



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO**

---

---

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA  
ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA  
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN  
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**Influencia de la urbanización sobre la abundancia de escarabajos  
(Coleóptera: Bruchidae) en el mezquite *Prosopis laevigata* en la Ciudad  
de Celaya, Guanajuato**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD  
Y CONSERVACIÓN**

**PRESENTA  
BIÓL. PEDRO DE JESUS PARRA GIL**

**DIRECTOR DE TESIS:  
DR. IGNACIO ESTEBAN CASTELLANOS STUREMARK**

MINERAL DE LA REFORMA, HIDALGO, JUNIO, 2014



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO  
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Dirección

**M. EN A. JULIO CESAR LEINES MEDÉCIGO**  
**DIR. ADMINISTRACIÓN ESCOLAR**  
**PRESENTE**

Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado "Influencia de la urbanización sobre la abundancia de escarabajos (Coleóptera: Bruchidae) en el mezquite *Prosopis laevigata* en la Ciudad de Celaya, Guanajuato.", que presenta el alumno de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **Biól. Pedro de Jesús Parra Gil**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

**PRESIDENTE:** Dra. Maritza López Herrera  
**SECRETARIO:** Dr. Jorge Arturo Cid Becerra  
**VOCAL:** Dr. Ignacio E. Castellanos Sturemark  
**PRIMER SUPLENTE:** Dra. Iriana L. Zuria Jordan

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

**ATENTAMENTE**  
**"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"**  
Mineral de la Reforma, Hgo., a 09 de junio del 2014.

**DR. ORLANDO ÁVILA POZOS**  
**DIRECTOR I.C.B.I.**



Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería,  
Carretera Pachuca - Tulancingo Km. 4.5, Ciudad del Conocimiento,  
Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, Mexico, C.P. 42184  
Tel. +52 771 7172000 exts. 2230 y 2231, Fax 2109  
avilap@uah.edu.mx



## DEDICATORIA

El presente trabajo y todo el esfuerzo que representó su elaboración, se lo dedico a mis más grandes ejemplos a seguir en esta vida, mi madre (Gloria), mis hermanos y hermanas quien siempre me han poyado y sé que siempre me van apoyar, mi hermano (Kuko), mi hermana (China), mi hermana (Cuca), mi hermana (Karla), mi hermana (Chema), mi hermana (Yovanita), mi hermano (Juan), mi hermana (Patricia), mi hermana (Marcela), mi hermano (Tavo) y a todos los hijos de ustedes y a todos los hijos de éstos.

A mi esposa Marlenne Torres Juanes.

Al Dr. Jorge Arturo Cid Becerra y a su familia.

Al Dr Ignacio Esteban Castellanos Sturemark y a su familia.

A ellos les dedico este trabajo por haberme dado la mano cada vez que lo necesité y aun cuando no, por haberme enseñado el camino del bien, por haberme guiado cada vez que lo necesité por enseñarme a no rendirme jamás y seguir adelante sin importar la barrera que se tenga enfrente demostrándome que es posible hacer las cosas sin importar lo difícil que sean.

## AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas a quien quisiera agradecer ya sea por su ayuda, apoyo y/o colaboración durante la realización del presente trabajo, espero no olvidar a nadie.

En primer lugar le agradezco a mi jefecita por haberme ayudado y apoyado durante toda mi vida y sobre durante la elección de cursar un posgrado, además de haberme aguantado junto con la Yovanita desveladas y amanecidas estudiando con la música a todo volumen para no dormirme. Gracias ama por haberme ayudado en esos momentos difíciles en los que me tuve que ir lejos, gracias por todo el tiempo y el cariño incondicional que me ha brindado y sé que me brindará siempre.

MARLENNE gracias por estar a mi lado y apoyarme en esos momentos difíciles, por tu paciencia, cariño y amor, por estar en las colectas, en la escritura y redacción de este trabajo.

Al Dr. Jorge Arturo Cid Becerra y familia por el apoyo incondicional que me han brindado y que sé que me seguirán brindando, por ser guía en mi formación tanto académica como personal, por las observaciones y comentarios realizados para mejorar el presente trabajo y sobre todo por confiar en mi cuando pocos lo hacían, profe gracias por todo.

Al Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark, por haberme aceptado como tesista en su laboratorio y haber puesto a mi disposición todo el material y, las herramientas del Laboratorio de Interacciones de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, por las observaciones y comentarios realizados para mejorar este trabajo y sobre todo por haberme brindado su confianza.

A la Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan por el apoyo brindado en la realización del presente trabajo y por los comentarios realizados para mejorarlo.

A la Dra. Maritza López Herrera por el apoyo brindado en la realización del presente trabajo y por los comentarios realizados para mejorarlo.

A mis profesores por haberme guiado durante los años de estudio al cursar el posgrado, sobre todo durante la elaboración de ésta tesis, Dr. Gerardo Sánchez. Dra. Claudia, Dra. Iriana Zuria y Dr. Ignacio Castellanos.

A mis amigos y compañeros que en algún momento de este largo proceso estuvieron a mi lado ya sea para ayudarme a contar bichos, vainas, semillas o solamente para acompañarme en esos largos momentos de trabajo, El Joan, el Eriño, el Yayo, el Rulo, El Eliazim, Sergio (Checo), Jose Luis (Jay lo), Jose Luis (el barrenas), Sergio (Juchiman), Smith, Ada, Edith, angelica, el Ivan (.I.), Dra. Pilar Carbo (Pily), Rafita (Lab. Morfología animal), Alejandra, Asce, Aure, y a todo el Lab. de Morfofisiología vegetal, Rafa (Rafinski), y los que faltan.

A mis amigos en Hidalgo y compañeros de la UAEH, Luis Bonilla, Ibeth, Ubaldo, Aaron, Albino, Gustavo, Oscar, Gonzalo, Jorge,, Pablo, Francisco, Dr. Fernando, Jorsh (el portero), el Serch, el Victor, el Victor, el Johan y el Osvaldo, el Eriño de mi cariño, Smith, Maricela “la shina”, el Saltillo, el Boris, el Chars, el Brayan, el Hector, el Symon, el Jaimito, el Rouri, Carlitos (de la calle), Leo, el Alejandro Heimer, el Hugisquiskisquis, el Alejandro (gordazazazo), el chino, el Rulo, el Yayo, el Eli (azim), Luis Bonilla, Irving, el Ojeda, el Alan, el David, la Mari, la Génesis, A Mayled González, José Luís Jiménez (el Jey lo), el Ivan, el Paco, José Luís Marcos (el Barrenas), Ana Ordaz, Pili, Checo (Sergio Godínez), Huchiman (Sergio Leyva), Rafita, la Adita, Neiel, Janice, Alejandra, Karen, Asce, Alejandra, Ing. Israel Juarez, Alicia Corona, Luis Miguel.

A los profesores investigadores del CIB en especial a la Dra. Maritza, Dra. Ana Laura, Dra. Leticia, Dra. Teresa, al profe R. León Rico, la maestra Carmen, Natalia, Dr. Gerardo, Dr. Fernando, M. en C. Magda, Toño, Chepis, al Dr. Esquivel, Mari (La secre), y a Javier (el Jeins bon).

Al Dr. Juan Carlos Gaytán Oyarzún por haberme tenido paciencia y darme el apoyo que necesité en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

A la M. en C. Cecilia de los Ángeles Romero Urías, a la Lic. Verónica Félix Hamasaki, al Lic. Hussein Muñoz Helú, Anny, Karla, Rocio y Alan por todo su apoyo durante mi formación académica.

A mis compañeros de la Universidad de Occidente, a todos ellos, a los que me acompañaron durante la carrera y a los pocos que me acompañaran por el camino de la vida, gracias por estar ahí cuando se necesitaba un abrazo o un “échale ganas”.

A mis grandes amigos que me dieron ánimos en esos momentos difíciles, y recuerden que sí se puede sin importar cuán difícil sea esa tarea, gracias José, Pili, Diana, Elbany pero sobre todo gracias a ti Inge David por todos esos consejos y momentos de compañía que en verdad me sirvieron.

A todas las personas que con su esfuerzo y colaboración ayudaron para que la realización del presente trabajo fuera posible especialmente a Eduardo Zuria y Leticia Jordan y familia, Karla Zuria, Ariel y familia, Don Melesio y familia.

A los Laboratorios de Interacciones y de Morfofisiología Vegetal del CIB-UAEH por el apoyo brindado durante la realización del presente trabajo.

A la Universidad de Occidente Unidad Los Mochis, Sinaloa y especialmente al Laboratorio de Ecología Costera y al Departamento de Ciencias Biológicas.

Se agradece al FOMIX CONACyT por el apoyo al proyecto 191908 "Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo (tercera etapa)" y al CONACyT por el apoyo al proyecto 161702 "Mejoramiento y actualización de la infraestructura experimental para proporcionar soporte a los posgrados en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo".

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada de Maestría (N. de Becario 441197).

A Miriam Gicela Gastelum directora de Restauración de Ecosistemas A. C. por todo el apoyo tanto económico como moral y psicológico otorgado, no solo durante la realización del presente trabajo, sino en toda mi formación académica.

## ÍNDICE

LISTA DE CUADROS. ....	i
LISTA DE FIGURAS. ....	iii
RESUMEN. ....	2
1.-INTRODUCCIÓN. ....	3
2.-ANTECEDENTES. ....	5
2.1.-Áreas urbanas como ecosistemas. ....	5
2.2.-Efecto de la urbanización sobre los insectos. ....	6
2.3.-Herbivoría en ambientes urbanos. ....	8
2.4.-Depredación de semillas. ....	10
2.5.-Escala espacial. ....	11
3.-SISTEMA DE ESTUDIO. ....	14
3.1.-Insectos herbívoros (Coleoptera: Bruchidae). ....	14
3.2.-El mezquite <i>Prosopis laevigata</i> . ....	16
4.-OBJETIVOS. ....	18
4.1.-Objetivo general. ....	18
4.2.-Objetivos particulares. ....	18
5.-MATERIALES Y MÉTODOS. ....	19
5.1.-Área de estudio. ....	19
5.2.-Ubicación de los sitios y de muestreo. ....	20
5.3.-Caracterización del paisaje. ....	21
5.3.1.-Escala local. ....	21
5.3.2.-Escala del paisaje. ....	23
5.4.-Abundancia de las especies de brúquidos. ....	24
5.4.1.-Trabajo en campo. ....	24

5.4.2.-Trabajo en laboratorio. ....	25
5.5.-Análisis de datos. ....	26
6.-RESULTADOS. ....	28
6.1.-Caracterización del paisaje. ....	28
6.2.-Abundancia de brúquidos. ....	29
6.3.-Relación entre el grado de urbanización y la abundancia de brúquidos. ....	31
6.3.1.-Escala local. ....	31
6.3.2.-Escala del paisaje. ....	32
7.-DISCUSIÓN. ....	34
7.1.-Caracterización del paisaje. ....	34
7.2.-Abundancia de brúquidos. ....	35
7.3.-Efecto de la urbanización sobre la producción de semillas en <i>Prosopis laevigata</i> . ....	40
8.-CONCLUSIONES. ....	41
9.-LITERATURA CITADA. ....	42
10.-ANEXOS. ....	62



## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1	Variables medidas a escala local en las zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) de la ciudad de Celaya, Guanajuato. Se presentan promedios $\pm$ E.E. Min= valores mínimos, Máx= valores máximos. Los tratamientos con letras distintas difieren significativamente ( $P < 0.05$ ). . . . .	28
Cuadro 2	Variables medidas a escala del paisaje en zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Se presentan promedios $\pm$ E.E. Min= valores mínimos, Máx= valores máximos. Los tratamientos con letras distintas difieren significativamente ( $P < 0.05$ ). . . . .	29
Cuadro 3	Individuos de <i>Algarobius atratus</i> , <i>A. johnsoni</i> , <i>Mimosestes amicus</i> y <i>M. protractus</i> por zona y por sexo colectados durante el periodo de fructificación del año 2012 en la ciudad de Celaya, Guanajuato. . . . .	30
Cuadro 4	Comparación de la abundancia (promedios $\pm$ E.E.) calculada con el número de los escarabajos <i>Algarobius johnsoni</i> y <i>A. atratus</i> ÷ el número total de semillas, en zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Los tratamientos con letras distintas, difieren significativamente ( $P < 0.05$ ). . . . .	31
Cuadro 5	Comparación de la abundancia (promedios $\pm$ E.E.) por árbol entre <i>Algarobius johnsoni</i> y <i>A. atratus</i> para las zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Los tratamientos con letras distintas, difieren significativamente ( $P < 0.05$ ). . . . .	31
Cuadro 6	Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo, y el número de semillas por árbol) y la abundancia de <i>Algarobius atratus</i> , a escala local. . . . .	32
Cuadro 7	Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables	

	independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo, y número de semillas por árbol) y la abundancia de <i>Algarobius johnsoni</i> , a escala local. . . . .	32
Cuadro 8	Análisis de correlación entre las variables independientes (porcentajes vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo) y la abundancia de <i>Algarobius atratus</i> a escala del paisaje. . . . .	32
Cuadro 9	Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo) y la abundancia de <i>Algarobius johnsoni</i> a escala del paisaje. . . . .	33

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Ubicación de la ciudad de Celaya, Guanajuato, México, y localización de las tres zonas de estudio con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural). Se muestra la ubicación de los puntos de colecta (árboles) en los que se realizó la recolecta de semillas. . . . . 21
- Figura 2. Frutos de *Prosopis laevigata* durante la etapa de pre-dispersión (*i.e.*, cuando las vainas aún se encontraban adheridas a la planta). 24
- Figura 3. Los tres estratos de *Prosopis laevigata* en los cuales se realizó la colecta de vainas durante la etapa de pre-dispersión. Estratos A: inferior, B: intermedio y C: superior. . . . . 25
- Figura 4. Esquema donde se muestra la ecuación utilizada para calcular la abundancia de brúquidos. . . . . 26

## RESUMEN

En este trabajo se evaluó la influencia de la urbanización sobre la abundancia de escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) que se alimentan de semillas de mezquite de la especie *Prosopis laevigata*, en la ciudad de Celaya, Guanajuato, México analizando variables a diferentes escalas espaciales (local y del paisaje). Particularmente, se caracterizó el paisaje a escala local y del paisaje, se determinó y comparó la abundancia de escarabajos en árboles de *P. laevigata* en la zona urbana, periurbana y rural y se determinó la relación entre la urbanización y la abundancia de brúquidos en los árboles a nivel local y del paisaje. La colecta de los frutos de mezquite para medir la abundancia de brúquidos se realizó en 10 árboles de la zona urbana, 10 de la periurbana y 14 de la rural, los cuales se visitaron cada 15 días durante el periodo de fructificación del año 2012. A escala local se midió de manera directa alrededor de cada árbol, en un círculo de 15 m de radio, la cobertura de superficie impermeable, la cobertura de vegetación y la cobertura de suelo desnudo; para cada árbol también se cuantificó la cantidad de alimento disponible para los escarabajos (*i.e.*, el número de semillas). A escala del paisaje, utilizando ortofotos digitales y con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica, a cada uno de los 34 mezquites muestreados se le trazó un buffer (círculo) de 350 m de radio, dentro del cual se digitalizó el área cubierta por superficies impermeables, por vegetación y por suelo desnudo. Se encontró que la cobertura de superficies impermeables (tanto a escala local como del paisaje) fue mayor en la zona urbana, intermedia en la periurbana y menor en la rural, mientras que la cobertura de superficies permeables (cobertura de vegetación y suelo desnudo) fue menor en la zona urbana, intermedia en la periurbana y mayor en la rural. Se identificaron cuatro especies de brúquidos que se alimentan de las semillas de *P. laevigata* (*Algarobius atratus*, *A. johnsoni*, *Mimosestes amicus* y *M. protractus*), pero solamente se analizó la abundancia de *A. atratus* y *A. johnsoni* debido a que se encontraron muy pocos individuos de las otras dos especies. Se encontró que la abundancia de *A. atratus* y *A. johnsoni* fue mayor en la zona rural, intermedia en la periurbana y menor en la urbana. También se encontró que la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* estuvo relacionada positivamente (tanto a escala local como del paisaje) con la cobertura de vegetación y negativamente con la cobertura de superficies impermeables. No se encontró que la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* tuviera relación con la cobertura de suelo desnudo. Tampoco se encontró que la abundancia de estas dos especies estuviera relacionada con la cantidad de alimento disponible (número de semillas de *P. laevigata* por árbol). Estos resultados muestran que la urbanización, medida como la reducción en la cobertura de vegetación y el aumento en la cobertura de superficie impermeable a las dos escalas espaciales estudiadas está relacionada con una disminución en la abundancia de los brúquidos; es necesario realizar trabajos experimentales para determinar los mecanismos responsables.

