiental Ecoguardas por permitirnos trabajar en la zona, al personal de seguridad que siempre estuvo acompañándonos y apoyando en el trabajo de campo, soportando el calor, la lluvia y el frío.

A mis sinodales el M. en C. Iván Castellanos, Dra. Ek Del Val, Dra. Alicia Callejas por el tiempo dedicado a revisar mi trabajo y por todos sus comentarios para mejorarlo. Al Dr. Edgar González por orientarme en la construcción e interpretación de modelos estadísticos, por la paciencia y el tiempo invertido en la revisión de este trabajo.

Al M. en C. Bruno Barrales por todas las enseñanzas, tanto en campo como en gabinete. Por guiarme siempre para poder dar lo mejor como estudiante. Por mostrarme la pasión con la que se pueden hacer las cosas y lograr nuestros objetivos. Sin ti nunca hubiera logrado terminar este trabajo.

A mis profesores del Taller: Jorge Meave, Teresa Valverde, Eduardo Pérez, Carlos Martorell, Jaime Zúñiga, Hibrain Pérez y Edgar González, por formarme con las bases ecológicas y estadísticas que necesitaba, por mostrarme todo lo que podemos lograr con nuestros proyectos, por hacerme una persona más responsable y fuerte, sin todas sus observaciones este proyecto no hubiera llegado a término.

A mis compañeros de taller, por toda la compañía durante los cuatro niveles, por juntos ir descubriendo y amando cada día más la Ecología. En especial a Julián Olvera por cada plática previa a las clases, por los desayunos en los que compartíamos nuestras experiencias y por siempre estar para escucharnos y apoyarnos.

Al Biólogo Víctor Taracena por compartir conmigo toda su experiencia en el campo, por guiarme durante varios semestres para lograr un excelente trabajo.

A mis compañeros del laboratorio por hacer mi estancia en el laboratorio tan agradable y por compartir sus experiencias conmigo.

A mis amigos, Israel por motivarme a terminar este trabajo y día con día hacerme ver que la vida nos la complicamos nosotros. A Jozimar por siempre hacerme ver lo valioso de una amistad. A Hugo por ser paciente, por la compañía y por la enorme confianza que me ha brindado a lo largo de tantos años. A Carlos por toda la paciencia, por el cariño, por siempre estar, ante todo y ante todos, por motivarme a ser mejor estudiante y nunca dejarme vencer por mis miedos. A Ximena y Mariana por ser las mejores amigas, siempre acompañarme, escucharme y ayudarme a salir adelante. A Brenda por siempre estar presente en los momentos más difíciles. A Ernesto por confiar en mi al aventurarse a trabajar en campo conmigo, por ser el mejor amigo que pude encontrar en la Universidad, por ser incondicional, por siempre escucharme y mostrarme lo valioso que es tener a alguien especial en tu vida.

A mis amigos de la REPSA, en especial a Lilia, Ianka, Alejandra, Marcela, Néstor y Diego por mostrarme una forma distinta de hacer las cosas, por acompañarme en la última etapa de este trabajo, por siempre interesarse en lo que estaba haciendo. Ustedes le dieron una nueva visión a mi vida.

A mis padres por ser mi guía en la vida. A mi mamá por formarme para ser la mujer que soy, por demostrar que solas podemos hacer grandes cosas. A mi papá por siempre ser mi sostén, por todo el amor y la paciencia que me tiene. A mis hermanos por ser mi compañía en la vida, a Francisco por ir a campo conmigo, por atreverse a hacer ciencia a mi lado, por siempre hacerme reír y por mostrarme lo valientes que podemos llegar a ser. A Fernando por motivarme a alcanzar mis metas en la vida, por mostrarme como interpretar la vida con números, por ser el hermano mayor que guía mi vida.

Y a todas las personas que han creído y confiado en mí.

Mi agradecimiento a todos ustedes.

Índice

Resumen	1
I. Introducción	3
1.1. La depredación pre-dispersión en el género <i>Quercus</i>	3
1.1.1. Efecto del tamaño de la bellota en la depredación pre-dispersión	4
1.2. Efecto de la fragmentación y el aislamiento en la depredación pre-dispersión ..	5
1.2.1. Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión del género <i>Quercus</i>	6
II. Objetivos e Hipótesis	8
Objetivos.....	8
Hipótesis	8
III. Métodos.....	10
3. 1. Sitio de Estudio.....	10
3.2. Especies de Estudio	11
3.3. Trabajo de Campo.....	12
3.4. Trabajo de Gabinete.....	14
3.5. Análisis Estadísticos	14
IV. Resultados	17
4.1. Depredación de bellotas.....	17
4.2. Probabilidad de que una bellota sea depredada	17
4.3. Proporción de bellotas depredadas por gorgojos y palomillas	19
4.4. Efecto del tamaño de las bellotas en la depredación por curculiónidos	21
4.5. Efecto del tamaño de las bellotas en la depredación por palomillas	23
V. Discusión.....	24

5.1. Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión de bellotas	24
5.2 Abundancia relativa de curculiónidos y palomillas en las bellotas de <i>Quercus</i>	26
5.3. Efecto del tamaño de las bellotas en la depredación	28
VI. Conclusiones	29
Literatura Citada.....	30
Anexos.....	36

Citar esta tesis como: Díaz, H. 2018. Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión en dos especies de encinos del sur de la cuenca de México, México Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 37 pp.

Resumen

La depredación pre-dispersión de semillas incide en la dinámica poblacional de las especies vegetales y puede tener un fuerte impacto en su regeneración natural. En el género *Quercus* esta depredación se lleva a cabo principalmente por larvas de escarabajos del género *Curculio*, y está bien caracterizada en algunas especies de encinos de Europa y América. Sin embargo, también son depredadas por larvas de palomillas del género *Cydia*, y esta depredación ha sido poco estudiada. Debido a que las palomillas tienen mayor capacidad de dispersión que los curculiónidos, considerados depredadores pre-dispersivos de baja movilidad, se esperaría que la fragmentación del hábitat afectara de manera diferencial a cada tipo de organismo, de forma que en los árboles aislados la depredación por curculiónidos disminuyera proporcionalmente más que la de las palomillas. Por ello, en el presente estudio se evaluó la depredación pre-dispersión por larvas de los géneros *Curculio* y *Cydia* en dos especies de encinos, *Quercus rugosa* y *Q. castanea*, en el sur de la cuenca de México, y se analizó el efecto de la especie de encino, la ubicación de los árboles (aislados en una matriz urbana o en el interior del bosque) y el tamaño de la bellota en la depredación por ambos tipos de insectos. Se recolectaron en total 1200 bellotas en el Centro de Educación Ambiental Ecoguardas y en la zona urbana de la carretera Picacho-Ajusco, y a lo largo de un mes se hicieron registros diarios de las larvas que emergían de cada bellota. En total, 17.33 % de las bellotas fue depredada por curculiónidos y 3.8 % por palomillas. Los modelos lineales generalizados de efectos mixtos mostraron que la probabilidad de depredación de las bellotas es mayor en los árboles dentro del bosque (0.30), que en los árboles aislados (0.07), y que la especie de encino no afecta significativamente la depredación. El análisis de las bellotas depredadas mostró que en ambas especies de *Quercus* los niveles de depredación por larvas de *Curculio* son mayores que los registrados por larvas de *Cydia*, pero la probabilidad de depredación por curculiónidos es mayor en *Q. rugosa* (0.930), que en *Q. castanea* (0.634). Los resultados apuntan a que, por el contrario, la depredación por palomillas es mayor en *Q. castanea* (0.366) que en *Q. rugosa* (0.070). El aumento en la depredación por curculiónidos conforme aumenta el tamaño de la bellota, previamente reportado en otras especies de *Quercus*, se observó en *Q. rugosa* pero no en *Q. castanea*, cuyas bellotas son más pequeñas. El tamaño de la bellota no afectó la depredación por larvas de *Cydia*. Se

concluye que el aislamiento de los árboles en la matriz urbana disminuye la depredación pre-dispersión tanto de curculiónidos como de palomillas, y se rechaza la hipótesis de que afecta en menor medida a éstas que a los gorgojos.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 La depredación pre-dispersión en el género *Quercus*

La depredación de semillas es un fenómeno que incide en la dinámica poblacional de las especies vegetales, y puede ocurrir antes o después de que las semillas sean dispersadas (Kolb *et al.*, 2007). El consumo de semillas que se realiza antes de la dispersión se conoce como depredación pre-dispersión y el que ocurre después se denomina depredación post-dispersión. Los agentes asociados a cada tipo de depredación varían, ya que comúnmente la primera es realizada por invertebrados, mientras que los mamíferos son los depredadores post-dispersión más importantes (Crawley, 2000).

En el caso de los encinos (género *Quercus*), los escarabajos de la familia Curculionidae son los principales agentes responsables de la depredación pre-dispersión de bellotas (Soria *et al.*, 1996; Johnson *et al.*, 2009), pero también es común el consumo de las semillas por larvas de lepidópteros del género *Cydia* (Soria *et al.*, 1996). Las hembras de los escarabajos tienen un *rostrum* largo, con el cual perforan el pericarpio, para posteriormente ovipositar por esta perforación, de forma que la larva, al eclosionar, pueda alimentarse de los cotiledones, que contienen una gran cantidad de sustancias de reserva, como carbohidratos y lípidos (Hughes y Vogler, 2004; Bonal *et al.*, 2011). Una vez que la bellota cae, la larva sale de la bellota y se entierra, y permanece en diapausa por un periodo variable, para después emerger del suelo como adulto.

Debido a que las bellotas se encuentran disponibles por un periodo de tiempo limitado, se espera una sincronización entre el periodo de reproducción de los gorgojos y la época de producción de bellotas (Bonal *et al.*, 2010). Entre los efectos de la depredación pre-dispersión por larvas de gorgojo se encuentran la caída prematura de las bellotas, la reducción del peso de la semilla, la pérdida de la viabilidad y la muerte del embrión (Soria *et al.*, 1996).

