



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍAS

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

**REDES DE INTERACCIONES ENTRE MARIPOSAS Y PLANTAS EN UN
GRADIENTE DE URBANIZACIÓN EN EL ÁREA METROPOLITANA DE
PACHUCA, HIDALGO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

CLAUDIA ITZEL BETETA HERNÁNDEZ

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

CODIRECTORA: **DRA. ANA PAOLA MARTÍNEZ FALCÓN**

MINERAL DE LA REFORMA, HIDALGO

DIC. 2018



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Applied Sciences

Mineral de la Reforma, Hgo., a 30 de noviembre de 2018

Número de control: ICBI-D/1153/2018

Asunto: Autorización de impresión de tesis.

M. EN C. JULIO CÉSAR LEINES MEDÉCIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

Por este conducto le comunico que el comité revisor asignado a la C. Claudia Itzel Beteta Hernández, alumna de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación con número de cuenta 190245, autoriza la impresión del proyecto de tesis titulado "Redes de interacciones entre mariposas y plantas en un gradiente de urbanización en el área metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México" en virtud de que se han efectuado las revisiones y correcciones pertinentes.

A continuación se registran las firmas de conformidad de los integrantes del comité revisor.

PRESIDENTE Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

SECRETARIO Dra. Ana Paola Martínez Falcón

VOCAL Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark

SUPLENTE M. en C. Manuel González Ledesma

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

Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

Dr. Óscar Rodolfo Suárez Castillo
Director del ICBI



ORSC/LVCL

Ciudad del Conocimiento
Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 Colonia
Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo,
México. C.P. 42184
Teléfono: +52 (771) 71 720 00 ext. 2231
Fax 2109
direccion_icbi@uaeh.edu.mx

www.uaeh.edu.mx



AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer especialmente a los miembros de mi comité de maestría. Al doctor Ignacio E. Castellanos Sturemark, cuya guía y consejos fueron invaluable para la realización del presente trabajo, por aceptarme como su alumna y darme la oportunidad de trabajar bajo su tutela. A la doctora Iriana L. Zuria Jordan que con sus acertadas observaciones y tenaz honestidad, hizo que no solo el trabajo mejorara, sino que yo igual quisiera ser mejor. A la doctora Ana Paola Martínez Falcón que me enseñó las bases de las redes y me ayudo más allá del deber, con infinita paciencia. Al maestro Manuel González Ledesma por mostrarme un poco del reino de plantas del cual aún soy muy ajena, pero que sin su valioso apoyo nada de esto sería posible. A todos ustedes muchas gracias los veo con gran respeto y admiración y estoy muy orgullosa de poder haber trabajado con científicos de tan alta calidad no solo académica, si no humana.

A mi familia, iniciando por mis padres María de Lourdes Hernández Ramírez y José Luis Beteta Montalvo que como los grandes seres que son me enseñaron el valor del estudio y el mejoramiento personal, que día a día me han impulsado a alcanzar mis metas y sueños y que con su mano firme y amorosa me han guiado a lo largo de la vida. Sin ellos nada de esto hubiera sido posible cimentando las bases para que fuera la persona que soy ahora. Sueño con algún día ser capaz de regresarles toda la felicidad y el amor que han invertido en mí, y más aún poder seguir su ejemplo para hacer de mi hijo un gran ser humano. A mi hermanita Brenda Pamela Beteta Hernandez que a pesar de que es menor que yo me ha enseñado tantas cosas, es un verdadero ejemplo de perseverancia y fuerza, siempre orgullosa, divertida y hermosa es uno de los pilares que me sostienen. A mi abuelita que con 90 años nunca ha dejado de procurar a su familia, que me enseñó el valor

y la fuerza que un ser humano tiene para afrontarse a la vida y a los problemas. Que me impulso siempre a seguir estudiando y preparándome.

A mis queridos amigos y compañeros de la universidad, Jesús, Ara, Elsi, Vianey, Janice, Maryeb, Alfonso, Karina, Ana, Fany, Lucero, Víctor, Luis, Daniel, Raquelita. Por hacer de los días en la universidad amenos y maravillosos, por apoyarme y animarme en todo momento. Jesús muchas gracias por tu ayuda en la utilización de los programas. Elsi no sé qué hubiera sido de mí sin tu ayuda en campo, introducirme en el mundo de los lepidópteros. Janice, Maryeb los días no podían empezar sin sus agradables charlas. Cada uno de ustedes hizo de esta, una experiencia increíble.