## 1.-INTRODUCCIÓN

La urbanización es una tendencia demográfica dominante y un componente importante de la transformación global de la Tierra que está aumentando día a día (Botkin y Beveridge, 1997; Niemelä, 1999; Ozanne *et al.*, 2000; Sudha y Ravindranath, 2000; Pickett *et al.*, 2001; Lumsden y Bennett, 2005). En la actualidad, más de la mitad de la población humana vive en ciudades, los ecosistemas que más rápidamente se expanden en el planeta (United Nations, 2008).

El fenómeno de la urbanización ha transformado profundamente los paisajes naturales alrededor del mundo, lo cual ha producido cambios en la estructura, función y dinámica de los sistemas biológicos (McDonnell *et al.*, 1997; Luck y Wu, 2002; McKinney, 2006). Por ejemplo, los cambios en los usos del suelo asociados a la expansión urbana pueden afectar significativamente la biodiversidad, flujos energéticos, ciclos biogeoquímicos y condiciones climáticas a niveles locales y regionales (Pickett *et al.*, 2001; Angilletta *et al.*, 2007; Randhir y Ekness, 2009).

La urbanización es considerada como una de las mayores fuerzas de pérdida de la biodiversidad y de la homogenización biológica (McKinney, 2006; Pauchard *et al.*, 2006). El incremento de zonas urbanas puede alterar y destruir el hábitat de muchas especies, debido a que un ambiente urbano es un mosaico heterogéneo de unidades habitacionales, propiedades comerciales, parques y otros tipos de instalaciones que ocasionan la pérdida y degradación de hábitats naturales (Frankie y Ehler, 1978; Angilletta *et al.*, 2007; Randhir y Ekness, 2009). Sin embargo, las zonas urbanas también pueden proporcionar una serie de hábitats que pueden ser utilizados por numerosos insectos y otros artrópodos (Frankie y Ehler, 1978; Moreno-Marí *et al.*, 2007). Algunos de los estudios realizados hasta la fecha indican que las modificaciones hechas por el hombre al ambiente a través de la urbanización, tales como el incremento

de las superficies impermeables (Sukopp y Werner, 1982) y el aumento de la temperatura ambiental (Miles *et al.*, 1997; Inouye *et al.*, 2000; Kiritani, 2006), así como la disminución de la cobertura de vegetación (Sukopp y Werner, 1982; Blair y Launer, 1997), pueden tener efectos diferentes en distintas especies, los cuales pueden dar lugar a cambios en la estructura trófica de los ecosistemas (Andrew y Hughes, 2005).

Los estudios que se han realizado en ambientes urbanos sólo comienzan a identificar los vínculos entre las actividades humanas y los patrones que las poblaciones presentan en hábitats urbanizados, tales como cambios en la densidad poblacional, la abundancia y la riqueza de especies (McIntyre, 2000), pero en muy pocos casos se han investigado los mecanismos y las causas por las cuales ocurren estos cambios (Faeth *et al.*, 2005; Shochat *et al.*, 2006; Raupp *et al.*, 2010).

Además, en México se conoce muy poco acerca de cómo las comunidades de invertebrados cambian con la urbanización, o cuáles son las características del hábitat a nivel local y del paisaje que pueden afectar la riqueza y abundancia de especies (Ramírez y Halffer, 2013). Con base en lo anterior, el presente trabajo tiene como finalidad evaluar el efecto de la urbanización sobre la abundancia de escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) en árboles de *Prosopis laevigata* en la ciudad de Celaya, Guanajuato, México, analizando variables a diferentes escalas espaciales (local y del paisaje).

## **2.-ANTECEDENTES**

### **2.1.-Áreas urbanas como ecosistemas**

Las especies no se distribuyen de manera homogénea en el medio ambiente (Krebs, 1978), pero en general, los cambios que ocasionan las modificaciones hechas por el hombre como consecuencia de la urbanización pueden generar que las respuestas de las especies que habitan en un ambiente urbano difieran de las que se encuentran en lugares conservados (Shochat *et al.*, 2006; Raupp *et al.*, 2010). De esta manera, los cambios que la urbanización provoca, pueden afectar el comportamiento de los animales, su morfología, la dinámica poblacional, así como la estructura de la comunidad (Slabbekoorn y Peet, 2003; Shochat *et al.*, 2004; Bang y Faeth, 2011). Por ejemplo, se ha visto que la respuesta a la urbanización puede ser diferente en aves (Goldstein *et al.*, 1986; Mackin-Rogalska *et al.*, 1988), mamíferos (Mackin-Rogalska *et al.*, 1988; Brown *et al.*, 1997), anfibios, (Beebee, 1995; Gibbs y Breisch, 2001), reptiles (Dickman, 1987), insectos (Majer, 1997; McIntyre, 2000; Niemelä *et al.*, 2002; Fattorini, 2011; Tóthmérész *et al.*, 2011) y plantas (Bradley *et al.*, 1999; Beaubien y Freeland, 2000).

La riqueza y abundancia de algunas especies de plantas, aves, mamíferos y escarabajos disminuye en zonas urbanas (Mackin-Rogalska *et al.*, 1988; Fattorini, 2011; Tóthmérész *et al.*, 2011). Sin embargo, algunas especies responden de manera contraria, ya que su abundancia y riqueza pueden aumentar en ambientes urbanos (Rango, 2005). Por ejemplo se ha registrado que la riqueza de algunas especies de avispas y abejas puede aumentar en ambientes urbanos comparados con los rurales, mientras que algunas especies de parasitoides y mariposas muestran un patrón inverso (Rango, 2005; Ahrné, 2008), lo cual parece depender del tipo de ambiente, los procesos asociados, la especie en estudio, la región ecológica, la forma de la ciudad, la escala y

el enfoque que se considere (Begon *et al.*, 1990; McIntyre, 2000; Blair, 2001; Ishitani *et al.*, 2003).

## **2.2.-Efecto de la urbanización sobre los insectos**

Los insectos son el grupo más grande y diverso de animales (Ponder y Lunney, 1999; Stanisić, 2005), sin embargo, son uno de los grupos menos estudiados en paisajes urbanos (Garden *et al.*, 2006), a pesar de que juegan un papel muy importante en el funcionamiento de los ecosistemas como descomponedores, parásitos, polinizadores y presas para muchas especies (Bhullar y Majer, 2000). Por lo tanto, es necesario investigar de qué manera la urbanización puede modificar los procesos y patrones en los que participan los insectos (Grimm *et al.*, 2000; Miller y Hobbs, 2002).

Algunas especies de insectos pueden utilizar hábitats urbanos, ya que en ellos pueden encontrar alimento, reproducirse y dejar descendencia (Frankie y Ehler, 1978; Moreno-Marí *et al.*, 2007), aunque algunos responden diferente a las alteraciones en la estructura del paisaje causadas por la urbanización, habiendo especies que son afectadas de forma negativa, o simplemente no presentan ningún incremento ni disminución en su abundancia. Entre los insectos que han presentado una respuesta positiva a las alteraciones en la estructura del paisaje causadas por la urbanización se encuentran algunas especies de polillas minadoras de hojas como *Stigmella ariella* y *Bucculatrix albertiella* (Rickman y Connor, 2003). Otro ejemplo es el de Venn *et al.* (2003) quienes encontraron que aquellas especies de escarabajos de la familia Carabidae que son capaces de volar y utilizar hábitats abiertos son más abundantes en lugares urbanos y suburbanos, y otro ejemplo es el de la mariposa *Hypochrysops halyaetus*, que prefiere hábitats degradados (New y Sands, 2002; Garden *et al.*, 2006).

La tendencia de la urbanización es que un paisaje conservado se transforme en uno urbano, que generalmente contiene una serie de hábitats degradados (Sweeney,



1993; Paul y Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2003), acción que causa la pérdida de especies que son especialistas cuyo hábitat se pierde y el incremento de las especies tolerantes a estos cambios, por lo que disminuirá la biodiversidad de la comunidad pero se incrementará la abundancia de las especies que toleren dichos cambios (Allan y Flecker, 1993; Paul y Meyer, 2001; McKinney, 2002). Algunos aspectos de la urbanización que pueden promover un incremento en la biodiversidad son la adición de especies exóticas que reemplazan a las nativas más rápido de lo que se pierden (McKinney, 2002, 2006), un ejemplo es el escarabajo *Pterostichus melanarius* (Niemelä y Spence, 1991). En aquellos casos en los que permanezcan plantas hospederas nativas en las ciudades, como es el caso del encino *Quercus agrifolia* que, al encontrarse en lugares urbanizados, incrementa la posibilidad de que polillas minadoras de hojas asociadas a *Quercus agrifolia* puedan persistir en áreas urbanas (Rickman y Connor, 2003).

Entre los insectos que han presentado una respuesta negativa a las alteraciones en la estructura del paisaje causadas por la urbanización se encuentra la polilla minadora de hojas, *Dryseriocrania auricyanea*, cuya abundancia disminuye considerablemente en los sitios altamente urbanizados debido a que la calidad del hábitat se modifica por las alteraciones causadas al paisaje por la urbanización, lo que causa pérdida y fragmentación del hábitat, y por consiguiente una reducción en la abundancia y pérdida de especies (Rickman y Connor, 2003). Venn *et al.* (2003), encontraron que la abundancia de algunas especies de escarabajos de la familia Carabidae, con poca capacidad de dispersión, disminuyen notablemente en los sitios urbanos en comparación con los periurbanos y rurales debido a que la matriz urbana es un gran obstáculo para su dispersión (Oksanen *et al.*, 1996; Denys y Schmidt, 1998).

También se ha visto que algunas especies de insectos aparentemente no presentan respuesta alguna a la urbanización (*i.e.*, presentan una respuesta neutra a las alteraciones del paisaje causadas por la urbanización). Por ejemplo, Alarukka *et al.* (2002) encontraron que tanto la abundancia como la riqueza de especies de carábidos (Carabidae) y arañas terrestres (Araneae) no difieren significativamente a través del gradiente urbano-rural, sin embargo, las especies de manera individual respondían de forma diferente a la urbanización, esto debido a que la intensidad de la perturbación humana difiere en cada uno de los sitios a lo largo del gradiente.

### ***2.3.-Herbivoría en ambientes urbanos***

La herbivoría es una interacción entre plantas y animales en la cual los animales consumen alguna parte del tejido de las plantas (hojas, tallo, flores, frutos, raíces, semillas, etc.); se ha catalogado históricamente como una relación antagonista, en la cual el herbívoro adquiere el alimento necesario para cubrir sus requerimientos energéticos y la planta pierde tejido con repercusiones negativas o fatales para su desempeño y adecuación (Marquis, 1984; Coley y Barone, 1996).

Sin embargo, conforme se ha profundizado en el estudio de la herbivoría se han encontrado casos en los que ésta no necesariamente afecta negativamente a la planta, en ocasiones simplemente no hay efecto, o incluso pueden existir efectos positivos para la planta (por sobrecompensación) (Paige y Whitham, 1987). En general, los efectos de los herbívoros sobre las plantas dependen en gran medida de la parte de la planta de la cual se alimentan y de qué tanto tejido vegetal lleguen a consumir (Parra-Tabla *et al.*, 2004). Las plantas pueden sufrir elevados niveles de defoliación por herbívoros sin que se vea afectada significativamente su reproducción (Parra-Tabla *et al.*, 2004); en cambio, si los herbívoros se alimentan de las semillas, su reproducción generalmente disminuye, ya que en la mayoría de los casos las semillas ya no germinan (Figuroa *et*

*al.*, 2002). En aquellos casos en los que los depredadores de semillas son abundantes en comparación con el número de semillas, éstos pueden jugar un papel importante sobre la dinámica de poblaciones de plantas y la estructura de la vegetación (Harper, 1969; Janzen, 1970).

Si el desarrollo de los herbívoros y sus plantas hospederas difieren en su sensibilidad a los cambios de temperatura, entonces las temperaturas elevadas características de los centros urbanos pueden alterar la sincronía fenológica entre herbívoros y sus plantas hospederas (Ayres, 1993, Watt y McFarlane, 2002). Estos efectos pueden ser tanto positivos como negativos. Por ejemplo, el aumento de la temperatura en las ciudades podría llegar a ser negativo para los herbívoros, ya que si las tasas de desarrollo de los insectos son más sensibles a las temperaturas elevadas que las tasas de maduración de las hojas, se incrementaría la abundancia de los insectos pero se rompería la sincronización entre plantas hospederas y herbívoros (Ayres, 1993). Otra desventaja es el caso en que en entornos urbanos, se afecte indirectamente la mortalidad de los insectos herbívoros al incrementar la vulnerabilidad a los parasitoides (Benrey y Denno, 1997).