Aunque la depredación pre-dispersión por larvas de curculiónidos ha recibido mucha atención (Espelta, 2009; González-Salvatierra *et al.*, 2013; Taracena, 2015), solo unos cuantos estudios se han ocupado del consumo de semillas por larvas de *Cydia* en los géneros *Quercus* y *Castanea*. En un estudio de la depredación pre-dispersión de semillas de

Castanea sativa se encontró que entre 20.4 y 34.4 % de éstas fueron infestadas por larvas de *Cydia*, y se sugiere que estas semillas no están disponibles para la oviposición por hembras de *Curculio* (Debouzie *et al.*, 2002). Por otro lado, en *Quercus suber* se ha reportado que la infestación de bellotas por larvas de *Cydia* es de 6.43 %, mientras que la realizada por larvas de curculiónidos es de 10.49 % (Soria *et al.*, 2002).

Las hembras de las palomillas ovipositan sobre las bellotas o en el follaje cercano a ellas, y posteriormente las larvas se desplazan y se introducen en las bellotas, en sitios donde el pericarpio se ha reblandecido por la infección de hongos o bacterias, o usando las perforaciones hechas por curculiónidos u otros invertebrados (Rohlf, 1999). En la Sierra Norte de Sevilla se realizó el seguimiento del ciclo de vida de *Cydia fagiglandana* y su sincronización con el ciclo de vida de *Quercus ilex*, y se encontró que el periodo de vuelo de los adultos coincide con el inicio de la producción de bellotas y el periodo reproductivo y larvario de las palomillas coincide con las bellotas jóvenes (Jiménez *et al.*, 2006).

1.1.1 Efecto del tamaño de la bellota en la depredación pre-dispersión

Algunos estudios han mostrado que la probabilidad de depredación por curculiónidos aumenta conforme se incrementa el tamaño de la bellota (Bonal *et al.*, 2012; Taracena, 2015), lo que muestra que existe una preferencia de las hembras por ovipositar en bellotas grandes, ya que de esta forma se asegura un buen suministro de alimento para la larva. El intervalo de valores de las bellotas consideradas grandes o pequeñas varía de acuerdo con la especie de *Quercus*. Un estudio realizado en España con *Quercus humilis* y *Q. ilex* mostró que las bellotas son seleccionadas por las hembras de acuerdo con su tamaño al inicio de la temporada de desarrollo. Las hembras seleccionan a las bellotas una vez que éstas han sobrepasado un umbral de tamaño, pero este umbral depende, además de la especie de encino, de la especie de *Curculio*, ya que en el gorgojo más grande (*Curculio elephas*) este umbral fue de 0.6 cm³ (y se encuentra casi exclusivamente en *Q. humilis*, que tiene bellotas más grandes), mientras que en el más pequeño (*Curculio glandium*) fue de 0.4 cm³ en ambas especies de *Quercus* (Espelta *et al.*, 2009).

En el caso de las palomillas del género *Cydia* se desconoce si existe una selección de bellotas por su tamaño. A diferencia de las larvas de *Curculio*, que permanecen dentro de una sola bellota (Bonal y Muñoz, 2009), las del género *Cydia* son mucho más móviles y

pueden migrar de una semilla a otra durante su desarrollo (Jiménez *et al.*, 2006). Por otra parte, la superinfestación (es decir, la presencia de más de una larva por bellota) es un fenómeno común en las bellotas infestadas por larvas de curculiónidos, pero es muy poco probable encontrar más de una larva de *Cydia* en una bellota (Soria *et al.*, 1999).

1.2. Efecto de la fragmentación y el aislamiento en la depredación pre-dispersión

La reducción del hábitat y el aislamiento alteran la supervivencia de las especies y el funcionamiento de los ecosistemas (Camargo *et al.*, 2012; Valiente-Banuet *et al.*, 2015). Como resultado de la fragmentación de un ecosistema se generan parches de vegetación y árboles aislados. Las condiciones ambientales se modifican de acuerdo con el tamaño del parche y la distancia que lo separa de la matriz del bosque original (Santos y Tellería 2006). Entre los cambios ambientales que experimentan los parches destaca el aumento en la radiación, que provoca un aumento en la temperatura; a su vez esto genera una mayor evapotranspiración, que resulta en una menor disponibilidad de agua en el suelo. Estos cambios afectan la diversidad y abundancia de las especies del parche, así como las interacciones entre ellas. En general, la fragmentación y el aislamiento favorecen la pérdida de biodiversidad y el aumento de las especies generalistas que prosperan en los bordes, fenómeno que se agrava con el paso del tiempo en función del tamaño y distancia entre parches (Grez y Bustamante, 1995; Rickman y Connor, 2003; Aguilar *et al.*, 2006).

Se ha reportado, por ejemplo, que en fragmentos de bosque en Uganda disminuyeron tanto la densidad de larvas de lepidópteros como los niveles de herbivoría en árboles de *Neoboutonia macrocalyx* Pax. (Euphorbiaceae) (Savilaakso *et al.*, 2009). En otro estudio se encontró que el aumento en el aislamiento de los árboles a consecuencia de la fragmentación causó una disminución en la depredación de semillas de *Acacia aroma* y *Cercidium praecox* por escarabajos de la subfamilia Bruchinae, lo que causó un aumento la cantidad de semillas sanas y viables (Chacoff *et al.*, 2004). Como consecuencia de la fragmentación las densidades poblacionales de insectos disminuyen drásticamente (Santos y Tellería, 2006). Este mismo fenómeno puede esperarse en árboles aislados, que antes de la fragmentación formaban parte de un bosque. La distribución y abundancia de los insectos puede verse restringida por su capacidad de dispersión, por lo que su presencia en parches y árboles aislados suele ser menor que en bosques conservados.

En las ciudades, algunos árboles y pequeños remanentes de vegetación quedan aislados entre vialidades y construcciones. La mayoría de los estudios sobre los efectos de los parches y árboles remanentes en entornos urbanos se ha centrado en investigar los beneficios que ofrecen para la salud, su contribución a la estética de las ciudades y como espacios de recreación, mitigación de condiciones microclimáticas y beneficios económicos (Tyrväinen *et al.*, 2005); sin embargo, sus efectos en la diversidad y abundancia de invertebrados se han estudiado mucho menos.

1.2.1 Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión del género *Quercus*.

Las palomillas y los gorgojos tienen distintas formas de dispersarse (Debouzie *et al.*, 1996). Se ha reportado que la capacidad de los coleópteros para dispersarse es baja. Un ejemplo son los escarabajos de la especie *Osmoderma eremita* (Familia Scarabaeidae) que por lo general se dispersan en distancias menores a 50 m (Hedin *et al.*, 2008). Además, *Conotrachelus nenupha*, especie de depredadores pre-dispersión de manzanas (Familia Curculionidae), se puede dispersar en promedio 4.4 m por día, llegando a desplazarse hasta 146 m en diez días o hasta 205 m en 40 días (Racette, *et al.*, 1992). No existen datos sobre la capacidad de dispersión de las palomillas que consumen las bellotas, pero se ha reportado que *Cydia pomella* (Familia Tortricidae), una de las principales plagas de la manzana, puede volar hasta 134 m en promedio a la semana (Keil *et al.*, 2001), llegando a recorrer hasta 37 km en su vida (Schumacher *et al.*, 1997). De ser así, la abundancia relativa de las palomillas sería mayor que la de los curculiónidos en los árboles aislados, pues la probabilidad de re-poblamiento a partir de árboles cercanos sería mayor. Es por ello que en este trabajo se estudiaron los cambios en la depredación pre-dispersión por estos dos tipos de insectos en árboles aislados (en la matriz urbana) respecto a la que se presenta en un bosque cercano, relativamente conservado.

Hasta la fecha hay pocos estudios publicados sobre la depredación pre-dispersión en distintas especies y poblaciones de *Quercus* en México, por lo que no se conoce su impacto en la regeneración de las mismas. Además, el conocimiento de las especies de insectos que realizan esta depredación es escaso, y solo existe, hasta donde sabemos, un trabajo publicado que describe algunas especies de *Curculio* en México (Gibson, 1977), por lo que es probable que existan muchas especies que aún no han sido descritas.

Un antecedente del presente trabajo es la investigación sobre la depredación pre-dispersión realizada por curculiónidos en dos especies de *Quercus* (*Q. magnoliifolia* y *Q. glaucoides*), en el noreste de Morelos, en la que se encontraron mayores niveles infestación y de superinfestación en *Q. magnoliifolia* ((91.4 %) la especie con mayor tamaño de bellota, que en *Q. glaucoides* (63.9 %). Además, se reportó la presencia, detectada a través de análisis moleculares, de siete especies de dos géneros de la familia Curculionidae (*Curculio* y *Conotrachelus*), así como de larvas del género *Cydia* (Taracena, 2015). Con base en estos resultados se consideró importante analizar la importancia relativa de la depredación que realizan estos dos grupos de insectos, tanto en árboles aislados como dentro de un bosque conservado, en dos especies de encinos.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivos

Objetivo general

Analizar las diferencias en la depredación pre-dispersión por larvas de los géneros curculiónidos y palomillas del género *Cydia* entre árboles inmersos en la matriz del bosque y árboles aislados de dos especies de encinos, *Quercus rugosa* y *Q. castanea*, en el sur de la cuenca de México.

Objetivos particulares:

- Determinar si existen diferencias en los niveles de infestación entre árboles aislados y árboles dentro del bosque en dos especies de encinos (*Quercus rugosa* y *Q. castanea*).
- Analizar si la proporción relativa de bellotas infestadas por palomillas y gorgojos difiere entre árboles aislados y árboles dentro del bosque y entre ambas especies de encinos.
- Establecer si la presencia y abundancia relativa de larvas de palomillas del género *Cydia* está influida por el tamaño de las bellotas.