Finalmente un especial agradecimiento a mi hijo, Ludwig Augusto Badillo Beteta, ya que es mi motor y mi más grande amor. Por ti mi niño es que día a día me esfuerzo y pongo manos a la obra para hacer de ti un gran ser humano. Con el ejemplo te quiero enseñar que no importa lo desafiantes que parezcan los retos que te presente la vida, con perseverancia y esfuerzo, todo es posible e incluso si caemos, es para impulsarnos hacia enfrente y seguir avanzando.

*“El planeta estaba aquí mucho antes que
los humanos y seguirá aquí después de
nosotros. Al planeta le va bien. Lo
que nos preocupa es salvarnos a
nosotros Mismos”*

Lynn Margulis (1938-2011)

CONTENIDO

RESUMEN.....	3
INTRODUCCIÓN.....	5
ANTECEDENTES.....	10
OBJETIVOS.....	19
MATERIAL Y MÉTODOS.....	21
RESULTADOS.....	27
DISCUSIÓN.....	33
CONCLUSIONES.....	45
LITERATURA CITADA.....	47

RESUMEN

Las mariposas (Lepidoptera: Roccocephala) cumplen una función ecológica importante ya que forman parte de las cadenas tróficas y son de polinizadores importantes tanto en ambientes conservados, como en ambientes urbanos. En la actualidad las mariposas se ven amenazadas, en gran parte, por el resultado de una intensificación sin precedentes de las actividades humanas, como por ejemplo, la urbanización. El estudio de las interacciones entre especies al nivel de comunidad, utilizando redes ecológicas, constituye una herramienta para estudiar la estructura de las interacciones entre plantas y visitantes florales y su posible efecto en el ecosistema si éstas se llegaran a modificar. En este trabajo se analizaron las redes ecológicas entre plantas y mariposas en un gradiente de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo. Se definieron 12 sitios de muestreo pertenecientes a tres niveles de urbanización (alta, media y baja). Se visitó cada sitio dos veces al mes de junio a noviembre del 2016 y de mayo a agosto del 2017 y se registraron todas las interacciones mariposa-planta que se observaron con lo que se prepararon las matrices de datos. Posteriormente se calcularon el grado de anidamiento, modularidad y otras métricas de redes complejas, para cada nivel de urbanización. En total se registraron 48 especies de mariposas visitando las flores de 59 especies de plantas, de las cuales 27 especies se encontraron en áreas de urbanización alta, 27 en áreas de urbanización media y 26 en urbanización baja. De las especies de plantas visitadas, 26 fueron registradas en alta urbanización, 30 en media y 26 en baja. Aunque la riqueza de especies de mariposas es similar en los tres niveles de urbanización, se encontró un importante recambio en la composición de especies entre éstos, viéndose aumentado el número de especies

generalistas con la urbanización. Se encontró un patrón anidado en las redes de los sitios con urbanización alta y media pero no en la baja, lo cual muestra que hay un alta proporción de especies generalistas en los sitios de urbanización media y alta que brindan robustez a la red, y que para los sitios conservados se presenta una alta proporción de especies de mariposas especialistas. Esta información puede servir para diseñar planes de manejo que ayuden a la conservación de los lepidópteros en las ciudades.

INTRODUCCIÓN

La urbanización es el proceso que ocurre cuando un lugar rural se transforma en una ciudad, tradicionalmente los sitios urbanos se han considerado como la contraparte de los sitios rurales. De acuerdo con el INEGI, una población se considera rural cuando tiene menos de 2,500 habitantes, mientras que la urbana es aquella en la que viven una cantidad mayor a esa cifra. Sin embargo, debido al crecimiento poblacional, cada vez resultan más complicado diferenciar entre la estructura de la ciudad y la del campo. Se han planteado diferentes aproximaciones para distinguir sitios urbanos de rurales. Por ejemplo, Moreno-Marí et al., (2007) define un entorno urbano como un mosaico heterogéneo de viviendas residenciales, propiedades comerciales, parques y otros tipos de uso de la tierra que proporciona una variedad de tipos de hábitats. Anzano (2010), menciona que existen varios criterios que se deben tomar en cuenta para considerar las zonas urbanas: demografía (número de habitantes), densidad (número de habitantes promedio por área), morfología (uso de suelo, edificaciones e infraestructura) y función (capacidad organizativa del territorio, centralidad).