La calidad de las plantas hospederas puede influir tanto negativa como positivamente en la diversidad y la abundancia de los herbívoros en los entornos urbanos ya que si la calidad es baja las poblaciones de herbívoros no aumentarán, pero si la calidad fuera más alta en las zonas urbanas que en las zonas cercanas, las poblaciones de herbívoros aumentarían siempre y cuando la depredación y otras fuentes de mortalidad no fueran mayores en las zonas urbanas (Faeth *et al.*, 2005). La proporción de plantas exóticas también puede afectar negativamente la diversidad y abundancia de herbívoros en ambientes urbanos ya que el aumento de plantas exóticas trae consigo la disminución de especies de plantas nativas (Burghardt *et al.*, 2009;

Tallamy, 2004), aunque existen plantas exóticas que pueden servir de hospederos para algunos herbívoros lo que puede aumentar la distribución y abundancia de herbívoros en los ambientes urbanizados ( Nuckols y Conner, 1995; Tallamy, 2004; Faeth *et al.*, 2005).

#### **2.4.-Depredación de semillas**

La depredación de semillas es una importante fuerza selectiva que ha moldeado el tamaño, la cantidad y el tiempo de producción de semillas, frutos y el contenido de reservas de semillas (Janzen, 1969; Harper *et al.*, 1970; Mitchell, 1977; Silvertown y Lovett-Doust, 1993; De Viana, 1995). Además, puede afectar la dinámica poblacional de las plantas debido a que éstas constituyen un factor fundamental en su éxito reproductivo (Eriksson y Ehrlén, 1992; Louda y Potvin, 1995; Turnbull *et al.*, 2000), y pueden jugar un papel importante sobre la estructura de la vegetación (Harper, 1969; Janzen, 1970). Entre los insectos depredadores de semillas más importantes se encuentran los coleópteros, himenópteros, dípteros, tisanópteros y lepidópteros ya que su ciclo de vida está sincronizado con la fenología de su planta hospedera (Zhang *et al.*, 1997).

La depredación de semillas puede ser dividida en dos etapas: la de pre-dispersión y la post-dispersión. (Janzen, 1971; Zhang *et al.*, 1997; Chambers y MacMahon, 1994). La pre-dispersión se refiere al ataque que reciben las semillas por los herbívoros antes de que éstas se desprendan de la planta, en esta etapa la muerte de la semilla se produce antes de su dispersión, afectando en forma directa el número de semillas que serían dispersadas (Janzen, 1971; 1980; Crawley, 1992; Zhang *et al.*, 1997; Moles *et al.*, 2003). Este tipo de depredación generalmente es realizada por insectos (coleópteros, dípteros, lepidópteros e himenópteros) y se ha observado que puede tener

efectos importantes sobre el éxito reproductivo de las plantas (Janzen, 1971, 1980; Crawley, 1992; Zhang *et al.*, 1997; Moles *et al.*, 2003).

La depredación post-dispersión ocurre después de que las semillas se desprenden de la planta y se encuentran en el suelo o en algún otro sustrato; durante este período generalmente intervienen organismos de mayor tamaño como pequeños mamíferos y algunas especies de aves, aunque las hormigas e insectos también se consideran depredadores importantes en esta etapa (Janzen, 1971; 1980; Crawley, 1992; Moles *et al.*, 2003; Lewis y Gripenberg, 2008). En el caso particular de la depredación de semillas por brúquidos, ésta puede ocurrir tanto en la fase de pre-dispersión como en la de post-dispersión (Mitchell, 1977; Johnson, 1983; Ortega-Baes *et al.*, 2001; Morandini y de Viana, 2009).

### ***2.5.-Escala espacial***

La abundancia de las especies de insectos no solamente depende de las características del ambiente local, también depende de las características del paisaje, por lo cual es importante estudiar cómo la abundancia cambia a diferentes escalas espaciales (Steffan-Dewenter *et al.*, 2001). La importancia de vincular los atributos ecológicos a diferentes escalas del paisaje ya sean espaciales y/o temporales (Turner y Gardner, 1991; Kareiva y Wennergren, 1995; Jonsen y Fahrig, 1997; Gustafson, 1998; Wiegand *et al.*, 1999; Thies *et al.*, 2003), se debe a que la composición y arreglo de los elementos del paisaje cambian a través de estas escalas, y estos arreglos influyen sobre la abundancia de los insectos (Steffan-Dewenter *et al.*, 2001; Krawchuk y Taylor, 2003; Tschardtke *et al.*, 2005).

El concepto de escala se define como la dimensión espacial o temporal de un objeto o proceso (Turner *et al.*, 2001). En general la escala denota la resolución con la cual es medida una cantidad dentro de un determinado rango (Schneider, 2001), y se

caracteriza por la extensión y el grano (Wiens, 1989). El grano representa el tamaño de las unidades de observación dentro de un grupo de datos y la extensión corresponde al tamaño total del área de estudio (Wiens, 1989).

Distintos elementos ecológicos ocupan extensiones diferentes y distintos procesos tienen diferentes radios de acción (García, 2006). Por ejemplo, un escarabajo depredador de semillas no ocupa más de unos milímetros cúbicos, mientras que su planta hospedera puede extenderse sobre decenas de metros cuadrados (García, 2006), por lo que un mismo proceso ecológico puede generar patrones diferentes si es observado desde distintas escalas, esto debido a que es regulado por distintos mecanismos en cada escala (Wiens, 1989; Levin, 1992). Por lo tanto no existe una escala natural, característica o correcta para estudiar a las poblaciones, la escala más apropiada surgirá de una ponderación de la pregunta u objetivo de investigación, de la historia natural de los organismos involucrados y de los procesos que se supone importantes (Wiens, 1989). La decisión de dónde termina una escala y empieza la otra depende principalmente del grupo de estudio y de los objetivos del trabajo (Rodríguez y Vázquez-Domínguez, 2003).

Existen trabajos en donde se ha analizado la respuesta de los organismos según la escala espacial y/o temporal a la que son observados, entre estos trabajos está la producción de biomasa de dos especies de *Quercus* (*Q. suber* y *Q. canariensis*), la cual fue analizada a tres escalas diferentes: bajo el dosel del mismo árbol, a nivel del rodal y regional y se encontró que ésta aumenta con la escala espacial y en general, es más elevada para *Q. suber* (Aponte-Perales *et al.*, 2008). Otras variables ecológicas que pueden variar dependiendo de la escala (espacial y/o temporal) a la que son observados los organismos, son sus relaciones con el alimento (*e.g.*, la depredación de semillas y la polinización) (Lindenmayer *et al.*, 2005; Lindenmayer y Fischer, 2006; Baltazar-

Meneses, 2011). Por ejemplo, Steffan-Dewenter *et al.* (2001) encontraron que la depredación de semillas aumenta conforme aumenta la proporción de hábitat seminatural. Thies *et al.* (2003) encontraron que el porcentaje de depredación de semillas disminuye y el parasitismo del insecto depredador aumenta conforme se reduce la proporción de cobertura de vegetación (Thies *et al.*, 2003). En el caso particular de la depredación de semillas por brúquidos del género *Algarobius* (*A. atratus* y *A. johnsoni*), se sabe que la depredación de semillas está relacionada significativamente y de forma positiva con el aumento en las coberturas de mezquite y con la cobertura de vegetación nativa, mientras que con la cobertura de campos agrícolas existe una relación significativa pero negativa, es decir,, la depredación de semillas disminuye conforme aumenta la cobertura de campos agrícolas (Baltazar-Meneses, 2011).

### **3.-SISTEMA DE ESTUDIO**

#### **3.1.-Insectos herbívoros (Coleoptera: Bruchidae)**

Los brúquidos son considerados como un grupo monofilético que radió y se especializó en semillas. Esta familia destaca por su importancia desde el punto de vista económico, debido a que las formas larvarias se alimentan exclusivamente de semillas de una gran variedad de plantas de importancia económica (Romero-Nápoles, 2002; Romero-Nápoles *et al.*, 2005; Yus-Ramos *et al.*, 2007; Romero-Nápoles, 2009), que generalmente son especialistas de una o pocas especies de plantas (Center y Johnson, 1974; Terán, 1990; Aizen y Feinsinger, 1994). Actualmente, la familia Bruchidae alberga 62 géneros a nivel mundial, de los cuales, 42 están presentes en el continente Americano. Particularmente en México se han reportado 324 especies de brúquidos distribuidos en 20 géneros, los cuales se alimentan de 12 familias de plantas hospederas que incluyen cerca de 520 especies (Romero-Nápoles, 2002).

En las fabáceas, las larvas de los brúquidos se alimentan generalmente de las semillas desde que comienzan a formarse en las vainas inmaduras, continúan después de que las vainas han madurado y caído al suelo, incluso aún cuando las semillas están almacenadas siguen alimentándose hasta que la mayor parte de la semilla ha sido destruida (Johnson, 1983; Salas-Araiza *et al.*, 2001). Las semillas pueden ser depredadas a lo largo de su desarrollo por los brúquidos, pero aquellas especies que se alimentan del género *Prosopis* consumen únicamente semillas maduras (J. Romero-Nápoles, comunicación personal; Parra-Gil, 2011).

El ciclo de vida de los brúquidos generalmente comienza cuando las hembras de vida libre ovipositan sobre o cerca de la superficie de la vaina (*i.e.*, el fruto) o la semilla. En el caso de *Prosopis laevigata*, debido a que las vainas son indehiscentes, es decir, que al madurar permanecen cerradas y sus semillas quedan en el interior, las hembras



adhieren sus huevos a la superficie de la vaina por medio de un pegamento (Mitchell, 1977; Johnson, 1983). Cuando los huevos maduran, la larva comienza a emerger, tritura la cubierta del huevo e inmediatamente penetra la pared de la vaina y/o del tegumento de la semilla, para posteriormente entrar a ella, donde pasa por los diferentes estadios larvales. La primera etapa larval se modifica para poder penetrar en las semillas, desarrollando estructuras como espinas o pelos que le ayudan a entrar (Romero-Nápoles, 2002).

Poco después de entrar en la semilla, la larva se transforma en un organismo ápodo y vermiforme muy diferente de la larva de la primera etapa; se modifica para alimentarse dentro de la semilla; posteriormente la larva pasa por otros cuatro estados larvarios (Romero-Nápoles, 2002). Cuando la larva está madura y próxima a pupar, realiza una fractura circular en el interior de la testa de la semilla, posteriormente ocurre la pupación. Cuando el adulto emerge de la pupa simplemente presiona con la cabeza la fractura circular para quedar libre. La etapa desde el primer estadio larvario hasta la emergencia del fruto como adultos tarda aproximadamente un mes, y los brúquidos completan su ciclo consumiendo una o varias semillas dentro de la vaina (Janzen, 1969; Mitchell, 1977; Terán y Muruaga, 1981; Romero-Nápoles, 2002).

Dentro de las especies de plantas de las cuales se alimentan estos insectos se encuentran las semillas de aproximadamente 1,200 especies de plantas hospederas distribuidas en 34 familias, principalmente Fabaceae (Leguminosae). Sin embargo, es importante destacar que las formas adultas de estos insectos son de vida libre y pueden alimentarse de polen, néctar o bien, no alimentarse (Ramos, 1976; Romero-Nápoles, 2002; Romero-Nápoles *et al.*, 2005; Romero-Nápoles, 2009). Particularmente para el estado de Guanajuato, se han reportado ocho especies de hospederos de brúquidos de la familia Fabaceae, siendo una de ellas el mezquite *P. laevigata* (Romero-Nápoles, 2002),

para el cual se han reportado cinco especies de brúquidos depredadores de sus semillas: *Mimosestes protractus*, *M. amicus*, *Alagrobius nicoya*, *A. atratus* y *A. johnsoni* (Salas-Araiza *et al.*, 2001).

### **3.2.-El mezquite Prosopis laevigata (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnston**

El género *Prosopis*, según Burkart (1976), comprende cinco secciones, las cuales son *Prosopis*, *Anonychium*, *Monilicarpa*, *Strombocarpa* y *Algarobia*, la sección *Algarobia* comprende unas 30 especies, entre éstas *P. laevigata* es la especie de mayor distribución geográfica en el territorio mexicano. Cabe señalar que esta cobertura no es continua y en varios casos está fragmentada por cordones montañosos (Palacios, 2006). Este género es una leguminosa predominante en ecosistemas propios de zonas áridas y semiáridas, son árboles que se reproducen y desarrollan en condiciones limitadas por la disponibilidad de agua (Monge-Nájera y Gómez-Figueroa, 2003).

*Prosopis laevigata* es un árbol que puede medir hasta 15 m de altura (Kingsolver *et al.*, 1977; Palacios, 2006), es una especie típica del centro y sur de México, la cual es considerada un recurso natural muy importante para las zonas áridas y semiáridas debido a sus diferentes usos. Sus hojas y vainas son utilizadas como forraje para diversos animales que tienen importancia económica; proporciona madera la cual es utilizada como combustible (leña), para fabricar postes, para construir casas, cercas y corrales. Además, es fuente de proteínas para los habitantes ya que es común el uso de sus vainas como alimento, tiene usos medicinales y proporciona miel y gomas (Forbes, 1895; Felger, 1977; Kingsolver, 1986).

Esta especie también tiene un gran valor ecológico debido a que es un excelente controlador de la erosión, en ocasiones es utilizada en programas de restauración ecológica debido a esta capacidad. También puede fijar el nitrógeno atmosférico a través de micorrizas, es parte importante tanto en la estructura como en la función de los

ecosistemas áridos y semiáridos ya que es utilizada como hábitat por una cantidad considerable de especies de fauna silvestre (CONAZA, 1994). Además, proporciona una gran cantidad de recursos (frutos, polen y néctar) a muchas especies animales (insectos, aves y mamíferos) que dependen de ellos, principalmente en la época seca (Galindo y García, 1986; Meza-Sánchez y Osuna-Leal, 2003). Se sabe también que las semillas de *P. laevigata* son consumidas por escarabajos (Coleoptera: Bruchidae), como por ejemplo *Algarobius atratus* y *A. johnsoni* (Baltazar-Meneses, 2011; Parra-Gil, 2011).

Para el mezquite *P. laevigata* se ha reportado un solo periodo de fructificación, el cual inicia de marzo a abril y concluye de junio a los primeros días de agosto (Gómez *et al.*, 1970; García-Alanís, 1997; Salas-Araiza *et al.*, 2001), aunque García-Alanís (1997) reportó una pequeña floración en verano para algunas plantas de este mezquite que se ubicaban dentro del campus de la Universidad Autónoma de Nuevo León, pero estas flores no llegaron a producir frutos.

## **4.-OBJETIVOS**

### **4.1.-Objetivo general**

- ❖ Evaluar el efecto de la urbanización sobre la abundancia de escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) en árboles de *Prosopis laevigata* en la ciudad de Celaya, Guanajuato, México, analizando variables a diferentes escalas espaciales (local y del paisaje).

### **4.2.-Objetivos particulares**

- ❖ Caracterizar el hábitat a escala local y del paisaje en la ciudad de Celaya, Guanajuato.
- ❖ Determinar y comparar la abundancia de escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) en árboles de *P. laevigata* en zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural).
- ❖ Determinar la relación entre la urbanización y la abundancia de escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) en árboles de *P. laevigata*, a nivel local y del paisaje.