Hipótesis

1. Debido a que la depredación pre-dispersión de bellotas depende, entre otros factores, de la capacidad de dispersión de los insectos, los árboles aislados presentarán menores niveles de infestación por larvas de ambos tipos de insectos que los árboles dentro del bosque.
2. Si la capacidad de dispersión de las palomillas es mayor que la de los gorgojos, los árboles aislados presentarán mayores niveles de depredación por larvas de *Cydia* que por larvas de curculiónidos, en relación con las proporciones de depredación por dichos insectos en árboles del interior del bosque.

3. Debido a que las bellotas más grandes tienen más reservas para el consumo de las larvas, la presencia de larvas de curculiónidos y de palomillas estará relacionada positivamente con el tamaño de las bellotas en ambas especies de encinos.

III. MÉTODOS

3.1. Sitio de estudio

3.1.1. *Localización y geología.* La Cuenca de México se encuentra al sur de la Altiplanicie Mexicana, rodeada por cadenas montañosas del Eje Neovolcánico Transversal. En el sur de la cuenca se localiza la Sierra del Ajusco-Chichinautzin (Palma *et al.*, 1999), que se compone de dos formaciones: Chichinautzin, que data del Pleistoceno-Holoceno y Las Cruces, del Pleistoceno (Vázquez-Sánchez y Jaimes-Palomera, 1989). Presenta distintos tipos de suelo, ya que en la formación Chichinautzin predominan las lavas basálticas, los Litosoles y Andosoles, mientras que en la formación Las Cruces dominan las rocas andesíticas y los Andosoles (Palma *et al.*, 1999). Los suelos de tipo basáltico que se encuentran en el Ajusco son resultado de la erupción del volcán Xitle hace más de 2000 años.

En el km. 5.6 de la Carretera Picacho-Ajusco se encuentra el Centro de Educación Ambiental Ecoguardas (CEA), declarada zona de conservación ecológica en noviembre de 2006. Tiene una superficie de 132.63 ha, y se localiza entre las coordenadas 19°16'40.63"-19°15'45.84" N y 99°12'23.088"-99°11'19.23" W (PAOT, 2009), con una altitud promedio de 2507 m s.n.m. El CEA Ecoguardas es un pedregal remanente que representa parte de la vegetación nativa del Pedregal de San Ángel y forma parte de las cinco zonas protegidas que se encuentran en el derrame del Xitle (Cano-Santana *et al.*, 2006).

3.1.2. *Clima.* El clima en el Ajusco Medio es templado subhúmedo con lluvias en verano Cb' (w_a)(w)ig, con una temperatura media anual que oscila entre 12 y 18 °C y una precipitación media anual de alrededor de 1000 mm (Álvarez, 1992). La temporada de lluvias va de mayo-junio a octubre, y la seca de noviembre a abril.

3.1.3. *Vegetación.* Debido al gradiente altitudinal que se presenta en la sierra es posible observar distintos tipos de vegetación, como bosques de pino, oyamel, y pino-encino en las partes más altas, y bosques de encino y matorral xerófilo en las partes medias y bajas (Carrillo-Trueba, 1995); en la zona media del Ajusco destacan estos dos últimos. Las especies dominantes en el bosque de encino son *Quercus castanea*, *Q. rugosa*, *Q. obtusata*,

Q. crassipes y *Q. laurina*, mientras que en el matorral dominan *Buddleja cordata*, *B. parviflora*, *Dodonaea viscosa* y *Pittocaulon praecox* (PAOT, 2009; observación personal).

3.1.4 Urbanización. La cuenca de México, al albergar a la Ciudad de México y ser el centro de la industria y el comercio del país, ha experimentado distintas oleadas de urbanización, manteniendo una tendencia de crecimiento de las zonas urbanas (Ezcurra *et al.*, 1999). En el Pedregal y otras zonas del sur de la Ciudad de México los procesos de urbanización comenzaron en la década de los años cincuenta (Cano-Santana *et al.*, 2006). La fragmentación de los ecosistemas del Ajusco comenzó a ser evidente a partir de los años setenta, cuando se dividieron y entregaron terrenos a antiguos pobladores (Schteingart, 1987), y comenzaron nuevos asentamientos que urbanizaron los márgenes de la carretera Picacho-Ajusco (A.L.D.F., 2010). Como consecuencia, actualmente se encuentran parches de vegetación aislada y árboles aislados en jardines y calles a lo largo de la carretera.

3.2. Especies de estudio

El género *Quercus* pertenece a la familia Fagaceae. México se reconoce como uno de los centros de diversificación del género y se estima que en su territorio se presentan alrededor de 161 especies (Valencia, 2004). Los encinos se distribuyen en ambientes templados, tropicales, subtropicales, matorrales y ambientes semidesérticos del hemisferio norte (Nixon, 1993). En nuestro país son componentes vegetales dominantes y comunes en las principales cadenas montañosas, y en el Eje Neovolcánico Transversal hay una alta diversidad de especies (Rzedowski, 1981).

Quercus castanea Née - árboles de entre 5 y 18 m de altura, con hasta 40 cm de diámetro en el tronco; también pueden ser arbustos. Fructificación anual en grupos de 2 a 3 bellotas, de 18 a 25 mm de diámetro, ovoides. Se encuentran entre 1800 y 2600 m s.n.m. (Valencia, 1995). *Q. castanea* se distribuye desde el noreste de México hasta Centroamérica (Romero *et al.*, 2015), y se encuentra con mayor frecuencia en bosques de *Quercus*, bosques tropicales caducifolios y con menor frecuencia en bosques mesófilos de montaña y bosques de coníferas (Valencia, 1995).

Quercus rugosa Née - árboles de 3 a 25 m de altura, con un diámetro de hasta 80 cm. Frutos anuales solitarios o en grupos de 2 a 13 bellotas, de 12 a 17 mm de diámetro,

ovoides. Se encuentran en un amplio gradiente altitudinal, desde 1100 hasta 3050 m s.n.m. (Valencia, 1995). Su distribución va desde Estados Unidos hasta Centroamérica (Romero *et al.*, 2015). Se encuentra en bosques de *Quercus*, bosques mesófilos de montaña, bosques de coníferas y matorrales (Valencia, 1995).

Género *Curculio*. Incluye muchas especies de escarabajos depredadores de semillas (Bonal *et al.*, 2011). Estos insectos tienen apéndices locomotores largos y un *rostrum* alargado, que les permite sujetar y perforar las bellotas para depositar sus huevos dentro (Hughes y Vogler, 2004; Bonal *et al.*, 2011). Su ciclo de vida se relaciona temporalmente con el de los encinos, ya que los escarabajos adultos consumen las hojas y las hembras ovipositan en las bellotas. En algunos casos más de una hembra oviposita un huevo en la misma bellota, fenómeno que se conoce como superinfestación (Bonal *et al.*, 2008). Se ha detectado que los escarabajos del género *Conotrachelus* (Familia Curculionidae) son también depredadores pre-dispersión de bellotas.

Género *Cydia*. Son lepidópteros de la familia Tortricidae, palomillas consumidores de semillas y frutos. Tienen una generación al año, con distintos momentos de maduración de larvas a lo largo del mismo (Jímenez *et al.* 2006). Las hembras adultas depositan los huevos sobre las bellotas o cerca de ellas, y al eclosionar las larvas se introducen en los frutos (Rohlf, 1999). En caso de no encontrar suficiente alimento para terminar su desarrollo, pueden salir de una bellota e infestar otra (Lewis, 1992; Jiménez *et al.*, 2006); es muy raro encontrar más de una larva de polilla en la misma bellota (Jiménez *et al.*, 2006).

3.3. Trabajo de campo

En octubre y noviembre de 2015 se realizaron ocho recorridos semanales en el bosque del CEA Ecoguardas y, a la misma altura, en la carretera Picacho-Ajusco. Se identificaron y marcaron un total de 20 árboles, 10 por cada especie (diez de *Q. rugosa* y diez de *Q. castanea*); cinco de cada especie en el interior del bosque y cinco árboles aislados (Anexos 1 y 2). De cada árbol se recolectaron alrededor de 50 bellotas. En la Figura 1 se muestra la zona de estudio y la ubicación de los árboles seleccionados.



Figura 1. Ubicación de los árboles en los que se recolectaron bellotas. (A) CEA Ecoguardas y (B) Carretera Picacho-Ajusco. Los puntos señalan la ubicación de los árboles, las letras y número la etiqueta de identificación de cada árbol.

3.4. Trabajo de gabinete

Todas las bellotas se numeraron, indicando el árbol del que procedían. Se midió el largo y ancho en cm de cada una, con ayuda de un Vernier digital, para estimar su volumen con la fórmula:

$$V = \frac{4}{3} \pi r_1 r_2^2$$

donde r_1 es el largo y r_2 es el ancho de cada bellota.

Para observar la salida de larvas de gorgojos y de palomillas, cada bellota se colocó individualmente en una cavidad de charola para hielo, haciendo revisiones diarias durante un mes. Se registró el número de árbol, y bellota y el tipo de larva que se encontraba. Las larvas de curculiónidos no pueden pasar de una cavidad a la otra. Después de un mes, todas las bellotas se disectaron; en caso de que presentaran larvas, se conservaron, o cuando tenían excremento, se determinó de qué tipo de larva procedía, ya que es posible diferenciar el excremento de larvas de escarabajos y de palomillas. El primero es un polvo fino, mientras que el segundo consiste de gránulos de mayor tamaño. Las larvas encontradas fueron conservadas en alcohol al 70% en tubos Eppendorf para futuros estudios.