Las ciudades son grandes consumidoras de recursos: agua, energía y alimentos, por lo que para conseguir este abastecimiento son necesarias inversiones muy elevadas en infraestructuras de todo tipo: instalaciones de energía, agua, mercados de abastos, etc. Estas necesidades y la cantidad de recursos que se consumen, generan algunos problemas desde el punto de vista ambiental como la escasez de agua, la pérdida de vegetación nativa o la contaminación (Anzano, 2010). En general, la presencia de los seres humanos influye significativamente sobre la estructura y función de las comunidades trayendo consigo cambios tales como la fragmentación y modificación del hábitat, cambios en las

condiciones climáticas, introducción de especies exóticas y urbanización. Todos estos fenómenos, tienen consecuencias sobre la biodiversidad local, produciendo elevados índices de extinción local, eliminando un elevado número de especies nativas (Vale y Vale, 1976; Luniak, 1994; Kowarik, 1995).

Aun con estos impactos negativos, la forma en la que manejamos la urbanización también puede crear oportunidades para generar áreas urbanas sustentables, amigables con la biodiversidad y representar sitios donde se puede realizar educación ambiental (Dunn et al, 2006; Grimm et al, 2008 y Seto et al, 2010). Estas oportunidades se deben aprovechar ahora, ya que el crecimiento de las áreas urbanas es exponencial, en 1950, poco menos de 43% de la población en México vivía en localidades urbanas, en 1990 era de 71% y para 2010, esta cifra aumentó a casi 78% (INEGI, 2000 y 2010). No hay forma de detener este crecimiento, pero sí podemos hacer algo para que este cambio ambiental impacte menos a las poblaciones de organismos nativos. Para lograrlo es prioritario conocer cómo cada uno de los grupos biológicos es afectado por la urbanización y cómo podemos ayudarlos a que establezcan poblaciones sanas dentro de los núcleos urbanos.

En este caso se estudia el grupo de las mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) que está constituido por especies relativamente bien conocidas tanto taxonómicamente como ecológicamente, que además, son sensibles a las perturbaciones humanas (Blair y Launer; 1997; Moreno et al. 2007). Se han descrito como indicadores adecuados del cambio de las condiciones ambientales (Thomas et al. 2004; Bergerot et al. 2013) y juegan un importante papel como polinizadores, e importantes componentes de las cadenas tróficas, como herbívoros y como presas. También se consideran organismos carismáticos y las personas gustan de verlas a su alrededor. Esto les da una ventaja en

cuanto a conservación se refiere, ya que es mucho más sencillo que las personas se preocupen por preservarlas que a otros grupos. Gracias a estas características, pueden llegar a ser especies bandera: una especie que puede ser usada como símbolo, para adelantar una campaña de conservación (Isasi-Catalá, 2011).

El efecto ecológico que tiene la urbanización sobre las mariposas aún no es claro, ya que hay relativamente pocos estudios al respecto. Las mariposas responden de manera diferente a la urbanización dependiendo de su área de distribución e identidad taxonómica, así como de los antecedentes históricos de la ciudad: edad, distribución, nivel de industrialización, etc. (Brown y Freitas, 2002; Soga y Koike, 2012). Como resultado de la gran variedad de temas y enfoques de los científicos para comprender las formas en que estos insectos responden a la urbanización, han surgido patrones ecológicos generales: 1) hay menos especies de mariposas en áreas altamente urbanizadas (Kitahara y Fujii 1997; Bergerot et al., 2011; Soga et al., 2014), 2) a menudo hay una gran abundancia de algunas especies de mariposas en áreas urbanas altamente desarrolladas (Shapiro, 2002; Williams, 2009, Ramírez-Restrepo y Halffter, 2013), 3) el número de mariposas especializadas disminuye con el aumento de la urbanización (Kitahara y Fujii, 1997; Bergerot et al, 2011; 2012; Lizée et al; 2012; Soga y Koike, 2012) y 4) la urbanización puede conducir a la extinción local de especies de mariposas poco frecuentes, no concurridas y especializadas (Fattorini, 2011; Soga y Koike, 2012). Algunos de estos patrones se comparten con otros taxones (por ejemplo, aves, Shochat, 2007; Ortega-Álvarez 2009 y MacGregor-Fors, 2009); sin embargo, todavía hay una importante escasez de conocimiento en cuanto a qué factores de la urbanización dañan a las mariposas y cómo podemos aminorar sus efectos.