## 5.-MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1.-Área de estudio

Una zona urbana es definida como un área en donde están concentrados los humanos, la cual está formada por un gran número de edificios de concreto residenciales, industriales, comerciales y de caminos para la transportación (Cringan y Horak, 1989; Marzluff, 1997; Connor *et al.*, 2003). Una zona periurbana posee caminos y edificios, pero la proporción de áreas verdes es mayor que en un hábitat urbano, pero menor que en un hábitat rural y consiste en zonas residenciales con jardines grandes, áreas verdes con mayor extensión que en el hábitat urbano y con una gran cantidad de superficies cubiertas por suelo desnudo (Williams *et al.*, 2001; Clergeau *et al.*, 2001; Snep *et al.*, 2006; MacGregor-Fors, 2010). Una zona rural está formada por vegetación nativa, campos agrícolas, algunos asentamientos humanos cercanos y es muy extensa, pero no es estática, y sus límites deben ser reconsiderados a medida que crecen las ciudades (MacGregor-Fors, 2010).

El presente estudio se realizó en la ciudad de Celaya, Guanajuato, la cual está situada a los 20° 31´ de latitud norte y a los 100° 49´ de longitud oeste (Fig. 1), cuenta con una altura de 1750 msnm. La temperatura máxima promedio es de 30° C, la mínima promedio es de 5.2° C, la media anual es de 20.85° C. El clima oscila entre semi-seco y semi-cálido, con una precipitación pluvial promedio de 575.3 mm anuales y la época de lluvias comienza en junio y termina en septiembre (INEGI, 2013, 2013).

La ciudad de Celaya presenta una vegetación característica de zonas urbanas ya que cuenta con un alto número de jardines y parques de origen antropogénico, en donde predominan plantas exóticas como el pirul (*Schinus molle*), la jacaranda (*Jacaranda acutifolia.*), el eucalipto (*Eucalyptus spp.*), el colorín (*Erythrina coralloides*), la higuera (*Ricinus communis*), varias especies de pastos (principalmente la especie

africana *Pennisetum clandestinum*) y un gran número de especies ornamentales. Además, la ciudad presenta baldíos, sobre todo en los alrededores de la ciudad (zona periurbana) con varias especies de arvenses, y vegetación típica de zonas áridas, como el mezquite (*Prosopis laevigata*), huizache (*Acacia spp.*), guajes (*Leucaena spp.*), uñas de gato (*Mimosa biuncifera*) y (*Martynia annua*), entre otras (obs. per.). La zona rural de la ciudad de Celaya se caracteriza por tener un gran porcentaje de zonas agrícolas de temporal y riego en donde aún quedan remanentes de vegetación nativa típica de zonas áridas mezclados con algunas especies exóticas como el pirul (*Schinus molle*) y la casuarina (*Casuarina equisetifolia*) (Zuria y Gates, 2006).

### **5.2.-Ubicación de los sitios de muestreo**

Para ubicar los sitios de muestreo, se delimitó la ciudad y sus alrededores en tres zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural), utilizando el método de MacGregor-Fors (2010) (Fig. 1). Para delimitar las zonas se utilizaron ortofotos digitales escala 1:40,000 de diciembre de 2008, con una resolución de 2 x 2 m. (INEGI, 2008.), y con la ayuda de un sistema de información geográfica (Arcview 3.2) se trazaron los polígonos para la zona urbana y periurbana. Se realizaron salidas de campo para verificar que las coberturas obtenidas de las ortofotos correspondieran a las que se encuentran en el área de estudio.

La metodología que se utilizó para delimitar las zonas urbana, periurbana y rural fue la siguiente (MacGregor-Fors, 2010): 1) se delimitó el polígono del área urbana, 2) se generó un segundo polígono al que se le suavizaron los límites (*i.e.*, se unieron las orillas próximas irregulares de forma ameboidea del polígono por líneas rectas, 3) se obtuvo la distancia perpendicular más larga entre el polígono suavizado y el polígono urbano, 4) se calculó el intervalo de confianza al 95 % para todas las distancias perpendiculares obtenidas y 5) se restó el valor más alto del intervalo de confianza de

cada vértice del polígono suavizado. Una vez realizado el quinto paso, se trazó por medio de líneas rectas la distancia entre el nuevo polígono y el polígono suavizado. El primer polígono corresponde al área urbana, el segundo polígono representa el área periurbana, la zona que queda fuera del polígono periurbano se le denominó área rural (Fig. 1). Se eligieron 10 árboles en la zona urbana, 10 en la periferia de la ciudad (zona periurbana) y 14 en la zona rural (Fig. 1), separados por más de 700 m y que presentaran un diámetro del tallo a la altura del pecho mayor a 40 cm.

## Sitios de colecta Celaya

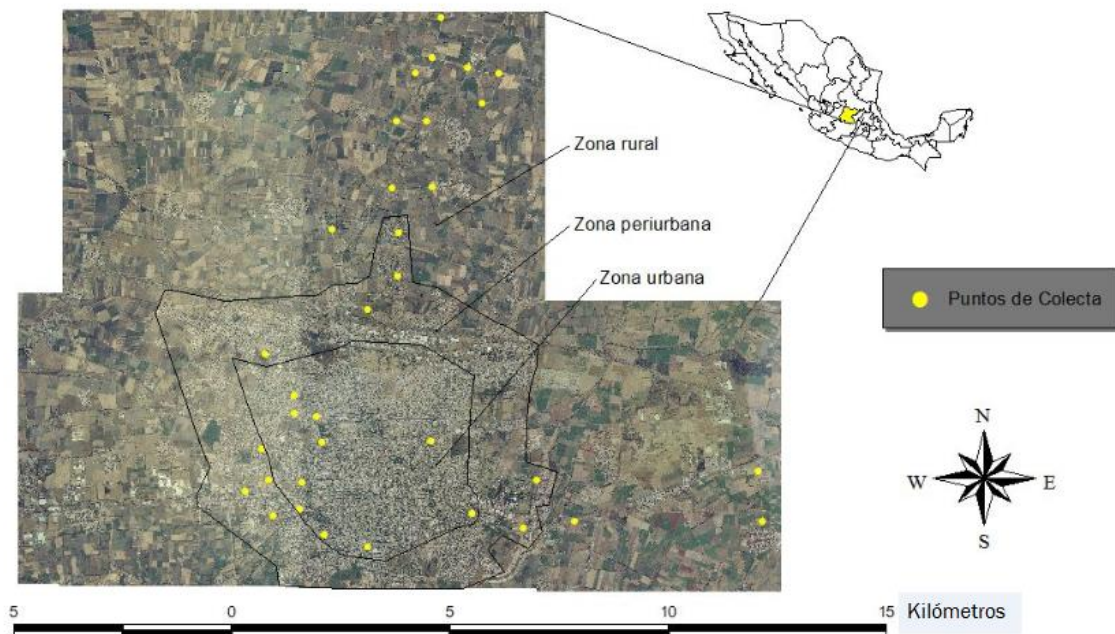


Figura 1.-Ubicación de la ciudad de Celaya, Guanajuato, México, y localización de las tres zonas de estudio con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural). Se muestra la ubicación de los puntos de colecta (árboles) en los que se realizó la recolecta de semillas.

### **5.3.-Caracterización del hábitat**

#### **5.3.1.-Escala local**

A escala local se midió directamente la cobertura de superficies impermeables, vegetación y suelo desnudo en un área circular de 15 m de radio alrededor de cada uno

de 34 árboles, se seleccionaron estas variables (cobertura de superficies impermeables, vegetación y suelo desnudo) como variables independientes debido a que se ha reportado que éstas están relacionadas con la abundancia de algunas especies de insectos herbívoros (Östergård y Ehrlén, 2005; Baltazar-Meneses, 2011).

También se determinó la cantidad de alimento disponible para los escarabajos en cada uno de los árboles muestreados (*i.e.*, el número de semillas de *P. laevigata*). Para lograr esto, se utilizó el método Godínez-Álvarez *et al.* (2008), el cual consiste en contar el número total de frutos de una rama principal y multiplicarlo por el número total de ramas principales de la planta para así calcular el número total de vainas en un árbol. Debido a que la cantidad de frutos varía entre las ramas de los árboles dependiendo de su orientación geográfica (*obs. per.*), de cada árbol se seleccionó una rama principal, ubicada hacia el norte (utilizando una brújula), siempre a una altura entre 3 y 4 m sobre el nivel del suelo para tratar de que la muestra fuera lo más homogénea posible. Se contó el número de semillas por vaina, ya que la cantidad de semillas varía entre los frutos de los árboles (*obs. per.*), se calculó el promedio de semillas por vaina para cada árbol y éste se multiplicó por el número total de vainas de cada árbol, el cual se estimó mediante el método Godínez-Álvarez *et al.* (2008). De esta manera, se obtuvo la cantidad total de semillas por árbol. Para cada uno de los 34 árboles se cuantificó el número de vainas aprox. cada 15 días (cada salida) durante la época de fructificación del año 2012, pero para realizar el cálculo de la cantidad de alimento con el método Godínez-Álvarez *et al.* (2008), se utilizó el número de semillas de la salida en la que se registró el número de vainas más alto. Se confirmó que el número de frutos de todo el árbol estuviera correlacionada con lo calculado mediante la modificación del método Godínez-Álvarez *et al.* (2008), esto para evitar algún error al utilizar datos calculados para la producción total de frutos (Parra-Gil P. J., datos no



publicados). A las variables locales (cobertura de superficies impermeables, vegetación, suelo desnudo y número de semillas por árbol) se les calculó el porcentaje que ocupan dentro del área circular de 15 m de radio, dividiendo la cobertura de cada variable entre el total de la cobertura del área circular y multiplicando el resultado por 100.

#### **5.4.2.-Escala del paisaje**

A escala del paisaje, se midió la cobertura de superficies impermeables, de vegetación y de suelo desnudo en círculos (buffers) de 350 m alrededor de cada uno de los 34 árboles seleccionados para la caracterización a escala local. Se utilizaron ortofotos digitales a escala de 1:40,000 de diciembre de 2008, con una resolución de 2 x 2 m del área de estudio (INEGI, 2008) y un Sistema de Información Geográfica Arcview (ver. 3.2, ESRI). Se utilizaron buffers de 350 m ya que ésta es la escala espacial a la que responden los brúquidos (Baltazar-Meneses, 2011). Las variables independientes utilizadas (cobertura de superficies impermeables, vegetación y suelo desnudo) fueron seleccionadas debido a que se ha reportado que éstas están relacionadas con la abundancia de algunas especies de insectos herbívoros (Östergard y Ehrlén, 2005; Baltazar-Meneses, 2011).

Para calcular la cobertura de las superficies impermeables, de vegetación y de suelo desnudo de cada buffer, se digitalizó cada tipo de superficie utilizando polígonos y se calculó el área que cada variable ocupaba, el área restante era la que ocupaba el suelo desnudo. A las variables de paisaje (cobertura de vegetación, de superficies impermeables y de suelo desnudo) se les calculó el porcentaje que ocupan dentro del buffer de 350 m de radio, dividiendo la cobertura de cada variable entre el total de la cobertura del buffer y multiplicando el resultado por 100.

## 5.4.-Abundancia de las especies de brúquidos

### 5.4.1.-Trabajo en campo

Para determinar la relación entre la urbanización y la abundancia de escarabajos, se recolectaron frutos de los 34 árboles directamente del dosel *i.e.*, cuando las vainas aún se encontraban adheridas a la planta (Fig. 2). Los frutos recolectados fueron almacenados dentro de bolsas de tela para ser llevados al Laboratorio de Interacciones del Centro de Investigaciones Biológicas, de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Se realizaron salidas al campo cada 15 días durante el período de fructificación del año 2012, lo cual dio un total de 19 visitas a cada árbol. Durante cada una de las 19 salidas se recolectaron tres vainas maduras del estrato inferior, medio y superior del dosel, de cada uno de los cuatro puntos cardinales, dando un total de 36 vainas por árbol (Fig. 3), esto para estandarizar la muestra.



Figura 2.-Frutos de *Prosopis laevigata* durante la etapa de pre-dispersión (*i.e.*, cuando las vainas aún se encontraban adheridas a la planta).

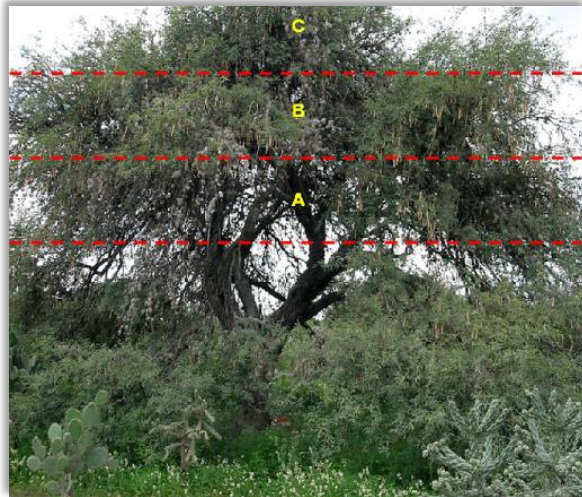


Figura 3.-Los tres estratos de *Prosopis laevigata* en los cuales se realizó la colecta de vainas durante la etapa de pre-dispersión. Estratos A: inferior, B: intermedio y C: superior.

#### **5.4.2.-Trabajo en laboratorio**

En el laboratorio las muestras fueron colocadas en recipientes de polipropileno (PP) de un litro, la boca de los recipientes se tapó con manta, para posteriormente colocarlas en una incubadora PERCIBAL modelo I36LLVLC8 a 27° C, esto para lograr que emergieran los brúquidos y cuantificar su abundancia. Se utilizaron seis semanas porque es el tiempo que les toma a las especies de brúquidos completar su desarrollo de huevo a adulto a 27° C (P. Parra-Gil, datos no publicados). Los brúquidos que emergieron fueron extraídos de los recipientes a la sexta semana de haberse colocado en la incubadora, y fueron colocados en viales con etanol al 70% para su óptima preservación y su posterior identificación taxonómica bajo un microscopio estereoscópico de marca NIKON modelo SMZ645. La identificación taxonómica se realizó utilizando la clave taxonómica de Kingsolver (1986) y con la ayuda del Dr. Jesús Romero Nápoles, especialista en Bruchidae del Colegio de Postgraduados.

La cuantificación de la abundancia de brúquidos se realizó cuando las vainas aún estaban adheridas a la planta (pre-dispersión) y se calculó por árbol (n= 34 árboles) para

cada salida (n= 19), dividiendo el número de escarabajos que emergieron de las 36 vainas a la sexta semana entre el número de semillas que tenían estas 36 vainas (Fig. 4).

$$\frac{\text{Número de escarabajos}}{\text{Número total de semillas}} = \text{Abundancia de brúquidos}$$

Figura 4.-Esquema donde se muestra la ecuación utilizada para calcular la abundancia de brúquidos.