3.5. Análisis estadísticos

Para estimar y analizar la probabilidad de que: (a) una bellota sea depredada y, (b) un tipo de larva (curculiónido o palomilla) sea causante de la depredación, se elaboraron modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) con distribución binomial, en el lenguaje de programación computacional para estadística R (versión 3.4.2, R Core Team, 2017; paquete lme4 [Bates, Maechler y Walker, 2013]). Para cada hipótesis se probaron cuatro modelos: uno con interacción entre las variables ubicación y especie de encino, uno aditivo (*i.e.*, sin interacción) y otros modelos que incluían sólo una variable explicativa más el factor aleatorio árbol. Estos modelos se compararon utilizando pruebas de cociente de verosimilitud, observando si al eliminar una variable se generaban diferencias significativas entre ellos. Se estableció como valor crítico $P = 0.05$.

En los modelos que explican la probabilidad de depredación de las bellotas se usó toda la muestra, y la variable de respuesta fue la depredación de las bellotas con dos categorías: sana o depredada. Las variables explicativas fueron, como se mencionó, la ubicación del árbol (aislado o en el bosque), y la especie de encino (*Q. castanea* o *Q. rugosa*); el árbol se consideró un factor aleatorio. En los modelos que analizan la probabilidad de que una bellota sea depredada ya sea por gorgojos o por palomillas sólo se utilizaron los datos de las bellotas depredadas (*i.e.*, no se incluyeron los de las bellotas sanas). La variable de respuesta fue la probabilidad de depredación, por gorgojos o por palomillas, y las variables explicativas la especie de encino y la ubicación del árbol. Al igual que en los modelos de depredación, el árbol fue un factor aleatorio.

De los modelos seleccionados de acuerdo con el valor de P , se hizo la transformación logística de los estimadores, para obtener valores entre 0 y 1, con la fórmula:

$$Y = \frac{1}{1 + e^{-z}}$$

donde Y es la probabilidad de que una bellota sea depredada por una larva de gorgojo y z es el modelo lineal seleccionado para este tipo de depredación ($z = \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2$). En el modelo seleccionado para la proporción de depredación por larvas de *Curculio*, Y es la probabilidad de que una bellota sea depredada por una larva de gorgojo. Por lo tanto, la probabilidad de depredación por palomillas corresponde a $1 - Y$. De los estimadores de cada modelo seleccionado se obtuvieron los intervalos de confianza de 95 %, que también se transformaron con las fórmulas antes descritas.

Para evaluar el efecto del tamaño de las bellotas y la especie de *Quercus* en la depredación pre-dispersión por larvas de *Curculio* y de *Cydia* se elaboraron GLMM con distribución binomial. Se empleó un modelo completo (con todas las variables y la interacción entre ellas) para cada tipo de larva, y a partir de éste los modelos subsecuentes se fueron simplificando y comparando usando pruebas de cociente de verosimilitud. En total se elaboraron dos modelos para la depredación por larvas de *Curculio* (uno aditivo y uno con interacción entre las variables), y cinco modelos para la depredación por larvas de *Cydia* (uno aditivo, uno con interacción entre variables, un modelo nulo y dos para probar el efecto de cada variable explicativa).

Para este análisis se consideraron dos subconjuntos de la muestra total de bellotas. Un subconjunto incluye a las bellotas sanas y las depredadas por larvas de curculiónidos, y se usó para evaluar el efecto del tamaño de las semillas en la depredación pre-dispersión que realizan estos gorgojos. El otro subconjunto incluye a las bellotas depredadas por larvas de *Cydia* y a las bellotas sanas, y con él se analizó la depredación por palomillas. En todos los modelos se usaron como variables explicativas la especie de encino (*Q. rugosa* y *Q. castanea*) y el tamaño (volumen) de cada bellota, así como el árbol como factor aleatorio (19 árboles: cinco de *Q. rugosa* en el bosque y cuatro aislados y cinco de *Q. castanea* en el bosque y cinco aislados). Se excluyó un árbol debido a que no presentó depredación de bellotas. La variable de respuesta fue la depredación de bellotas (ya sea por gorgojos o palomillas), con dos categorías (sana o depredada). Al igual que los modelos anteriores, para comparar los modelos se usaron pruebas de razón de verosimilitud, con valor crítico de $P = 0.005$.

IV. RESULTADOS

4.1. Depredación de bellotas

Se recolectaron 1200 bellotas, de las cuales 22.33 % ($n= 268$) estaban depredadas: 17.33 % (208) por larvas de curculiónidos, 3.8 % (46) por larvas de *Cydia* y 1.16 % (14) por ambos tipos de insectos. Del total de bellotas recolectadas, 653 fueron de *Q. rugosa*, de las cuales 26.95 % (176) estaban depredadas: 23.3 % por gorgojos, 1.8 % por palomillas y 1.8 % por ambos insectos (Figura 2). De *Q. castanea* se recolectaron 547 bellotas, 16.82 % de las cuales (92) estaban depredadas: 10.2 % por gorgojos, 6.21 % por palomillas y 0.3% por ambos (Figura 2). Debido al bajo número de bellotas en que se presentaron ambos tipos de insectos (14 de un total de 268 bellotas depredadas, es decir 5.2 %), no se incluyeron en los análisis, por lo que se usó un tamaño de muestra máximo de 1186 bellotas.

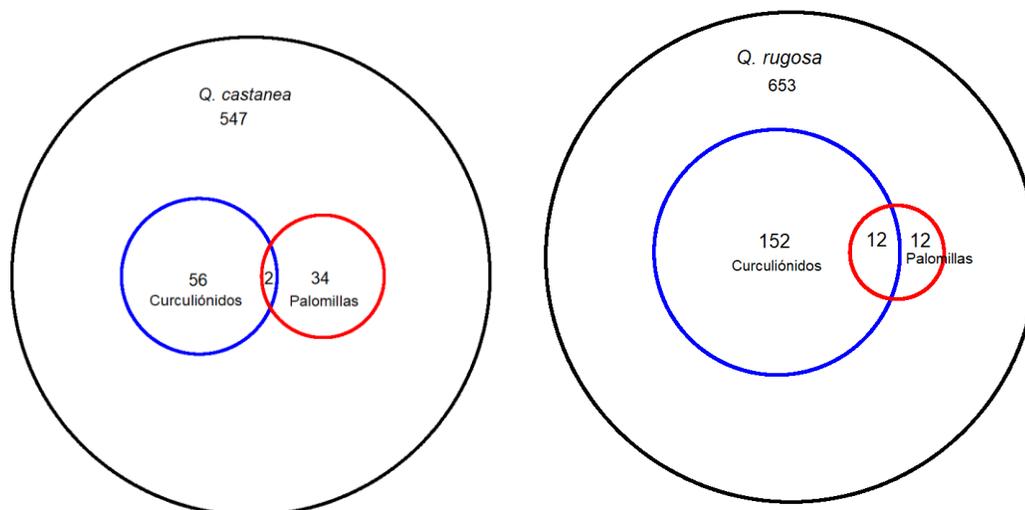


Figura 2. Depredación de bellotas en dos especies de encino. Los círculos muestran el total de bellotas depredadas (negro), bellotas depredadas por curculiónidos (azul) y bellotas depredadas por palomillas (rojo).

4.2. Probabilidad de depredación

Para analizar la depredación total (*i.e.*, la realizada tanto por gorgojos como por palomillas en ambas especies de encinos) se comparó un modelo aditivo con uno multiplicativo (que incluyera las variables ubicación y especie de encino), y se encontraron diferencias

significativas entre ambos, por lo que se seleccionó el modelo aditivo (Cuadro 1). Tomando éste como base, se evaluó el efecto de remover el efecto de la ubicación, pero se produjeron diferencias significativas, por lo que ésta es una variable relevante que debe ser incluida. Posteriormente, se evaluó el efecto de remover la especie de encino, y en este caso no se presentaron diferencias significativas entre el modelo que incluye esta variable y el que no, lo que permite establecer que el efecto de la especie de encino no es significativo (Cuadro 1). Esto nos permitió concluir que el mejor modelo solo incluye como variable de efecto fijo a la ubicación.

La probabilidad de que las bellotas de los árboles del interior del bosque sean depredadas fue significativamente mayor (0.299, intervalo de confianza = 0.196, 0.426) que la probabilidad de depredación en árboles aislados (0.071, intervalo de confianza = 0.035, 0.121) (Figura 3).

Cuadro 1. Modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) usados para analizar la probabilidad de depredación total de bellotas en ambas especies de *Quercus*. En cada modelo se probó el efecto de las variables ubicación del árbol y especie de *Quercus*. El valor de *P* indica la significancia de las diferencias entre los modelos.

Variable de respuesta	Modelo GLMM	<i>P</i>
Depredación total (N= 1186)	(sana, depredada) = ubicación + especie	0.706
	(sana, depredada) = ubicación × especie	
	(sana, depredada) = ubicación + especie (sana, depredada) = especie	<0.001
	(sana, depredada) = ubicación + especie (sana, depredada) = ubicación	0.113

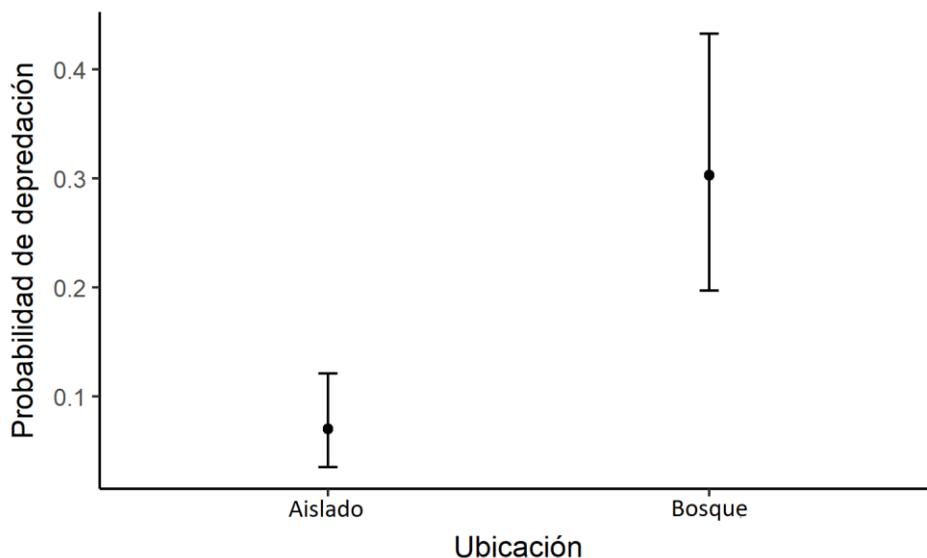


Figura 3. Probabilidad de depredación de bellotas en árboles aislados y árboles del interior del bosque. Las barras denotan intervalos del 95 % de confianza.