### 5.6.-Análisis de datos

Se analizó si las variables locales (cobertura de superficies impermeables, vegetación, suelo desnudo y número de semillas por árbol) y de paisaje (cobertura de vegetación, de superficies impermeables y de suelo desnudo) difieren entre zonas (*i.e.*, urbana, periurbana y rural) utilizando un ANDEVA de una vía y la prueba a posteriori de Tukey. En caso de que los datos no cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis.

Se evaluó si la abundancia de cada especie de brúquido difieren entre zonas (*i.e.*, urbana, periurbana y rural) utilizando un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía y la prueba a posteriori de Tukey. Se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis, en el caso de que las variables no cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

Para determinar si las variables medidas a nivel local y de paisaje se relacionan con la abundancia de brúquidos se utilizaron regresiones lineales simples entre la abundancia de brúquidos (variable de respuesta) y las variables independientes a nivel

local y de paisaje. Cuando los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, la variable de respuesta se transformó con log10 o raíz cuadrada, y si aún transformando, no se cumplieron los supuestos, se utilizó una prueba de correlación de rangos de Spearman (Sokal y Rohlf, 1995). Para determinar si el tamaño de las especies de escarabajos colectados difiere, se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis debido a que las variables no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Todos los análisis se realizaron con SigmaStat (Jandel Scientific, 2006, versión 3.5) y se utilizó un valor de significancia de  $\alpha = 0.05$ .

## 6.-RESULTADOS

### 6.1.-Caracterización del hábitat

A escala local se encontró que la cobertura de vegetación, la cobertura de superficies impermeables y la cobertura de suelo desnudo difieren significativamente entre las zonas urbana, periurbana y rural (Cuadro 1). Con respecto a la cobertura de vegetación y de suelo desnudo, la zona urbana presentó las coberturas de menor superficie, las de la zona periurbana fueron intermedias y las de la zona rural fueron las mayores, mientras que para la cobertura con superficies impermeables, se encontró lo inverso (Cuadro 1). No se encontró que la cantidad de alimento disponible para los brúquidos (*i.e.*, el número de semillas por árbol) difiriera significativamente entre las tres zonas, aunque el promedio es ligeramente mayor para la zona urbana, intermedio para la periurbana y menor para la rural (Cuadro 1).

Cuadro 1.-Variables medidas a escala local en las zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) de la ciudad de Celaya, Guanajuato. Se presentan promedios  $\pm$  E.E. Min= valores mínimos, Máx= valores máximos. Los tratamientos con letras distintas difieren significativamente ( $P < 0.05$ ).

	Urbana	Periurbana	Rural	Estadístico	P	Min-Máx
Porcentaje de vegetación	21.0 $\pm$ 6.2 <sup>a</sup>	46.5 $\pm$ 9.1 <sup>ab</sup>	57.1 $\pm$ 6.1 <sup>b</sup>	H= 10.658	0.005	0.0-90.0
Porcentaje de superficies impermeables	67.0 $\pm$ 8.0 <sup>a</sup>	36.0 $\pm$ 9.2 <sup>ab</sup>	7.5 $\pm$ 3.8 <sup>b</sup>	H= 18.444	<0.001	0.0-100.0
Porcentaje de suelo desnudo	12.0 $\pm$ 5.2 <sup>a</sup>	17.5 $\pm$ 3.3 <sup>ab</sup>	35.4 $\pm$ 6.4 <sup>b</sup>	H= 9.391	0.009	0.0-80.0
Número de semillas por árbol	37879.7 $\pm$ 7831.9 <sup>a</sup>	29722.5 $\pm$ 3306.4 <sup>a</sup>	22572.3 $\pm$ 2961.2 <sup>a</sup>	H= 5.369	0.067	9851.6-96888.3

A escala del paisaje se encontró que la cobertura de vegetación y la cobertura de superficies impermeables difirieron significativamente entre las zonas con diferente grado de urbanización; las diferencias significativas se encontraron al comparar la zona rural con la urbana y periurbana, pero no al comparar la zona urbana y periurbana (Cuadro 2). Para la cobertura de suelo desnudo se encontró que las zonas con diferente

grado de urbanización difieren significativamente entre sí, con una cobertura mayor de suelo desnudo en la zona rural, intermedio en la periurbana y menor en la urbana (Cuadro 2).

Cuadro 2.-Variables medidas a escala del paisaje en zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Se presentan promedios  $\pm$  E.E. Min= valores mínimos, Máx= valores máximos. Los tratamientos con letras distintas difieren significativamente ( $P < 0.05$ ).

	Urbana	Periurbana	Rural	Estadístico	P	Min-Máx
Porcentaje de vegetación	16.8 $\pm$ 0.785 <sup>a</sup>	28.4 $\pm$ 1.246 <sup>ab</sup>	73.3 $\pm$ 4.126 <sup>b</sup>	F= 92.908	<0.001	31782-354754
Porcentaje de superficies impermeables	46.3 $\pm$ 3.102 <sup>a</sup>	21.3 $\pm$ 3.386 <sup>ab</sup>	1.7 $\pm$ 0.314 <sup>b</sup>	H= 27.629	<0.001	0.0-227119
Porcentaje de suelo desnudo	36.8 $\pm$ 2.892 <sup>a</sup>	50.1 $\pm$ 2.610 <sup>b</sup>	24.8 $\pm$ 3.065 <sup>c</sup>	F= 19.534	<0.001	28140-265634

## 6.2.-Abundancia de brúquidos

Se colectó un total de 6,255 vainas de las cuales se contabilizaron 61,448 semillas provenientes del dosel de los 34 árboles muestreados en las 19 salidas. De estas vainas emergieron 7,691 individuos pertenecientes a cuatro especies de brúquidos: *Algarobius atratus* (2,430 individuos), *A. johnsoni* (5,234 individuos), *Mimosestes amicus* (25 individuos) y *M. protractus* (2 individuos). No se colectó ningún individuo de *Algarobius nicoya*, especie que había sido reportada para *P. laevigata* en el estado de Guanajuato (Salas-Araiza *et al.*, 2001) (Cuadro 3). Los individuos de las especies *M. amicus* y *M. protractus* no se consideraron para los análisis estadísticos debido a que se colectaron muy pocos individuos.

Al analizar las abundancias de *A. atratus* y *A. johnsoni* en las tres zonas se encontró que éstas difirieron significativamente, siendo mayor la abundancia de las dos especies en la zona rural, intermedia en la periurbana y menor en la zona urbana (Cuadro 4). Se encontró que la abundancia de *A. atratus* difiere de la de *A. johnsoni* en las zonas urbana y rural, pero no en la periurbana (Cuadro 5).

Cuadro 3.-Individuos de *Algarobius atratus*, *A. johnsoni*, *Mimosestes amicus* y *M. protractus* por zona y por sexo colectados durante el periodo de fructificación del año 2012 en la ciudad de Celaya, Guanajuato.

<b>Zona</b>	<b>Especie</b>	<b>Sexo</b>	<b># de individuos</b>
<b>Urbana</b>	<i>A. atratus</i>	♀	458
		♂	379
	<i>A. johnsoni</i>	♀	756
		♂	690
	<i>M. amicus</i>	♀	1
		♂	0
	<i>M. protractus</i>	♀	0
		♂	0
<b>Periurbana</b>	<i>A. atratus</i>	♀	326
		♂	265
	<i>A. johnsoni</i>	♀	570
		♂	550
	<i>M. amicus</i>	♀	5
		♂	1
	<i>M. protractus</i>	♀	0
		♂	0
<b>Rural</b>	<i>A. atratus</i>	♀	552
		♂	450
	<i>A. johnsoni</i>	♀	1360
		♂	1308
	<i>M. amicus</i>	♀	14
		♂	4
	<i>M. protractus</i>	♀	2
		♂	0



Cuadro 4.-Comparación de la abundancia (promedios  $\pm$  E.E.) calculada con el número de los escarabajos *Algarobius johnsoni* y *A. atratus*  $\div$  el número total de semillas, en zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Los tratamientos con letras distintas, difieren significativamente ( $P < 0.05$ ).

	Urbana	Periurbana	Rural	Estadístico	P	Min-Máx
<i>A. johnsoni</i>	0.034 $\pm$ 0.010 <sup>a</sup>	0.370 $\pm$ 0.154 <sup>bc</sup>	0.562 $\pm$ 0.117 <sup>c</sup>	H= 16.743	< <b>0.001</b>	0.003-1.732
<i>A. atratus</i>	0.013 $\pm$ 0.002 <sup>a</sup>	0.160 $\pm$ 0.029 <sup>bc</sup>	0.180 $\pm$ 0.042 <sup>c</sup>	H= 13.635	<b>0.001</b>	0.000-0.459

Cuadro 5.-Comparación de la abundancia (promedios  $\pm$  E.E.) por árbol entre *Algarobius johnsoni* y *A. atratus* para las zonas con diferente grado de urbanización (urbana, periurbana y rural) en la ciudad de Celaya, Guanajuato. Los tratamientos con letras distintas, difieren significativamente ( $P < 0.05$ ).

	<i>A. johnsoni</i>	<i>A. atratus</i>	Estadístico	P	Min-Máx
<b>Urbana</b>	0.034 $\pm$ 0.010 <sup>a</sup>	0.013 $\pm$ 0.0024 <sup>b</sup>	H= 4.480	<b>0.034</b>	0.001-0.106
<b>Periurbana</b>	0.370 $\pm$ 0.154 <sup>a</sup>	0.160 $\pm$ 0.029 <sup>a</sup>	H= 1.651	0.199	0.022-1.708
<b>Rural</b>	0.562 $\pm$ 0.117 <sup>a</sup>	0.180 $\pm$ 0.042 <sup>b</sup>	H= 8.920	<b>0.003</b>	0.003-1.732

### **6.3.-Relación entre el grado de urbanización y la abundancia de brúquidos**

#### **6.3.1.-Escala local**

A escala local, tanto la abundancia de *A. atratus* (Cuadro 6), como la de *A. johnsoni* (Cuadro 7), tuvieron una relación positiva y significativa con la cobertura de vegetación y una relación significativa y negativa con la cobertura de superficies impermeables. No se encontró que las abundancias de *A. atratus* y *A. johnsoni* estuvieran relacionadas significativamente con la cobertura de suelo desnudo (Cuadros 6, 7). No se encontró que la abundancia de *A. atratus* (Cuadro 6) y la de *A. Johnsoni* (Cuadro 7) estuvieran relacionadas significativamente con la cantidad de alimento disponible (número de semillas por árbol).

Cuadro 6.-Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo, y el número de semillas por árbol) y la abundancia de *Algarobius atratus*, a escala local.  
 \*= transformación con raíz cuadrada, \*\*= transformación con log10

<i>A. atratus</i>			
	<b>Modelo</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>P</b>
<b>Vegetación*</b>	Abundancia= 0.168 + (0.00298 x Vegetación)	0.181	0.012
<b>Superficies impermeables*</b>	Abundancia= 0.392 - (0.00286 x Superficies impermeables)	0.240	0.003
<b>Suelo desnudo**</b>	Abundancia= 0.0383 + (0.000434 x Suelo desnudo)	0.034	0.292
<b>Número de semillas por árbol**</b>	Abundancia= 0.0606 - (0.000000390 x Número de semillas por árbol)	0.018	0.453

Cuadro 7.-Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo, y número de semillas por árbol) y la abundancia de *Algarobius johnsoni*, a escala local.  
 \*=transformación con raíz cuadrada, \*\*=transformación con log10

	<b>Modelo</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>P</b>
<b>Vegetación**</b>	Abundancia= -1.331 + (0.0112 x Vegetación)	0.200	0.008
<b>Superficies impermeables**</b>	Abundancia= -0.442 - (0.0121 x Superficies impermeables)	0.340	<0.001
<b>Suelo desnudo**</b>	Abundancia= -1.104 + (0.0111 x Suelo desnudo)	0.112	0.053
<b>Número de semillas por árbol*</b>	Abundancia= 0.611 - (0.00000415 x Alimento)	0.048	0.212

### 6.3.2.-Escala del paisaje

Al analizar la relación entre las variables independientes y la abundancia de *A. atratus* a escala del paisaje, se encontró una relación positiva y significativa entre la abundancia y la cobertura de vegetación, y una relación negativa y significativa entre la abundancia y la cobertura de superficies impermeables (Cuadro 8). No se encontró que la abundancia de *A. atratus* y la cobertura de suelo desnudo estuvieran relacionadas de manera significativa (Cuadro 8).

Cuadro 8.-Análisis de correlación entre las variables independientes (porcentajes vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo) y la abundancia de *Algarobius atratus* a escala del paisaje.

	<b>Coefficiente de correlación</b>	<b>P</b>
<b>Vegetación</b>	0.437	0.011
<b>Superficies impermeables</b>	-0.514	0.002
<b>Suelo desnudo</b>	-0.0255	0.885

A nivel del paisaje, la abundancia de *A. johnsoni* tuvo una relación positiva y significativa con la cobertura de vegetación y una relación significativa y negativa con la cobertura de superficies impermeables (Cuadro 9). La abundancia de *A. johnsoni* no presentó una relación significativa con la cobertura de suelo desnudo (Cuadro 9).

Cuadro 9.-Modelos finales y coeficientes de determinación ( $R^2$ ) obtenidos de los análisis de regresión lineal simple entre las variables independientes (porcentajes de vegetación, superficies impermeables y suelo desnudo) y la abundancia de *Algarobius johnsoni* a escala del paisaje. \*= transformación con raíz cuadrada, \*\*= transformación con log10

	<b>Modelo</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>P</b>
<b>Vegetación**</b>	Abundancia= -1.486 + (0.00000383 x Vegetación)	0.345	<0.001
<b>Superficies impermeables**</b>	Abundancia= -0.367 - (0.00000607 x Superficies Impermeables)	0.465	<0.001
<b>Suelo desnudo*</b>	Abundancia= 0.686 - (0.00000141 x Suelo desnudo )	0.053	0.188

## **7.-DISCUSIÓN**

### **7.1.-Caracterización del hábitat**

Los paisajes urbanos se hacen cada vez más importantes para las sociedades humanas (United Nations, 2001) y este desarrollo puede tener efectos de gran alcance sobre la diversidad biológica de todo el mundo (Savard *et al.*, 2000). Los resultados del presente trabajo muestran (tanto a escala local como del paisaje) que la cobertura de superficies impermeables fue mayor en la zona urbana, intermedia en la periurbana y menor en la rural, lo que concuerda con otros autores que han reportado que la urbanización trae consigo un incremento en la cobertura de superficies verticales y horizontales impermeables (Pickett *et al.*, 2001; Mimet *et al.*, 2009). Los resultados encontrados en este trabajo contrastan con los de Sukopp y Werner (1982) y Blair y Launer (1997) quienes reportan que las zonas urbanas generalmente presentan un 80 % de su área cubierta por superficies impermeables, ya que en este trabajo se encontró que la cobertura promedio de superficies impermeables a nivel de paisaje fue de 46% y a nivel local de 67%. Esta diferencia entre el presente trabajo y el de Sukopp y Werner (1982) y Blair y Launer (1997) sugiere que la ciudad de Celaya tiene mayor cantidad de áreas verdes como parques, jardines y camellones y/o lotes baldíos que otras ciudades.