4.3. Proporción de bellotas depredadas por curculiónidos y palomillas

La comparación del modelo en el que las dos variables analizadas (ubicación del árbol y especie de encino) tenían un efecto aditivo en la proporción de bellotas depredadas por gorgojos y por palomillas con otro en el que tenían un efecto multiplicativo, mostró que no había diferencias significativas entre ambos (Cuadro 2), por lo que se usó el primero. Posteriormente se compararon dos modelos aditivos, uno que incluyera a ambas variables y otro en el que se removió la variable ubicación. Debido a que no se presentaron diferencias significativas entre ellos, se eliminó el efecto de la ubicación (Cuadro 2). Sin embargo, al remover de este mismo modelo el efecto de la especie de *Quercus*, las diferencias fueron significativas, por lo que el mejor modelo es el que incluye solo a la especie de encino como efecto fijo y al árbol como efecto aleatorio.

Aunque en ambas especies de *Quercus* los niveles de depredación por larvas de *Curculio* fueron mayores que los registrados por larvas de *Cydia*, la probabilidad de depredación por curculiónidos es mayor en *Q. rugosa* (0.930, intervalo de confianza = 0.879, 0.966), que en

Q. castanea (0.634, intervalo de confianza = 0.514, 0.718) (Figura 4). Por el contrario, la probabilidad de depredación por palomillas es mayor en *Q. castanea* (0.366, intervalo de confianza = 0.282,0.486) que en *Q. rugosa* (0.070, intervalo de confianza = 0.034,0.121) (Figura 4). Los intervalos de confianza muestran que existen diferencias significativas en la depredación por los distintos tipos de insecto entre las especies de *Quercus*.

Cuadro 2. Modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) usados para analizar la proporción de bellotas depredadas por gorgojos y palomillas. En cada modelo se probó el efecto de la ubicación del árbol y la especie de *Quercus*. El tamaño de muestra se refiere al número total de bellotas depredadas. El valor de *P* indica la significancia de las diferencias entre los modelos. (N = 254)

Variable de respuesta	Modelo GLMM	<i>P</i>
Proporción de depredación por <i>Curculio</i> o <i>Cydia</i>	(<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = ubicación + especie	0.402
	(<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = ubicación × especie	
	(<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = ubicación + especie (<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = especie	0.154
	(<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = ubicación + especie (<i>Curculio</i> , <i>Cydia</i>) = ubicación	<0.001

Cuadro 3. Modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) usados para determinar el efecto del volumen de la bellota y la especie de encino en la depredación pre-dispersión por gorgojos. El valor de *P* indica la significancia de las diferencias entre los modelos. (N= 1140)

Variable de respuesta	Modelo GLMM	<i>P</i>
Depredación por gorgojo	(sana, depredada) = volumen × encino	0.016
	(sana, depredada) = volumen + encino	

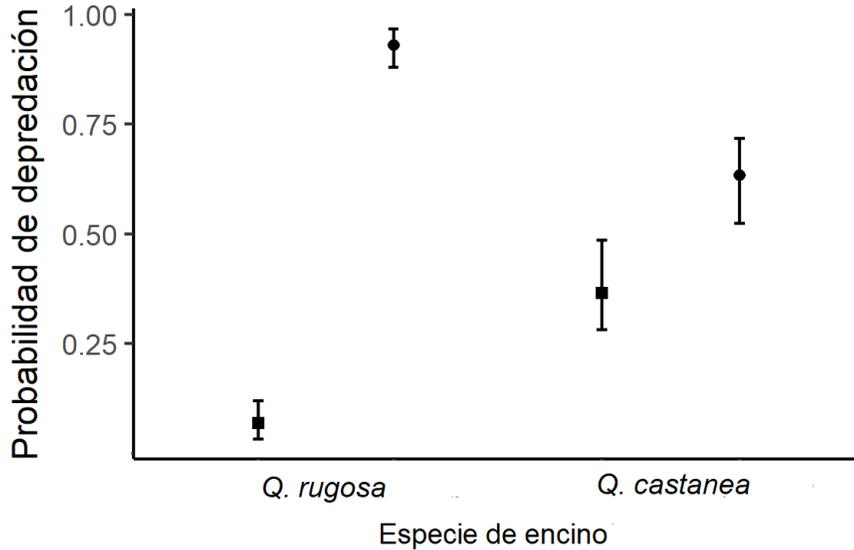


Figura 4. Probabilidad de depredación pre-dispersión por larvas de *Curculio* ● y *Cydia* ■, en dos especies de encino. Las barras denotan intervalos del 95% de confianza.

4.4. Efecto del tamaño de la bellota en la depredación por curculiónidos

Para analizar la depredación pre-dispersión por larvas de gorgojo, se usó la muestra que incluía a todas las bellotas sanas y a las depredadas exclusivamente por gorgojos (N= 1140). Al comparar un modelo aditivo y uno que incluye la interacción entre el volumen de las bellotas y la especie de encino, se encontraron diferencias significativas (Cuadro 3), por lo que se conservó el modelo con la interacción. Ésta se explica porque el efecto del tamaño de las bellotas difiere entre las especies de encino: mientras que en *Quercus rugosa* hay una tendencia a que la depredación aumente con el volumen de las bellotas (Figura 5A), en *Q. castanea* se observa el efecto contrario, aunque con una pendiente menor, lo que indica que en esta especie la probabilidad de depredación disminuye levemente conforme aumenta el volumen de las bellotas (Figura 5B). El tamaño promedio de las bellotas de *Q. castanea* fue de $0.563 \text{ cm}^3 (\pm 0.3 \text{ cm}^3)$, mientras que en *Q. rugosa* el volumen promedio fue casi tres veces mayor: $1.509 \text{ cm}^3 (\pm 0.8 \text{ cm}^3)$.

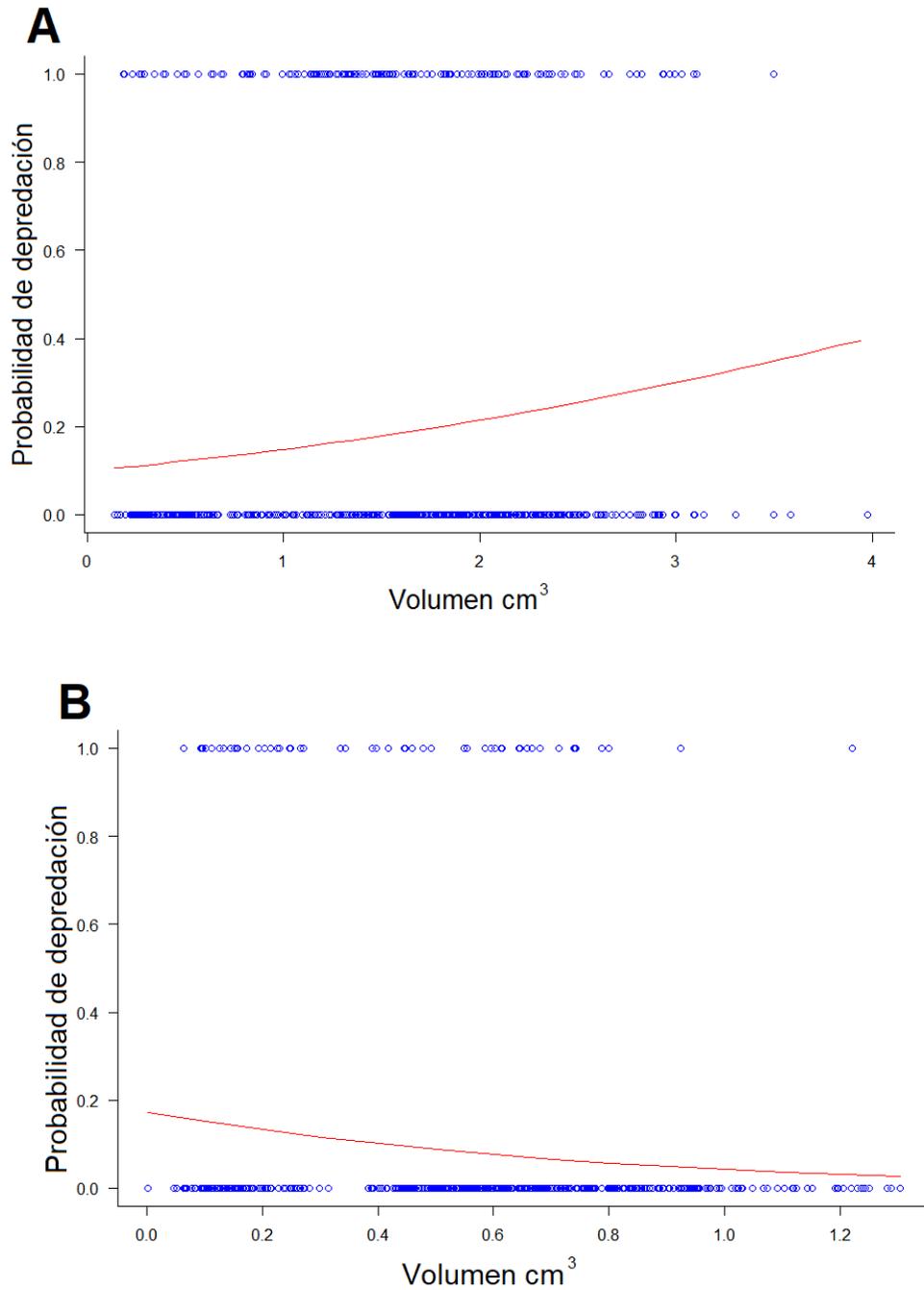


Figura 5. Efecto del tamaño de la bellota en la probabilidad de depredación pre-dispersión por larvas de *Curculio* en: (A) *Q. rugosa* (N= 629, $P= 0.004$), (B) *Q. castanea* (N = 511, $P<0.001$).