A medida que aumenta la urbanización, la tendencia que se presenta es que un paisaje conservado se transforme en uno urbano, generalmente con una disminución en la superficie permeable asociada a una disminución en la calidad de hábitats (Sweeney, 1993; Paul y Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2001, Roy *et al.*, 2003), lo que corresponde a lo encontrado en el presente trabajo ya que tanto a escala local, como de paisaje, la cobertura de superficie permeable (la vegetación y el suelo desnudo) disminuyó significativamente. Tanto la vegetación como el suelo desnudo, aun en ambientes urbanos, proveen de hábitat a un gran número de especies de vertebrados e

invertebrados (Frankie y Ehler, 1978; Moreno-Marí *et al.*, 2007). Para el caso particular de Celaya, la disminución en la cobertura de vegetación no solamente es en cantidad, sino probablemente en calidad debido a que mucha de la vegetación en la ciudad está compuesta por especies exóticas de pastos (*e.g.*, *Pennisetum clandestinum*) y árboles (*e.g.*, el pirul *Schinus molle*, el eucalipto *Eucalyptus* spp. la casuarina *Casuarina equisetifolia*, la jacaranda *Jacaranda acutifolia* y el colorín *Erythrina coralloides*) (obs. pers.). Se ha visto que la vegetación introducida en las ciudades generalmente tiene una menor riqueza y abundancia de especies que la vegetación nativa (Helden *et al.*, 2012).

### **7.2.-Abundancia de brúquidos**

Las especies no se distribuyen de manera homogénea en el medio ambiente (Krebs, 1978), pero en general, las modificaciones hechas por el hombre al ambiente como consecuencia de la urbanización, generan cambios en las respuestas de las especies que difieren dependiendo del grado de urbanización (Shochat *et al.*, 2006; Raupp *et al.*, 2010). En el presente trabajo se encontró que la abundancia de *Algarobius johnsoni* y *A. atratus* disminuye conforme aumentan las superficies impermeables y aumenta conforme incrementa la cobertura de vegetación. Estos resultados muestran que las modificaciones hechas por el hombre al ambiente como consecuencia de la urbanización, provocan una disminución proporcional en la abundancia de los escarabajos depredadores de semillas. Estos resultados concuerdan con aquellos reportados por Shochat *et al.* (2006), Raupp *et al.* (2010), Fattorini (2011) y Tóthmérész *et al.* (2011) quienes también encontraron que la abundancia de escarabajos está relacionada de manera negativa con el grado de urbanización. Existen varias explicaciones de por qué la abundancia de las dos especies de brúquidos estudiadas en este trabajo disminuyen conforme aumenta la urbanización.

Una causa puede ser la disminución en la cobertura de vegetación. El hecho de que la abundancia de brúquidos haya presentado una relación significativa y positiva con la cobertura de vegetación sin importar la escala, sugiere que la vegetación es una variable importante para estos insectos. Los brúquidos en su estado larval son especialistas de mezquite, sin embargo, algunas especies en su forma adulta pueden alimentarse de polen y néctar de otras especies de plantas. Se ha documentado que las especies del género *Algarobius* pueden alimentarse del polen de muchas especies de plantas que se encuentran alrededor y no necesariamente del polen de la planta hospedera (mezquite) (Kingsolver, 1986) y en el laboratorio se ha visto que tanto *A. atratus* y *A. johnsoni* consumen polen de diferentes especies de plantas (obs. pers.). Por lo tanto, los sitios con mayor cobertura de vegetación pueden proveer de un recurso complementario y aumentar la fecundidad, sobrevivencia y longevidad de los brúquidos, ya que se ha visto que cuando los brúquidos se alimentan de polen se favorece la producción de ovarios y testículos, incrementa la probabilidad y frecuencia de copulación y aumenta su longevidad; caso contrario a lo que sucede cuando no ingieren polen (Slansky y Rodriguez, 1987).

También es posible que la cobertura de vegetación haya contribuido a crear mejores condiciones microambientales en el dosel de los árboles localizados en los sitios menos urbanizados, y que estos cambios microambientales hayan favorecido a los brúquidos. Los árboles cuyos doseles están en contacto con el dosel de otros árboles tienen una mayor estabilidad climática y temperaturas y humedades relativas menos extremas que los árboles aislados, y se ha visto que estas diferencias en microclima favorecen la sobrevivencia de varias especies de insectos herbívoros (Didham *et al.*, 1996; Shrewsbury y Raupp, 2000; Calyecac-Cortero *et al.*, 2004; Tschardtke *et al.*, 2005). Debido a que los árboles de *P. laevigata* localizados en la zona rural y algunos

en la zona periurbana generalmente se encontraban junto a otros individuos de la misma especie, mientras aquellos localizados en la zona urbana, generalmente estaban aislados de otros árboles (obs. pers.), es posible que el microclima en los árboles localizados en los sitios menos urbanizados haya favorecido a *A. atratus* y *A. johnsoni*.

Por otro lado al estar los árboles de mezquite junto a otros árboles de la misma especie, es posible que los brúquidos adultos tengan una mayor probabilidad de encontrar alimento para sus larvas, las cuales son especialistas de *Prosopis*, que aquellos individuos que se encuentran en árboles aislados. Esto se ha visto con otras especies de insectos herbívoros especialistas de semillas, ya que cuando existen coberturas de vegetación continuas de su planta hospedera, pueden localizar más fácilmente las semillas (Didham *et al.*, 1996; Shrewsbury y Raupp, 2000; Calyecac-Cortero *et al.*, 2004; Tschamtker *et al.*, 2005). También se ha visto que los insectos especialistas tienden a permanecer en áreas donde están concentradas sus plantas hospederas para reducir el costo energético que genera la búsqueda de alimento (Root, 1973; Kareiva, 1983; Andow y Prokrym, 1990), lo cual también podría estar pasando con los individuos de *A. atratus* y *A. johnsoni* que se encuentran en los sitios con mayor cobertura de vegetación. Por último, debido a que previamente se ha visto que las abundancias de *A. atratus* y *A. johnsoni* están relacionadas de forma positiva con la cobertura de mezquite (Baltazar-Meneses, 2011), es muy probable que esta variable, la cual no fue medida en este trabajo, sea importante para explicar la abundancia de los brúquidos en el gradiente de urbanización.

Otra posible explicación a la disminución de la abundancia es debido a un aumento en las superficies impermeables. El hecho de que la abundancia de brúquidos haya presentado una relación significativa y negativa con la cobertura de superficie impermeable sin importar la escala, sugiere que esta variable es importante para los

insectos. Se ha sugerido que a medida que aumenta la cobertura de superficie impermeable, la dispersión de los organismos, ya sea plantas o animales, disminuye, aparentemente debido a que las estructuras impermeables tanto verticales como horizontales, pueden ser un gran obstáculo para su dispersión (Oksanen *et al.*, 1996; Denys y Schmidt, 1998). Entonces, si a medida que aumentan las superficies impermeables disminuye la capacidad de dispersión de los brúquidos, el aumento en la urbanización puede afectar su capacidad de obtener pareja y alimento, disminuyendo así su abundancia (ver Shrewsbury y Raupp, 2000).

El hecho de que no se haya encontrado relación entre la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* y la cobertura de suelo desnudo en las dos escalas espaciales estudiadas sugiere que esta variable no es importante para los brúquidos. Otra forma de interpretar estos resultados es que la cobertura de suelo es una variable que cambia a lo largo del año, en épocas de lluvia el suelo desnudo tiende a ser reemplazado por vegetación, mientras que en época de secas la vegetación de temporal tiende a desaparecer (obs. pers.). Entonces, debido a que esta variable cambia, posiblemente no sea un buen predictor (estadístico) de la abundancia de escarabajos.

Los resultados encontrados en este trabajo muestran que no hubo relación significativa entre la abundancia de alimento (número de semillas de *P. laevigata* por árbol) y la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus*. Este resultado parece contrastar con otros estudios en los que se ha visto que la abundancia de insectos herbívoros especialistas está relacionada de forma positiva con la abundancia de su alimento (Bach, 1988; Gripenberg y Rosling, 2005; Östergard y Ehrlen, 2005). Es posible que la discrepancia se deba a la escala espacial a la que se midió el alimento en este trabajo, ya que se midió a una escala espacial local, menor a 12.5 metros, debido a que el diámetro máximo del dosel de los 34 árboles estudiados fue menor a 12.5 m, y el alimento se



midió para el dosel en cada árbol. Es probable que si se hubiera medido el alimento en un área de mayor tamaño (mayor escala), se hubiera encontrado una relación positiva entre el alimento y la abundancia de los escarabajos. Baltazar-Meneses (2011) encontró que la cobertura de mezquite (una medida indirecta de la cantidad de alimento) no tiene relación con la abundancia de *A. atratus* y *A. johnsoni* a escalas menores a 12.5 m. pero sí a partir de esta escala.

En este trabajo se analizó la relación entre la abundancia de los brúquidos y la cantidad de alimento; sin embargo, la calidad del alimento de las semillas de las plantas hospederas también puede variar a lo largo del gradiente de urbanización. Por ejemplo, la dureza de las vainas y/o semillas de las plantas en donde ovipositan los brúquidos ha sido reportada como uno de los factores que afecta negativamente la abundancia poblacional de los brúquidos (Southgate, 1979), y esta característica de las semillas pudo haber variado entre los sitios estudiados.

Se encontró que las dos especies de *Algarobius* responden de forma muy similar a las variables consideradas en este trabajo. Solamente se encontró que difieren en su abundancia; la abundancia de *A. atratus* siempre fue menor que la de *A. johnsoni*. Por el momento se desconoce por qué estas especies difieren en abundancia y en un futuro sería interesante investigar si una posibilidad es que una sea mejor competidora que la otra. También se encontró que los individuos de *A. atratus* son significativamente más grandes que los individuos de *A. johnsoni* ( $H= 86.034$ ,  $P < 0.001$ ) (Anexo 1), se esperaría que *A. atratus* por ser más grande tenga una mayor capacidad de dispersión, respondiendo a escalas mayores ya que se ha visto que la escala espacial a la cual responden las especies está en función del tamaño corporal (Juanes, 1986; Gutiérrez y Menéndez, 1997; Holt *et al.*, 1999; Gregory y Gaston, 2000; Thies *et al.*, 2003; Baltazar-Meneses, 2011). Sería interesante realizar análisis a diferentes escalas

espaciales para ver si en la ciudad de Celaya las dos especies de brúquidos responden de manera diferente (ver Baltazar-Meneses, 2011). También se ha mostrado que las especies de insectos de mayor tamaño pueden colonizar plantas hospederas que se encuentran a mayores distancias (Roland y Taylor, 1997). Por lo tanto, sería interesante determinar en un futuro si *A. atratus* y *A. johnsoni* difieren en su capacidad dispersión.

### **7.3.-Efecto de la urbanización sobre la producción de semillas en Prosopis laevigata**

Un resultado interesante encontrado en este trabajo es que el número de semillas producidas por individuo de *P. laevigata* no difirió a lo largo del gradiente de urbanización. Se sabe que los insectos polinizadores tienen un importante papel en la producción de semillas en las especies de *Prosopis* (Toro *et al.*, 1993), ya que las flores de las especies de este género son polinizadas principalmente por abejas (Simpson *et al.*, 1977). Específicamente para la ciudad de Celaya, Guanajuato, se conoce que el principal visitador de las flores del mezquite es la abeja africana *Apis mellifera*, y su abundancia no difiere significativamente entre las tres zonas (urbana, periurbana y rural) (Guerrero-Leyva *et al.*, 2013). También se sabe que el porcentaje de germinación de las semillas no difiere significativamente a lo largo del gradiente de urbanización (datos no publicados). Por lo tanto, es probable que la producción de frutos por árbol no difiera debido a que sus flores están siendo polinizadas de manera similar, independientemente del grado de urbanización. Sería interesante realizar estudios en el futuro para determinar cómo varían a lo largo del gradiente de urbanización otras variables que también influyen en la producción de semillas, como lo son la cantidad de óvulos producidos, la cantidad y calidad del polen transferido, la cantidad de nutrientes y fotosintatos disponibles para los frutos y semillas (Silvertown y Lovett Doust, 1993; De Viana 1995), el clima (*e.g.*, temperatura, humedad y viento (Karlín y Díaz 1984; Privitello *et al.*, 2000).

## 8.-CONCLUSIONES

- ❖ La cobertura de superficies impermeables (tanto a escala local como del paisaje) fue mayor en la zona urbana, intermedia en la periurbana y menor en la rural, mientras que la cobertura de superficies permeables (cobertura de vegetación y suelo desnudo) fue menor en la zona urbana, intermedia en la periurbana y mayor en la rural.
- ❖ Se identificaron cuatro especies de brúquidos que se alimentan de las semillas de *P. laevigata* en la ciudad de Celaya Guanajuato México (*Algarobius atratus*, *A. johnsoni*, *Mimosestes amicus* y *M. protractus*), pero solamente se analizó la abundancia de *A. atratus* y *A. johnsoni* debido a que se encontraron muy pocos individuos de las otras dos especies. Las abundancias de *A. atratus* y *A. johnsoni* fueron mayores en la zona rural, intermedias en la periurbana y menores en la urbana.
- ❖ La abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* estuvo relacionada positivamente (tanto a escala local como del paisaje) con la cobertura de vegetación y negativamente con la cobertura de superficies impermeables. No se encontró que la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* tuviera relación con la cobertura de suelo desnudo.
- ❖ No se encontró que la abundancia de *A. johnsoni* y *A. atratus* estuviera relacionada con la cantidad de alimento disponible para los escarabajos (número de semillas de *P. laevigata* por árbol).