4.5. Efecto del tamaño de las bellotas en la depredación por palomillas

En el caso de la depredación por larvas de palomilla las variables analizadas no tuvieron un efecto significativo, ya que no se presentaron diferencias significativas entre los distintos modelos analizados (Cuadro 4). Esto implica que, a diferencia de los curculiónidos, las palomillas no seleccionan a las bellotas por su tamaño y tampoco parecen mostrar una preferencia por la especie de encino. De acuerdo con estos resultados, la colonización (o llegada e infestación de las semillas) sería un evento aleatorio. Sin embargo, debe considerarse que en este análisis se incluye un número muy bajo de bellotas atacadas por palomillas (N= 46) con respecto al tamaño de muestra total empleado en el análisis (N= 978), por lo que hay un desbalance fuerte entre las bellotas sanas y las depredadas por palomillas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) usados para analizar el efecto del volumen de las bellotas y la especie de encino en la depredación pre-dispersión por larvas de *Cydia*. El valor de *P* indica la significancia de las diferencias entre los modelos.

Variable de respuesta	Modelo GLMM	<i>P</i>
Depredación por palomillas (N= 978)	(sana, depredada) = volumen × encino	0.277
	(sana, depredada) = volumen + encino	
	(sana, depredada) = volumen + encino	0.124
	(sana, depredada) = volumen	
	(sana, depredada) = 1	0.622
	(sana, depredada) = volumen	
	(sana, depredada) = volumen + encino	0.783
	(sana, depredada) = encino	
(sana, depredada) = 1 + árbol	0.112	
(sana, depredada) = encino + árbol		

V. DISCUSIÓN

5.1. Efecto del aislamiento en la depredación pre-dispersión de bellotas

En los fragmentos de bosque en un entorno rural los principales cambios ambientales incluyen: a) el aumento en la radiación solar, que eleva la temperatura, b) un fuerte impacto de los vientos, que favorece la desecación de las plantas y la erosión del suelo, y c) una menor disponibilidad de agua, debido a la mayor evapotranspiración que resulta del aumento en la temperatura (Saunders *et al.*, 1991). Estos cambios varían con el tiempo, el grado de aislamiento, el tamaño del parche y la conectividad entre los remanentes de vegetación y la matriz original (Santos y Tellería, 2006). En el entorno urbano estudiado, los cambios ambientales que experimentan los árboles aislados deben ser mucho mayores y a pesar de ello son capaces de mantener poblaciones tanto de curculiónidos como de palomillas del género *Cydia*, ya que sólo en uno de 10 árboles analizados no se detectó la presencia de larvas de estos insectos. Curiosamente, este árbol se ubica relativamente cerca del bosque de Ecoguardas.

Los niveles globales de depredación pre-dispersión de bellotas encontrados en el presente estudio (26.95 % en *Quercus rugosa* y 16.82 % en *Q. castanea*) se encuentran dentro del intervalo de valores reportado en otros estudios realizados en México. Díaz-Fleisher *et al.* (2010) estimaron que 21.6 % de las bellotas de una población de *Quercus candicans* de Veracruz estaba infestada por insectos (principalmente coleópteros y lepidópteros). Otros estudios han reportado niveles mayores; por ejemplo, Acosta-Percástegui *et al.* (2006) estimaron que se perdieron 40.8 % de las bellotas de una población de *Q. mexicana* de Tepozotlán, Estado de México, por ataque de insectos (31.1 % por larvas de *Curculio* y 7.4 % por larvas de lepidópteros, además de dípteros y avispas, con menores porcentajes), y González-Salvatierra *et al.* (2013) reportaron una infestación por insectos de 67.4 % en una población de *Q. polymorpha* de San Luis Potosí. Por su parte, Taracena (2015) reportó niveles de depredación de 91.4 % en *Q. magnoliifolia* y de 63.9 % en *Q. glaucooides* en Amatlán, Morelos, la mayor parte de la cual se debe a larvas de *Curculio*, y solo alrededor de 10 % a larvas de *Cydia*. Esta última cifra no difirió mucho entre ambas especies de *Quercus*.

La presencia de ambos tipos de larva en una misma bellota (en relación al total de bellotas depredadas) fue muy baja en ambas especies de encino. En otros estudios, estos porcentajes son también muy bajos (0.23 % de las bellotas de *Q. suber*; Soria *et al.* (2002) o ligeramente superiores (7 % de las bellotas de *Q. agrifolia*; Lewis, 1992). Rohlf (1999) señala que las larvas de palomilla pueden introducirse a las bellotas por perforaciones en el pericarpio o por el reblandecimiento debido a infecciones, y nuestros datos muestran que las palomillas no requieren de la presencia previa de larvas de curculiónidos (es decir, de la perforación) para acceder al interior de las semillas, ya que en *Q. rugosa* se presentaron los mismos porcentajes de bellotas con palomillas solas y con ambos tipos de insectos (1.8 %) y en las de *Q. castanea* fue mayor la presencia de palomillas solas que de ambos (6.2 % y 0.3 % respectivamente). Es difícil explicar estos resultados, pero podría especularse que en el caso de las bellotas más pequeñas de *Q. castanea* las palomillas pueden detectar la presencia de larvas de curculiónido y evitar entrar en la bellota (y viceversa, i.e., las hembras de curculiónido evitan ovipositar en donde hay larvas de palomilla), mientras que en especies con bellotas más grandes, como las de *Q. rugosa*, la convivencia es más factible. Hay alguna evidencia de que esto podría estar sucediendo en el trabajo de Taracena (2015), ya que encontró que la presencia de ambos tipos de larvas es casi del doble en las bellotas grandes de *Q. magnoliifolia* que en las más pequeñas de *Q. glaucooides* (alrededor de 8 % y 3-4 % respectivamente).

Existen reportes que señalan que la presencia de más de una larva de palomilla por bellota es un evento extraño (Jiménez *et al.*, 2006). De igual manera se ha mencionado que la oviposición por curculiónidos se reduce en las semillas de *Castanea sativa* previamente infestadas por palomillas (Debouzie *et al.*, 2002).

Un resultado importante de este trabajo, además de la estimación de los niveles de depredación pre-dispersión en dos especies de *Quercus*, es la diferencia en la depredación pre-dispersión entre árboles aislados y árboles inmersos en la matriz del bosque, ya que mostramos que, en efecto, el aislamiento disminuye significativamente los niveles de depredación pre-dispersión de las bellotas (Figura 2).

Se sabe que la fragmentación y el aislamiento disminuyen la depredación pre-dispersión de semillas que realizan algunos coleópteros y lepidópteros en diversas especies arbóreas

(Chacoff, 2004; Savilaakso *et al.*, 2009). En este trabajo se encontró el mismo patrón, ya que la probabilidad de depredación de bellotas de los árboles del bosque fue significativamente mayor que la de los árboles aislados, sin que la especie de encino tuviera un efecto significativo (Cuadro 1). Por lo tanto la primera hipótesis planteada, que postulaba menores niveles de infestación por larvas en árboles aislados, se confirma.

En otros contextos, como en árboles aislados de *Quercus ilex* en fragmentos de bosque o en dehesas en España, se ha reportado un aumento en la producción de bellotas (Morán-López *et al.*, 2016), o en el tamaño de las mismas (Bonal *et al.*, 2012) –debido a la disminución de la competencia por recursos como agua, luz y nutrientes del suelo–, lo que se traduce en una mayor abundancia de larvas de curculiónidos. En este estudio, aunque no se documentaron los posibles cambios en la abundancia o tamaño de las bellotas, se pudo establecer que el aislamiento no se tradujo en una mayor abundancia de larvas de *Curculio* ni de *Cydia*.

Es probable que las limitaciones en la capacidad de dispersión de los curculiónidos y las palomillas en una matriz urbana hagan muy difícil su llegada hasta los árboles aislados, por lo que la permanencia de sus poblaciones *in situ* sería más importante que la inmigración. Además del efecto de la distancia, otros factores ambientales se modifican como resultado del aislamiento, y en la matriz urbana las condiciones son más restrictivas para la dispersión de los organismos depredadores de bellotas. Sin embargo, los cambios en el microambiente que rodea a un árbol como resultado de la urbanización han sido poco estudiados hasta la fecha.

5.2 Abundancia relativa de curculiónidos y palomillas

Inicialmente se planteó la hipótesis de que en los árboles aislados la abundancia relativa de larvas de *Cydia* sería mayor que la de curculiónidos, pero se rechazó. Esta hipótesis se basó en reportes previos que han mostrado que una especie del mismo género de palomillas (*Cydia pomella*) es capaz de realizar vuelos a grandes distancias (Schumacher *et al.*, 1997), mientras que los curculiónidos se han considerado depredadores pre-dispersivos de baja movilidad (Díaz, 2014). Sin embargo, las proporciones relativas de ambos tipos de insectos dependieron más de la especie de encino que de la ubicación de los árboles (Cuadro 2).

Aunque se sabe por otros estudios que –al igual que en este caso– la depredación por curculiónidos suele ser más importante que la de *Cydia* (Soria *et al.*, 1996), pudimos detectar ciertas preferencias, ya que la probabilidad de infestación por curculiónidos fue más alta en *Quercus rugosa* que en *Q. castanea*, mientras que en las palomillas fue al contrario, ya que *Q. castanea* presentó una probabilidad cinco veces mayor de depredación por estos insectos que *Q. rugosa* (promedios 0.366 y 0.070, respectivamente, Figura 3). Estas probabilidades se estimaron considerando a las bellotas depredadas (es decir, excluyendo a las bellotas sanas), por lo que las proporciones son más altas que las reportadas al analizar la muestra total de bellotas de cada especie. Estos resultados son novedosos dado que no existen reportes previos de preferencia de las palomillas por alguna especie de encino. En el caso de los curculiónidos, dichas preferencias han sido documentadas (Espelta *et al.*, 2009). En México, Taracena (2015) reportó que los niveles de depredación pre-dispersión por larvas de curculiónidos difieren significativamente entre *Quercus magnoliifolia* y *Q. glaucoides* (38.3 % y 25 % de las bellotas, respectivamente). Sin embargo, también se ha reportado que las palomillas de *Cydia fagiglandana* –que tienen mayor movilidad que los gorgojos– tienden a seleccionar árboles aislados de *Q. ilex*, mientras que las tasas de infestación de *Curculio elephas* son independientes de la distribución de los árboles (Díaz, 2014). Es probable que en nuestro caso la menor presencia de las palomillas en los árboles aislados sea resultado de que éstos se encuentran en una matriz urbana.

Los resultados indican que la depredación por gorgojos está influida, además de por la especie de encino, por el volumen de la bellota (Cuadro 3). La mayor depredación de bellotas de *Q. rugosa* que de *Q. castanea* por curculiónidos (23.27% y 10.23% respectivamente), se debe entonces, así sea parcialmente, a que las bellotas de la primera especie son más grandes. Esto coincide con los resultados de Espelta *et al.* (2009), quienes reportan que una especie de encino con bellotas de mayor tamaño (*Q. humilis*) presentó mayor depredación pre-dispersión por larvas de *Curculio* que la especie con bellotas más pequeñas (*Quercus ilex*). Lo mismo sucede con las dos especies de *Quercus* (*Q. magnoliifolia* y *Q. glaucoides*) analizadas por Taracena (2015).

5.3. Efecto del tamaño de las bellotas en la depredación

Uno de los objetivos del presente estudio fue analizar el efecto del tamaño (evaluado a través del volumen) de las bellotas en la depredación por larvas de *Cydia*, con la hipótesis de que, al igual que en los curculiónidos, aumentaría con el tamaño de las bellotas. Sin embargo, los resultados mostraron que dicha depredación no depende del tamaño de las bellotas ni de la especie de *Quercus*, y es más bien un fenómeno aleatorio. Este resultado está en conflicto con el obtenido antes al calcular las probabilidades de depredación por *Cydia*, que fueron significativamente más altas en *Q. castanea* que en *Q. rugosa* (Fig. 3). Es probable que el cálculo de las probabilidades sea más sólido en el primer análisis, ya que en el segundo el tamaño de muestra fue muy pequeño, pues del total de bellotas analizadas (N= 978) sólo 4.7% (*i.e.*, 46) presentaron evidencia de depredación por lepidópteros (larvas o sus heces), mientras que el resto eran bellotas sanas, lo que hace que el modelo esté muy desbalanceado y por lo tanto sea menos confiable que el primero.

Como en otros casos, la probabilidad de depredación de las bellotas de *Quercus rugosa* aumentó con el volumen de la bellota (Figura 4A), pero en el caso de *Q. castanea* esta probabilidad disminuyó levemente al aumentar el volumen de las bellotas (Figura 4B). Este resultado es sorprendente, ya que todos los estudios previos reportan un incremento en la depredación por larvas de *Curculio* al aumentar el tamaño de la bellota. Por ello, deben tomarse con reserva y confirmarse con un estudio adicional más detallado. Algunos factores no considerados, como las diferencias en la fenología reproductiva de ambas especies de *Quercus*, o la concentración de sustancias químicas (como taninos) en las bellotas pueden afectar los niveles de depredación. De acuerdo con nuestras observaciones *Q. castanea* es la especie de encino que fructifica más tardíamente en la zona, pero no se conocen los cambios numéricos en las poblaciones de curculiónidos a lo largo de la temporada de desarrollo de las bellotas. Por otra parte, Weckerly *et al.* (1989) reportaron que la concentración de taninos en las bellotas tiene efectos en la depredación pre-dispersión por larvas de *Curculio*, ya que a mayor concentración de éstos la depredación disminuye.

VI. CONCLUSIONES

1. Los niveles de depredación pre-dispersión de bellotas encontrados (26.9 % y 16.8 % en *Quercus rugosa* y *Q. castanea*, respectivamente) son similares a los registrados en otros estudios y no parecen poner en riesgo la regeneración de las poblaciones de encinos.
2. El aislamiento de los árboles disminuye significativamente la depredación pre-dispersión de bellotas por larvas de curculiónidos y palomillas. Los niveles de depredación de los árboles que se encuentran en el bosque fueron significativamente mayores que los de los árboles aislados en las dos especies de encinos estudiadas.
3. En ambas especies de *Quercus* la depredación pre-dispersión por larvas de curculiónidos fue mayor que la realizada por larvas de palomillas.
4. El efecto del aislamiento en la proporción de depredación por curculiónidos y palomillas no fue significativo, por lo que se rechazó la hipótesis de que en los árboles aislados se incrementaría la proporción relativa de bellotas depredadas por palomillas en relación a la registrada en los árboles del bosque.
5. Se encontró una mayor presencia de larvas de curculiónidos en las bellotas de *Quercus rugosa* que en las de *Quercus castanea*, mientras las larvas del género *Cydia* parecen tener una preferencia por las bellotas de *Q. castanea*, ya que fueron proporcionalmente más abundantes en esta última especie.
6. La probabilidad de depredación pre-dispersión por curculiónidos aumenta conforme aumenta el volumen de la bellota en *Quercus rugosa*, pero en *Q. castanea* disminuye con el tamaño de la bellota. Este patrón no ha sido reportado antes en otras especies de encino.
7. La selección de bellotas por palomillas no depende del tamaño de la bellota.

Literatura citada

- A.L.D.F., Asamblea Legislativa del Distrito Federal (2010). Programa Delegacional de Desarrollo Urbano para la Delegación Tlalpan del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. 13 de agosto de 2010.
- Acosta-Percástegui, J. y Rodríguez-Trejo, D. A. (2006). Factors affecting germination and pregerminative treatments of *Lupinus montanus* seeds. *Interciencia*, 30(9), 576-579.
- Aguilar, R.; Ashworth, L.; Galetto, L. y Aizen, M. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968-980.
- Álvarez Cruz, E. y Vidal Zepeda, R. (1992). Condiciones de temperatura y precipitación en el SW del Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 133pp.
- Bonal, R. y Muñoz, A. (2008). Seed growth suppression constrains the growth of seed parasites: premature acorn abscission reduces *Curculio elephas* larva size. *Ecological Entomology*, 33, 31-36.
- Bonal, R. y Muñoz, A. (2009). Seed weevils living on the edge: pressures and conflicts over body size in the endoparasitic *Curculio* larvae. *Ecological Entomology*, 34(3), 304-309.
- Bonal, R.; Espelta, J. y Vogler, A. (2011). Complex selection on life-history traits and the maintenance of variation in exaggerated rostrum length in acorn weevils. *Oecologia*, 167(4), 1053-1061.
- Bonal, R.; Hernández, M. O.; Muñoz, A. y Espelta, J. (2012). Positive cascade effects of forest fragmentation on acorn weevils mediated by seed size enlargement. *Insect Conservation and Diversity*, 5, 381-388.
- Bonal, R.; Muñoz, A. y Espelta, J. (2010). Mismatch between the timing of oviposition and the seasonal optimum. The stochastic phenology of Mediterranean acorn weevils. *Ecological Entomology*, 35, 270-278.

- Camargo, E.; Carreño, J. y Barón, E. (2012). Los servicios ecosistémicos de la regulación: tendencias e impacto en el bienestar humano. *Investigación Agraria y Ambiental*, 3(1), 77.
- Cano-Santana, Z.; Pisanty, I.; Segura, S.; Mendoza-Hernández, P.; León-Rico, R.; Soberón, J.; Tovar, E.; Martínez-Romero, E.; Ruiz, L. de C. y Martínez-Ballesté, A. (2006). Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales protegidas del Pedregal del Xitle. En: K. Oyama, y A. Castillo (Edits.), *Manejo, Conservación y Restauración de la Recursos Naturales en México: perspectivas desde la investigación científica* (págs. 203-226). México: UNAM y Siglo XXI.
- Carrillo-Trueba, C. (1995). El ombligo de la Tierra. En *El Pedregal de San Ángel* (págs. 40-49). México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chacoff, N.; Morales, J. y Vaquera, M. (2004). Efectos de la fragmentación sobre la aborción y depredación de semillas en el Chaco Serrano. *Biotropica*, 36(1), 109-117.
- Crawley, M. J. (2000). Seed predators and plant population dynamics. En: *Seeds, The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (págs. 167-182). Wallingford: CAB International.
- Debouzie, D.; Heizmann, A.; Desouhant, E. y Menu, F. (1996). Interference at several temporal and spatial scales between two chestnut insects. *Oecologia*, 108(1), 151-158.
- Debouzie, E.; Desouhant, E.; Oberli, F. y Menu, F. (2002). Resource limitation in natural populations of phytophagous insects. A long-term study case with the chestnut weevil. *Acta Oecologica*, 31-39.
- Díaz, M. (2014). Distribución del arbolado y persistencia a largo plazo de las dehesas: patrones y procesos. *Revista Ecosistemas*, 23(2), 5-12.
- Díaz-Fleischer, F.; Hernández-Arellano, V.; Sánchez-Velázquez, L.; Cano-Medina, T.; Cervantes-Aldav, R. y López-Ortega, M. (2010). Investigación preliminar de la