## 9.-LITERATURA CITADA

- Ahrné, K. 2008. Local management and landscape effects on diversity of bees, wasp and birds in urban green areas. Swedish University of Agricultural Sciences. Tesis Doctoral. Suecia.
- Aizen, M. A. y P. Feinsinger. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest. *Ecology*. 75: 330-351
- Allan, J. D. y A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience*. 43: 32-43
- Alaruikka, D., Kotze, D. J., Matveinen, K. y J. Niemela. 2002. Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. *Journal of Insect Conservation*. 6: 195-206
- Andow, D. A. y D. R. Prokrym. 1990. Plant structural complexity and host-finding by a parasitoid. *Oecología*. 82: 162-165
- Andrew, N. R. y L. Hughes. 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*. 14: 249-262
- Angilletta, M. J., Wilson, R. S., Niehaus, A. C., Sears, M. W., Navas, C. A. y P. L. Ribeiro. 2007. Urban Physiology: City Ants Possess High Heat Tolerance. *PLoS One*. 2(2): e258
- Aponte-Perales, C., García-Fernández, L. V., Navarro-Copete, M., Gutiérrez-González, E., Pérez-Ramos, I. M., Pozo, M. y T. Marañón-Arana. 2008. Variabilidad espacial a diferentes escalas en el desfronde de dos especies de quercus y su relación con la heterogeneidad del suelo subyacente. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. 25: 73-78

- Ayres, M. 1993. Plant defense herbivory and climate change. En: Kareiva, P. M., Kingsolver, J. G. y R. B. Huey. (Eds.). *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass, USA. 75-94
- Bach, C. E. 1988. Effects of host plant size on herbivory density: patterns. *Ecology*. 69: 1090-1102
- Baltazar-Meneses, K. 2011. Efecto de la pérdida de vegetación natural sobre la depredación de semillas de Mezquite por insectos (Coleoptera: Bruchidae) a diferentes escalas espaciales. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias. Pachuca, Hidalgo, Mexico.
- Bang, C. y S. H. Faeth. 2011. Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*. 103: 383-399
- Beaubien, E. G. y H. J. Freeland. 2000. Spring phenology trends in Alberta, Canada: Links to ocean temperature. *International Journal of Biometeorology*. 44: 53-59
- Beebee, T. J. C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature*. 374: 219-220
- Begon, M., Harper, J. L. y C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*. Blackwell Science, Oxford Press.
- Benrey, B. y R. F. Denno. 1997. The slow-growth-high-mortality hypothesis: a test using the cabbage butterfly. *Ecology*. 78: 987-999
- Bhullar S. y J. Majer. 2000. Arthropods on street trees: a food resource for wildlife. *Pacific Conservation Biology*. 6: 171-173
- Blair, R. B. 2001. Creating a homogeneous avifauna: local extinction and invasion along urban gradients in California and Ohio. En: Marzluff, J. M., McGowan, K., Bowman, R. y R. Donnelly. (Eds.). *Avian Ecology and Conservation in an*

- Urbanizing World. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts. 459-486
- Blair, R. B. y A. E. Launer. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*. 80: 113-125
- Botkin, D. B. y C. E. Beveridge. 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems*. 1: 3-19
- Bradley, N. L., Leopold, A. C., Ross, J. y W. Huffaker. 1999. Phenological changes reflect climate change in Wisconsin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 96: 9701-9704
- Brown, J. H., Valone, T. J. y C. G. Curtin. 1997. Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Science*. 94: 9729-9733
- Burghardt, K., Tallamy, D. W. y G. Shriver. 2009. Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology*. 23: 219-24
- Burkart, A. 1976. A monograph of the genus *Prosopis* (Mimosoideae). *Journal of Arnold Arboretum*. 57: 219-249
- Calyecac-Cortero, H. G., Cibrian-Tovar, J., Bautista-Martinez, N. y J. Lopez-Collado. 2004. Feeding, courtship and oviposition behavior of *Trichobaris championi* barber (Coleoptera: Curculionidae). *Agrociencia*. 38: 365-373
- Center, T. D. y C. D. Johnson. 1974. Coevolution of some seed beetles (Coleoptera; Bruchidae) and their hosts. *Ecology*. 55: 1096-113
- Chambers, J. C. y J. A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: Movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 25: 263-292

- Clergeau, P., Jokimäki, J. y J. P. L. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*. 38: 1122-1134
- Coley, P. D. y J. A. Barone. 1996. Herbivory and plant defense in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 27: 305-335
- CONAZA. 1994. Mezquite, cultivo alternativo para las zonas áridas y semiáridas de México. Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional de las Zonas Áridas México D.F.
- Connor, E. F., Hafernik, J., Levy, J., Lee-Moore, V. y J. K. Rickman. 2003. Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: The San Francisco Bay Area. *Journal of Insect Conservation*. 6: 247-259
- Crawley, M. J. 1992. Seed predators and plant population dynamics. En: Fenner, M. (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CABI Publishing. UK. 167-182
- Cringan, A. T. y G. C. Horak. 1989. Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop, National Wildlife Federation, Washington, D. C. Effects of urbanization on raptors in the western United States. 219-228
- Denys, C. y H. Schmidt. 1998. Insect communities on experimental mugwort (*Artemisia vulgaris* L.) plots along an urban gradient. *Oecologia*. 113: 269-277
- De Viana, M. L. 1995. Distribución del cardón (*Trichocereus pasacana*): ¿Asociación positiva o dispersión? Universidad Nacional de Córdoba. Tesis doctoral. Córdoba, Argentina.
- Dickman, C. R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*. 24: 337-351

- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E. y A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*. 11: 255-260
- Eriksson, O. y J. Ehrlen. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia*. 91: 360-364
- Faeth, S. H., Warren, P. S., Shochat, E. y W. A. Marussich. 2005. Trophic dynamics in urban communities. *BioScience*. 55: 399-407
- Fattorini, S. 2011. Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation*. 144: 370-375
- Felger, R. S. 1977. Mesquite in Indian cultures of southwestern North America. En Simpson, B. B. (Eds.). *Mesquite: its biology in two desert scrub ecosystems*. Pennsylvania: Dowden, Hutchinson y Ross. 150-176
- Figueroa, J. A., Muñoz, A. A., Mella, J. E. y M. T. K. Arroyo. 2002. Pre and post dispersal seed predation in a Mediterranean type climate montane sclerophyllous forest in central Chile. *Australian Journal of Botany*. 50: 183-195
- Forbes, R. H. 1895. The mesquite tree: its products and uses. *Arizona Experiment Station Bulletin*. 13: 1-12
- Frankie, G. W. y L. E. Ehler. 1978. Ecology of insects in urban environments. *Annual Review of Entomology*. 23:367-87
- Galindo, S. A. y E. García. 1986. The Uses of Mesquite (*Prosopis* spp.) in the Highlands of San Luis Potosi, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 16: 49-56
- García-Alanís, L. C. 1997. Estudio fenológico y de crecimiento de once especies leñosas del matorral espinoso Tamaulipeco en Linares Nuevo León, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México.



- García, D. 2006. La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas*. 15: 7-19
- Garden, J., Mcalpine, C., Peterson, A., Jones, D. y H. Possingham. 2006. Review of the ecology of Australian urban fauna: A focus on spatially explicit processes. *Austral Ecology*. 31: 126-148
- Gibbs, J. y A. Breisch. 2001. Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900-1999. *Conservation Biology*. 15: 1175-1178
- Godínez-Álvarez, H., Jiménez, M., Mendoza, M., Pérez, F., Roldán, P., Ríos-Casanova L. y R. Lira. 2008. Densidad, estructura poblacional, reproducción y supervivencia de cuatro especies de plantas útiles en el Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79: 393-404
- Goldstein, E. L., Gross, M. y R. M. DeGraaf. 1986. Breeding birds and vegetation: A quantitative assessment. *Urban Ecology*. 9: 377-385
- Gómez, F., Signoret, J. y M. C. Abuín. 1970. Mezquites y Huizaches. Algunos Aspectos de la Economía, Ecología y Taxonomía de los Géneros, *Prosopis* y *Acacia* en México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A. C. México, D.F.
- Gregory, R. D. y K. J. Gaston. 2000. Explanations of commonness and rarity in British breeding birds: separating resource use and resource availability. *Oikos*. 88: 515-526
- Grimm, N. B., Grove, M., Pickett, S. T. A. y C. L. Redman. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience*. 50: 571-584

- Gripenberg, S. y T. Rosling. 2005. Host plants as islands: Resource quality and spatial setting as determinants of insect distribution. *Annales Zoologici Fennici*. 42: 335-345
- Guerrero-Leyva, S., Castellanos-Sturemark, I., Parra-Gil, P. J., Cué-Hernández, K., y I. Zuria-Jordan. 2013. Abundancia de abejas *Apis mellifera* en dos ciudades del centro de México. IV Congreso Mexicano de Ecología. Villahermosa, Tabasco.
- Gustafson, E. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*. 1: 143-156
- Gutiérrez, D. y R. Menendez. 1997. Patterns in the distribution, abundance and body size of carabid beetles (Coleoptera: Caraboidea) in relation to dispersal ability. *Journal of Biogeography*. 24: 903-914
- Harper, J. L. 1969. The role of depredation in vegetetional diversity. *Brook Haven symposia in biology*. 22: 48-62
- Harper, J. L., P. H. Lovell y K. G. Moore. 1970. The shapes and sizes of seeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1: 327-356
- Helden, A. J., Stamp, G. C. y S. R. Leather. 2012. Urban biodiversity: comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*. 15: 611-624
- Holt, R. D., Lawton, J. H., Polis, G. A. y N. D. Martinez. 1999. Trophic rank and species-area relationships. *Ecology*. 80: 1495-1504
- Hulme, P. E. y J. Kollmann. 2005. Seed predator guilds, spatial variation in post-dispersal seed predation and potential effects on plant demography a temperate perspective. En: Forget, P. M., Lambert, J.E., Hulme, P. E. y S. B. Vander-Wall (Eds). *Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment*. CABI, Wallingford. 9-30

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2008.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2013. <[http://cuentame.inegi.gob.mx/monografias/informacion/gto/territorio/recursos\\_naturales.aspx?tema=me&e=11](http://cuentame.inegi.gob.mx/monografias/informacion/gto/territorio/recursos_naturales.aspx?tema=me&e=11)> Fecha de consulta: 30 de octubre de 2013.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2013. en su entidad Guanajuato. <<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=11#D>> Fecha de consulta: 30 de octubre de 2013.
- Inouye, D. W., Barr, B., Armitage, K. B. y B. D. Inouye. 2000. Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 97:1630-1633
- Ishitani, M., Kotze, D. J., y J. Niemelä. 2003. Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*. 26: 481-489
- Jandel Scientific. 2006. SigmaStat, release 3.5. Jandel Scientific, San Rafael, California, USA.
- Janzen, D. H. 1969. Seed eaters versus seed size, number, toxicity and dispersal. *Evolution*. 23: 1-27
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *American Naturalist*. 104: 501-528
- Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2: 465-492
- Janzen, D. H. 1980. When is it coevolution?. *Evolution*. 34: 611-612
- Johnson, C. D. 1983. Manual sobre insectos que infestan la semilla de *Prosopis*: ecología, control e identificación de insectos del Nuevo Mundo que infestan la semilla de *Prosopis* (Leguminosae). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia.

- Jonsen, I. D. y L. Fahrig. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*. 12: 185-197
- Juanes, F. 1986. Population density and body size in birds. *American Naturalist*. 128: 921-929
- Kareiva, P. 1983. Influence of vegetation texture on herbivore populations: resource concentration and herbivore movement. En Denno, R. F. y M. S. McClure. (Eds.). *Variable plants and herbivores in naturaland managed systems*. Academic Press, New York, USA. 259-289
- Kareiva, P. y U. Wennergren. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and populaion processes. *Nature*. 373: 299-302
- Karlín, U. y R. Díaz. 1984. Potencialidad y Manejo de Algarrobos en el Árido Subtropical Argentino. SECYT (Secretaria de Ciencia y Técnica de la Nación), Programa Nacional de Recursos Naturales Renovables. Argentina.
- Kingsolver, J. M., Johnson, C. D., Teran, A. y S. R. Swier. 1977. *Prosopis* fruits as a resource for invertebrates. En Simpson, B. B. (Ed.). *Mesquite: its biology in two desert scrub ecosystems*. Pennsylvania: Dowden, Hutchinson y Ross. 108-122
- Kingsolver, J. M. 1986. A taxonomic study of the genus *Algarobius* (Coleoptera: Bruchidae). *Entomography*. 4: 109-136
- Kiritani, K. 2006. Predicting impact of global warming on population dynamics and distribution of arthropods in Japan. *Population Ecology*. 48: 5-12
- Klausnitzer, B. y K. Richter. 1983. Presence of an urban gradient demonstrated for carabid associations. *Oecologia*. 59:79-82
- Krawchuk, M. A. y P. D. Taylor. 2003. Changing importance of habitat structure across multiple spatial scales for three species of insects. *Oikos*. 103: 153-161

- Krebs, J. R. 1978. Optimal foraging: decision rules for predator. En Krebs, J. R. y N. B. Davies. (Eds.). Behavioural Ecology: an Evolutionary Approach. Blackwell, Oxford. 23-63
- Levin, S. A. 1992. The problema of pattern and scale in ecology. Ecology. 73: 1943-1976
- Lewis, O. T. y S. Gripenberg. 2008. Insect seed predators and environmental change. Journal of Applied. Ecology. 45: 1593-1599
- Lindenmayer, B. D., Fischer, J. y R. B. Cunningham. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. Biological Conservation. 124: 311-316
- Lindenmayer, B. D. y J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press, Whashington, D. C. 328
- Louda, S. M. y M. A. Potvin. 1995. Effect of inflorescence-feeding insects in the demography and lifetime fitness of a native plant. Ecology. 76: 229-245
- Luck, M. y J. Wu. 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern: a case of study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. Landscape Ecology. 17: 327-339
- Lumsden, L. F. y A. F. Bennett. 2005. Scattered trees in rural landscapes: foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. Biological Conservation. 122: 205-222
- MacGregor-Fors, I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: redefining "peri-urban" areas. Ecological Research. 25: 883-887
- Mackin-Rogalska, R., Pinowski, J., Solon, J. y Z. Wojcik. 1988. Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a suburban habitat. Polish Ecological Studies. 14: 239-330

- Majer, J. D. 1997. Invertebrates assist the restoration process: An Australian perspective. En: Urban Ska, K. M., Webb, N. R. y P. J. Edwards. (Eds.). Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University Press. 212-237
- Marzluff, J.M., 1997. Effects of urbanization and recreation on songbirds. En: Block, W. M. y D. M. Finch. (Eds.). Songbird Ecology in Southwestern Ponderosa Pine Forests: A Literature Review. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO. 89-102
- Marquis, R. 1984. Leaf herbivores decrease fitness of a tropical plant. Science. 226:537-539
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A., Groffman, P. y P. Bohlen. 1997. Ecosystem processes along an urban-rural gradient. Urban Ecosystems. 1: 21-36
- McIntyre, N. E. 2000. Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. Annals of the Entomological Society of America. 93: 825-835
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. BioScience. 52: 883-890
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation. 127: 247-260
- Meza-Sánchez, R. y E. Osuna-Leal. 2003. Estudio Dasométrico del Mezquite en la zona de Las Pocitas B. C. S. INIFAP. Todos Santos, B. C. S. Folleto Científico No. 3. México.
- Miller, J. R. y R. J. Hobbs. 2002. Conservation where people live and work. Conservation Biology. 16: 330-337