- depredación de semillas en la germinación de las bellotas de *Quercus candicans* Née. *Agrociencia*, 44, 83-92.
- Espelta, J. M.; Bonal, R. y Sánchez-Humanes, B. (2009). Pre-dispersal acorn predation in mixed oak forests: interspecific differences are driven by the interplay among seed phenology, seed size and predator size. *Journal of Ecology*, 97(6), 1416-1423.
- Ezcurra, E.; Mazari-Hiriart, M.; Pisanty, I. y Aguilar, A. (1999). The environmental history of the basin. En *The basin of México: critical environmental issues and sustainability* (págs. 7-38). México: United Nations of University.
- Gibson, L.P. (1997). Monograph of the genus *Curculio* in the New World (Coleoptera:Curculionidae) Part II. Mexico and Central America. Miscellaneous Publications of the Entomological Society of America, 10(4), 52 pp.
- González-Salvatierra, C.; Badano, E.; Flores, J. y Rodas, J. (2013). Germinación, infestación y viabilidad en bellotas de *Quercus polymorpha* (Schltld. & Cham.) tras un año de almacenamiento. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, (19), 351-362.
- Grez, A. y Bustamante, R. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 11(2), 58-63.
- Hedin, J.; Ranius, T.; Nilsson, S. y Smith, H. (2008). Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation*, 17(3), 675-684.
- Hughes, J. y Vogler, A. (2004). The phylogeny of acorn weevils (genus *Curculio*) from mitochondrial and nuclear DNA sequences: the problem of incomplete data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32(2), 601-615.
- Jiménez, A.; Soria, F. y Villagrán, M. (2006). Seguimiento del ciclo biológico de *Cydia fagiglandana* (Zeller)(Lepidoptera: Tortricidae) en un encinar del sur de España. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 32(2), 157-168.
- Johnson, P.S.; Shifley S.R. y R. Rogers (2009). The ecology and silviculture of oaks. Wallingford, Reino Unido: CABI Publishing, CAB International. 507 pp.

- Keil, S.; Gu, H. y Dorn, S. (2001). Response of *Cydia pomonella* to selection on mobility: laboratory evaluation and field verification. *Ecological Entomology*, 26(5), 495-501.
- Kolb, A.; Ehrlén, J. y Eriksson, O. (2007). Ecological and evolutionary consequences of spatial and temporal variation in pre-dispersal seed predation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2), 79-100.
- Lewis, V. R. (1992). Within- Tree Distribution of Acorns Infested by *Curculio occidentalis* (Coleoptera: Curculionidae) and *Cydia latiferreana* (Lepidoptera: Tortricidae) on the Coast Live Oak. *Environmental Entomology*, 21(5), 975-982.
- Morán-López, T.; Forner, A.; Flores-Rentería, D.; Díaz, M. y Valladares, F. (2016). Some positive effects of the fragmentation of holm oak forests: attenuation of water stress and enhancement of acorn production. *Forest Ecology and Management*, 370, 22-30.
- Nixon, K. C. (1993). Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annals of Forest Science*, 50, 25-34.
- Palma, M.; Cram, S.; Bocco, G. y Velázquez, A. (1999). Caracterización abiótica de la región de la montaña del sur de la Cuenca de México. En: *Biodiversidad de la cuenca de México*. D.F., México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- P.A.O.T., Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento territorial D.F. (2009). Zona de Conservación Ecológica Ecoguardas. En: *Estudio sobre la superficie ocupada por Áreas Naturales Protegidas del Distrito Federal* (págs. 46-48). Distrito Federal, México.
- Racette, G.; Chouinard, G.; Vincent, C. y Hill S. B.(1992). Ecology and management of plum curculio, *Conotrachelus nenuphar* (Coleoptera :Curculionidae), in apple orchards. *Phytoprotection*, 73(3), 85–100.
- Rickman, K. y Connor, F. (2003). The effect of urbanization on the quality of remnant habitats for leaf-mining Lepidoptera on *Quercus agrifolia*. *Ecography*, 26, 777-787.

- Rohlf, D. A. (1999). A study of acorn feeding insects: filbert weevil (*Curculio occidentalis* (Casey)) and filbertworm (*Cydia latiferreana* (Walsingham)) on garry oak (*Quercus garryana*) (Dougl.) in the Southeastern Vancouver Island area. Tesis de Maestría. Faculty of Graduate Studies. University of British Columbia, Canadá. 157pp.
- Romero-Rangel, S.; Rojas-Zenteno, E. C.; y Rubio-Licon, L. E. (2015). *Encinos de México. (Quercus, Fagaceae). 100 especies*. México: Universidad Nacional Autónoma de México, FES Iztacala.
- Rzedowski, J. (1981). Bosque de encino. En: *Vegetación de México* (págs. 263-282). México: Limusa.
- Santos, T. y Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación de hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15, 3-12.
- Saunders, D.; Hobbs, R. y Margules, C. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), 18-32.
- Savilaakso, S.; Koivisto, J.; Veteli, T. y Roininen, H. (2009). Microclimate and tree community linked to differences in lepidopteran larval communities, between forest fragments and continuous forest. *Diversity and Distributions*, 15(2), 356-365.
- Schteingart, M. (1987). Expansión urbana, conflictos sociales y deterioro ambiental en la ciudad de México. El casodel Ajusco. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 2, 449-477.
- Schumacher, P.; Weyeneth, A.; Weber, D. y Dorn, S. (1997). Long flights in *Cydia pomonella* L. (Lepidoptera:Tortricidae) measured by a flight mill: influence of sex, mated status and age. *Physiological Entomology*, 22(2), 149-160.
- Soria, F.; Cano, E. y Ocete, M. (1996). Efectos del ataque de fitófagos perforadores en el fruto de la encina (*Quercus rotundifolia* Lam.). *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 22, 427-432.
- Soria, F.; Jiménez, A.; Villagrán, M. y Ocete, M. (2002). Influencia de la infestación de *Cydia fagiglandana* (Zeller)(Lepidoptera:Tortricidae) en la caída del fruto de la encina. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas*, 28(2), 213-216.

- Soria, F.; Villagrán, M.; Martín, P. y Ocete, M. (1999). *Curculio elephas* (Gyllenhal) (Col.: Curculionidae) y *Cydia fagiglandana* (Zelle) (Lep.: Tortricidae) en encina (*Quercus rotundifolia* Lam): infestación y relaciones interespecíficas. *Boletín de Sanidad Vegetal*, 25, 125-130.
- Taracena, V. (2015). Análisis de la depredación pre-dispersión de bellotas en dos especies de *Quercus* (Fagaceae) del bosque tropical seco en Amatlán, Morelos, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 43pp.
- Tyrväinen, L.; Pauleit, S.; Seeland, K. y De Vries, S. (2005). Benefits and uses of urban forests and trees. En: *Urban forests and trees* (págs. 81-114). Berlín, Heidelberg: Springer.
- Valencia, S. (1995). Contribución al conocimiento del género *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Guerrero, México. Contribuciones del Herbario de la Facultad de Ciencias No.1. D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Valencia, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33-53.
- Valiente-Banuet, A.; Aizen, M.; Alcantara, J.; Arroyo, J.; Cocucci, A.; Galetti, M.; García, M.B.; García, D.; Gómez, J.M.; Jornano, P.; Medel, R.; Navarro, L.; Obeso, J.R.; Oviedo, R.; Ramírez, N.; Rey, P.J.; Traveset, A.; Verdú, M. y Zamora, R. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in changing world. *Functional Ecology*, 29, 299-307.
- Vázquez-Sánchez, E. y Jaimes-Palomera, L. (1989). Geología de la cuenca de México. *Geofísica Internacional*, 28, 133-190.
- Weckerly, F. W., Sugg, D. W., & Semlitsch, R. D. (1989). Germination success of acorns (*Quercus*): insect predation and tannins. *Canadian Journal of Forest Research*, 19(6), 811-815.

Anexos

Anexo 1. Ubicación geográfica y tamaño de los árboles muestreados en el CEA Ecoguardas

Especie	Árbol	Coordenadas	Altura (m)	Diámetro a la altura del pecho (mm)
	C2	19°16'13.8" N, 99°11'54.9" O	5.75	68.277
	C3	19°16'10.6" N, 99°11'46.9" O	9.1	84.352
<i>Quercus castanea</i>	C4	19°16'9.7" N, 99°11'46.4" O	4.52	27.375
	C5	19°16'22.7" N, 99°12'2.6" O	7.86	18.780
	C6	19°16'24.2" N, 99°12'2.6" O	11	33.104
	R2	19°16'14.3" N, 99°12'1.6" O	9.3	25.465
	R4	19°16'14.2" N, 99°12'0.2" O	9.5	55.386
<i>Quercus rugosa</i>	R5	19°16'11.3" N, 99°11'48.4" O	8.9	52.839
	R6	19°16'10.5" N, 99°11'46.7" O	6.3	50.611
	R7	19°16'8.8" N, 99°11'45.4" O	7.81	63.025

Anexo 2. Ubicación geográfica y tamaño de los árboles muestreados en la carretera

Picacho-Ajusco

Especie	Árbol	Coordenadas	Altura (m)	Diámetro a la altura del pecho (mm)
	Ce	19°16'19.28, 99°12'22.33"O	5.95	38.197
	Co	19°16'20.6" N, 99°12'22.4" O	7.3	38.993
<i>Quercus castanea</i>	Cp	19°16'38.8" N, 99°12'33.4" O	7.31	39.311
	Cv	19°16'51.2" N, 99°12'52.4" O	5.76	13.369
	Cu	19°18'3.9" N, 99°12'33.3" O	10.6	35.969
	Ro	19°16'19.84" N, 99°12'22.49" O	11	0.000
	Rb	19°16'21.7" N, 99°12'21.87" O	6.36	49.815
<i>Quercus rugosa</i>	Rc	19°16'48.4" N, 99°12'43.7" O	13.5	52.362
	Rv	19°16'50" N, 99°12'51.2" O	8.5	19.258
	Rg	19°17'0.03" N, 99°13'0.9" O	12.7	34.696