- Miles, J. E, Bale, J. S. y I. D. Hodkinson. 1997. Effects of temperature elevation on the population dynamics of the upland heather psyllid *Strophingia ericae* (Curtis) (Homoptera: Psylloidea). *Global Change Biology*. 3: 291-297
- Mimet, A., Pellissier, V., Quénot, H., Aguejedad, R., Dubreuil, V. y F. Rozé. 2009. Urbanisation induces early flowering: evidence from *Platanus acerifolia* and *Prunus cerasus*. *International Journal of Biometeorology*. 53: 287-298
- Mitchell, R. 1977. Bruchid beetles and seed packaging by palo verde. *Ecology*. 58: 644-651
- Moles, A. T., Warton, D. I. y M. Westoby. 2003. Do small-seeded species have higher survival through seed predation than large-seeded species? *Ecology*. 84: 3148-3161
- Monge-Nájera, J. y P. Gómez-Figueroa. 2003. La herbivoría: Carrera armamentista entre plantas y animales. *Repertorio Científico*. 7: 9-13
- Morandini, M. N. y M. L. De Viana. 2009. Depredación pre-dispersiva de semillas en tres poblaciones del árbol *Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae) *Revista de Biología Tropical*. 57: 781-788
- Moreno-Marí, J., Oltra-Moscardó, M. T., Falcó-Garí, J. V. y R. Jiménez-Peydró. 2007. El control de plagas en ambientes urbanos: criterios básicos para un diseño racional de los programas de control. *Revista Española de Salud Pública*. 81: 15-24
- New, T. R. y D. P. A. Sands. 2002. Conservation concerns for butterflies in urban areas of Australia. *Journal of Insect Conservation*. 6: 207-215
- Niemelä, J. 1999. Is there a need for theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*. 3: 57-65

- Niemelä, J. y J. Spence. 1991. Distribution and abundance of an exotic ground-beetle (Carabidae): a test of community impact. *Oikos*. 62: 351-359
- Niemelä, J. y D. J. Kotze. 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban Planning*. 92: 65-71
- Nuckols, M. S. y E. F. Conner. 1995. Do trees in ornamental plantings receive more damage by insects than trees in natural forests? *Ecological Entomology*. 20: 253-260
- Oksanen, L., Oksanen, T., Ekerholm, P., Moen, J., Lundberg, P., Schneider, M. y M. Aunapuu. 1996. Structure and dynamics of artic-subartic grazing webs in relation to primary productivity. En Polis, G. A. y K. O. Winemiller (Eds.). *Food webs: Integration of patterns y dynamics*. Chapman y Hall. New York. 231-242
- O'Neill, R. V., De Angelis, D. L., Waide, J. B. y T. F. H. Allen. 1986. *A hierarchical concept of ecosystem*, Princeton University Press. Princeton New, Jersey.
- Ortega-Baes, P., De Viana, M. y M. Saravia. 2001. The fate of *Prosopis ferox* seeds from unremoved pods at National Park Los Cardones. *Journal of Arid Environments*. 48: 185-190
- Östergard, H. y J. Ehrlén. 2005. Among population variation in specialist and generalist seed predation-the importance of host plant distribution, alternative hosts and environmental variation. *Oikos*. 111: 39-46
- Ozanne, C. M. P., Speight, M. R., Hambler, C. y H. F. Evans. 2000. Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management*. 137: 53-63
- Paige, K. y T. Whitham. 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory: The advantage of being eaten. *The American Naturalist*. 129: 407-416



- Palacios, R. A. 2006. Los Mezquites mexicanos: Biodiversidad y distribución geográfica. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 41: 99-121
- Parra-Gil, P. J. 2011. Herbivoría de semillas del Mezquite *Prosopis laevigata* por escarabajos (Coleoptera: Bruchidae) en el valle del Mezquital, Hidalgo. Universidad de Occidente. Tesis de Licenciatura. Los Mochis Sinaloa, México.
- Parra-Tabla, V., Rico-Gray, V. y M. Carbajal. 2004. Effect of defoliation on leaf growth, sexual expression and reproductive success of *Cnidoscolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). *Plant Ecology*. 173: 153-160
- Paul, M. J. y J. L. Meyer. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecological Systems*. 32: 333-365
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E. y R. Urrutia. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*. 127: 272-281
- Pickett, S. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. y R. Costanza. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socio-economic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32: 127-157
- Ponder, W. y D. Lunney. 1999. *The Other 99%: The Conservation and Biodiversity of Invertebrates*. Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman, NSW.
- Privitello, M. J. L., Gabutti, E. G. y J. L. Leporati. 2000. Factores ambientales que afectan la producción de chauchas de caldén, *Prosopis caldenia* Burkart. Reunión Nacional del Algarrobo. Resúmenes. Mendoza.
- Ramírez, R. L. y G. Halffter. 2013. Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning* 115: 39- 48

- Ramos, R. Y. 1976. Las especies de brúquidos (gorgojos de las leguminosas) de interés agrícola y fitosanitario (Coleoptera: Bruchidae) I: Caracteres generales. *Biology, Ecology and Conservation*. 2: 1-35
- Randhir, T. y P Ekness. 2009. Urbanization effects on watershed habitat potencial: a multivariate assessment of thresholds and interactions. *Ecohydrology*. 2: 88-101
- Rango, J. J. 2005. Arthropod communities on creosote bush (*Larrea tridentata*) in desert patches of varying degrees of urbanization. *Biodiversity and Conservation*. 14: 2185-2206
- Raupp, M. J., Shrewsbury, P. M., Holmes, J. J. y J. A. Davidson. 2000. Plant species diversity and abundance affects the number of arthropod pests in residential landscapes. *Journal of Arboriculture*. 27: 222-229
- Raupp, M. J., Shrewsbury, P. y D. A. Herms. 2010. Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual Review of Entomology*. 55: 19-38
- Rickman, J. K. y E. F. Connor. 2003. The effect of urbanization on the quality of remnant habitats for leaf-mining Lepidoptera on *Quercus agrifolia*. *Ecography*. 26: 777-787
- Rodríguez, P. y E. Vásquez-Domínguez. 2003. Escalas y diversidad de especies. En: Morrone, J. J. y J. E. Llorente-Bousquets. (Eds.). *Una Perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía*. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 109-114
- Roland J. y P. D. Taylor, 1997. Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Letters to Nature*. 386: 710-713
- Romero-Nápoles, J. 2002. Bruchidae. En: Llorente-Bousquets, J. E. y J. J. Morrone. (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento*. UNAM, CONABIO. 3: 513-534

- Romero-Nápoles, J., Grethe, R., Amaro, S. y C. Jhonson. 2005. Método para la evaluación de daño de semillas por brúquidos (INSECTA: COLEOPTERA) en el campo, con nuevos registros de hospederos y distribución para el grupo. *Entomología Mexicana*. 4: 107-111
- Romero-Nápoles, J. 2009. Dos nuevos géneros de Bruchidae (Insecta: Coleoptera) para México. *Acta Zoológica Mexicana*. 25: 671-672
- Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards. *Ecological Monographs*. 43: 95-120
- Roy, A. H., Freeman, B. J. y M. C. Freeman. 2003. Riparian Influences on Stream Fish Assemblage Structure in Urbanizing Streams. *Landscape Ecology*. 22: 385-402
- Salas-Araiza, M. D., Romero-Nápoles J. y E. García-Aguilera. 2001. Contribución al estudio de los brúquidos (Insecta: Coleoptera) asociados a fabáceas arbustivas. *Acta Universitaria, Universidad de Guanajuato*. 11: 26-32
- Savard, J. P. L., Clergeau, P. y G. Mennechez. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape Urban Planning*. 48: 131-142
- Schneider, D. C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. *American Institute of Biological Sciences*. 51: 545-553
- Shochat, E., Stefanov, W. L., whitehouse, M. E. A. y H. Faeth. 2004. Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications*. 14: 268-280
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. y D. Hope. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 21: 186-191
- Shrewsbury, P. M. y M. J. Raupp. 2000. Evaluation of components of vegetational texture for predicting azalea lace bug, *Stephanotis pyrioides* (Heteroptera:

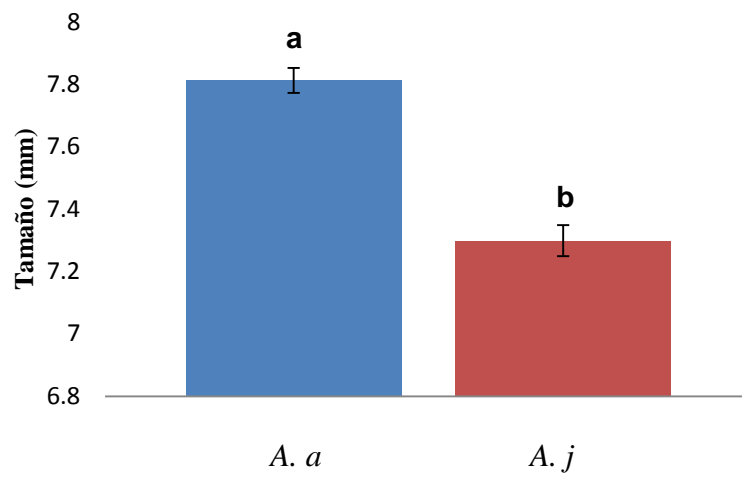
- Tingidae), abundance in managed landscapes. *Environmental Entomology*. 29: 919-926
- Silvertown, J. W. y J. Lovett-Doust. 1993. *Introduction to Plant population Biology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK. Londres, Inglaterra.
- Slabbekoorn, H. y M. Peet. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*. 424-267
- Slansky, F. y J. G. Rodriguez. 1987. *Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates*. Wiley, New York, USA.
- Simpson, B. B., Neff, J. L. y A. R. Moldenke. 1977. *Prosopis* flowers as a resource. En: Simpson B. B. (Ed.). *Mesquite its biology in two desert ecosystems*. Dowden, Hutchinson y Ross, Inc. 84-107
- Snep, R., Opdam, P. F. M., Baveco, J. M., Wallis-DeVries, M. F., Timmermans, W., Kwak, R. G. M. y V. Kuypers. 2006. How 'peri-urban' areas can strengthen animal populations within cities: a modeling approach. *Biological Conservation*. 127: 345-355
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, USA.
- Southgate, B. J. 1979. Biology of Bruchidae. *Annual Review of Entomology*. 24: 449-473
- Stanisic J. 2005. Urban invertebrates: the Brisbane city project. En: *Biodiversity Conference Proceedings*. Siepen, G. L. y D. Jones. (Eds.). University of Queensland, Gatton. 54-61
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U. y T. Tschardtke. 2001. Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proceedings of the Royal Society London. Biological Sciences*. 268: 1685-1690

- Sudha, P. y N. H. Ravindranath. 2000. A study of Bangalore urban forest. *Landscape and Urban Planning*. 47: 47-63
- Sukopp, H. y P. Werner. 1982. *Nature in Cities: A report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas*. Strasbourg (France): Council of Europe.
- Sweeney, B. W. 1993. Effects of Streamside Vegetation on Macroinvertebrate Communities of White Clay Creek in Eastern North America. *Proceedings Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 144: 291-340
- Tallamy, D. W. 2004. Do alien plants reduce insect biomass? *Conservation Biology*. 18: 1689-1692
- Terán, L. A. y S. Muruaga. 1981. Observaciones sobre Bruchidae (Coleoptera) del noroeste argentino, IV, Estudios morfológicos y biológicos de *Amblycerus hoffmanseggi* (Gyll.), *Acanthoscelides computus* Kingsolver y *Merobruchus bicoloripes* (Pie). *Acta Zoológica Mexicana*. 36: 61-84
- Terán, L. A. 1990. Observaciones sobre Bruchidae del noroeste argentino. *Pseudopachymerina spinipes* (ER.) y *P. grata* N. sp. (Coleoptera). *The Coleopterists Bulletin*. 44: 25-28
- Thies, C., Steffan-Dewenter, I. y T. Tschardt. 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*. 101: 18-25
- Toro, H., Chiappa, E., Covarrubias, R. y R. Villaseñor. 1993. Interrelaciones de polinización en zonas áridas de Chile. *Acta Entomológica Chilena*. 18: 20-29
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E. y T. Magura. 2011. Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). *Landscape and Urban Planning*. 101: 330-337

- Tscharntke, T., Rand T. A. y F. J. J. A. Bianchi. 2005. The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop-noncrop interface. *Annales Zoologici Fennici*. 42: 421-432
- Turnbull, L. A., Crawley M. J. y M. Rees. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos*. 88: 225-238
- Turner, M. G. y R. V. Gardner. 1991. Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Springer-Verlag, New York, USA.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. y R. V. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer, New York, USA.
- United Nations. 2001. World Urbanisation Prospect: the 1999 Revision. The United Nations Population Division, New York, USA.
- United Nations. 2008. World urbanization prospects: the 2007 revision population database. Available online at: <http://esaunorg/unup>: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, USA.
- Venn, S. J., Kotze, D. J. y J. Niemelä. 2003. Urbanization effects on carabid diversity in boreal forest. *European Journal of Entomology*. 100: 73-80
- Walsh, S. J., Crawford, T. W., Crews-Meyer, K. A. y W. F. Welsh. 2001. A multi scale analysis of land use land cover change and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 85: 47-64
- Watt, A. D. y A. M. McFarlane. 2002. Will climate change have a different impact on different trophic levels? Phenological development of winter moth *Operophtera brumata* and its host plants. *Ecological Entomology*. 27: 254-256

- Wiegand, K., Jeltsch, F. y D. Ward. 1999. Analysis of the population dynamics of *Acacia* trees in the Negev desert, Israel with a spatially-explicit computer simulation model. *Ecological Modelling*. 117: 203-224
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*. 3: 385-397
- Williams, J., Read, C., Norton, T., Dovers, S., Burgman, M., Proctor, W. y H. Anderson. 2001. Biodiversity, Australia state of the environment report 2001 (Theme report). CSIRO (publishing on the behalf of the Department of the Environment and Heritage), Canberra.
- Yus-Ramos, R., Kingsolver, J. M. y J. Romero-Nápoles. 2007. Sobre el estatus taxonómico actual de los brúquidos (Coleoptera: Bruchidae) en los Chrysomeloidea. *Dugesiana*. 14: 1-21
- Zhang, J., Drummond, F. A., Liebman, M. y A. Hartke. 1997. Insect predation of seeds and plant population dynamics. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Technical Bulletin. 163: 5-25
- Zuria, I. y J. E. Gates. 2006. Vegetated field margins in Mexico: their history, structure and function, and management. *Human Ecology*. 34: 53-77

## 10.-ANEXOS



Anexo 1.-Promedio de tamaño de los individuos de *Algarobius atratus* (*A. a*) y de *A. johnsoni* (*A. j*). Las barras con letras diferentes difieren significativamente ( $H= 86.0341$ ,  $P < 0.001$ ).