Uno de los efectos de un cambio ambiental extremo (como el que genera la urbanización), es la eliminación de muchas especies nativas tanto de plantas como de animales y la introducción de otras que en la mayoría de los casos son ajenas al ambiente (organismos urbanofílicos, de ornato o mascotas). Esto afecta la dinámica de poblaciones de un lugar, ya que muchas especies pierden recursos o entran en competencia con nuevas especies que anteriormente no se encontraban ahí. Bajo este escenario, el empleo de las redes ecológicas es una herramienta útil para evaluar cómo cambia la estructura de las interacciones (Jordano et al., 2009) planta-lepidóptero en diferentes grados de urbanización, ya que brinda una visión más amplia de la modificación que sufre la estructura de la comunidad de especies de mariposas que habitan en estas zonas.

Las redes de interacción planta-animal se están estudiando cada vez más para comprender mejor la estructura de la comunidad y la resistencia a diferentes perturbaciones (Forup y Memmott, 2005; Lewinsohn et al., 2006; Bascompte, 2010). En estudios previos donde se han utilizado las redes ecológicas se ha visto que la perturbación o fragmentación del hábitat tiene diversos efectos sobre la estructura de las comunidades y por lo tanto en la estructura y propiedades de las redes. Por ejemplo López-Carretero et al. (2014) reportan un efecto en la estructura de las redes debido a los periodos de estrés (condición asociada a la perturbación), ellos registran una relación positiva del estrés con el aumento de la presencia de especies generalistas y tolerantes, lo que resultó en una mayor conectividad dentro de las redes, lo que podría resultar en el incremento del anidamiento. En algunos estudios como el de Luviano et al. (2017) se ha visto que la perturbación del hábitat modifica tanto el tamaño de la red, el número de compartimientos, mas no la conectividad y la robustez.

El área metropolitana de Pachuca representa un sitio ideal para estudiar los efectos de la urbanización ya que es un área en continuo crecimiento urbano (1.4% anual), posicionándose en el cuarto lugar a nivel nacional en esta categoría (CONAPO, 2010; INEGI, 2016). Aunado a esto, se ha registrado una gran diversidad de especies de mariposas y plantas en la ciudad: Pérez-Jarillo (2017) registró 67 especies de mariposas diurnas en su estado adulto y Cué-Hernández (2014) más de 150 especies de plantas. Esta alta diversidad en conjunto con la velocidad con la que se modifica la ciudad, convierte a Pachuca en un lugar propicio para poder entender cómo el crecimiento de las ciudades afecta las redes de interacción entre las mariposas y las plantas de las cuales están obteniendo recursos. Entender el efecto que la urbanización está teniendo sobre estas interacciones puede permitir la elaboración de propuestas de conservación y de desarrollo urbano que resulten más eficientes para la conservación del grupo de las mariposas.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es estudiar la comunidad de mariposas visitantes de flores en un gradiente de urbanización en el área metropolitana de Pachuca, y analizar y determinar cómo se modifica la estructura de la red de interacción entre mariposas diurnas y las plantas que visitan al aumentar el nivel de urbanización.

ANTECEDENTES

Mariposas y urbanización

El orden Lepidoptera, miembro del Phylum Artropoda, incluye todos los insectos conocidos comúnmente como mariposas y polillas. Se distinguen principalmente porque sus miembros poseen cuatro alas con numerosas escamas diminutas, de hecho, el término lepidóptero se deriva de las palabras griegas «lepis», escama y «pteron», ala (García-Barros 1999). La boca de estos insectos es llamada espiritrompa, el maxilar forma una trompa en espiral, que se enrolla entre los grandes palpos labiales cuando no está en uso, sirve para recolectar el néctar de las flores. Estos insectos sufren una metamorfosis completa: se inicia con el huevo, del que surge una larva que se alimenta hasta que da a lugar a la pupa de la cual, finalmente emerge el adulto (Figura 1).

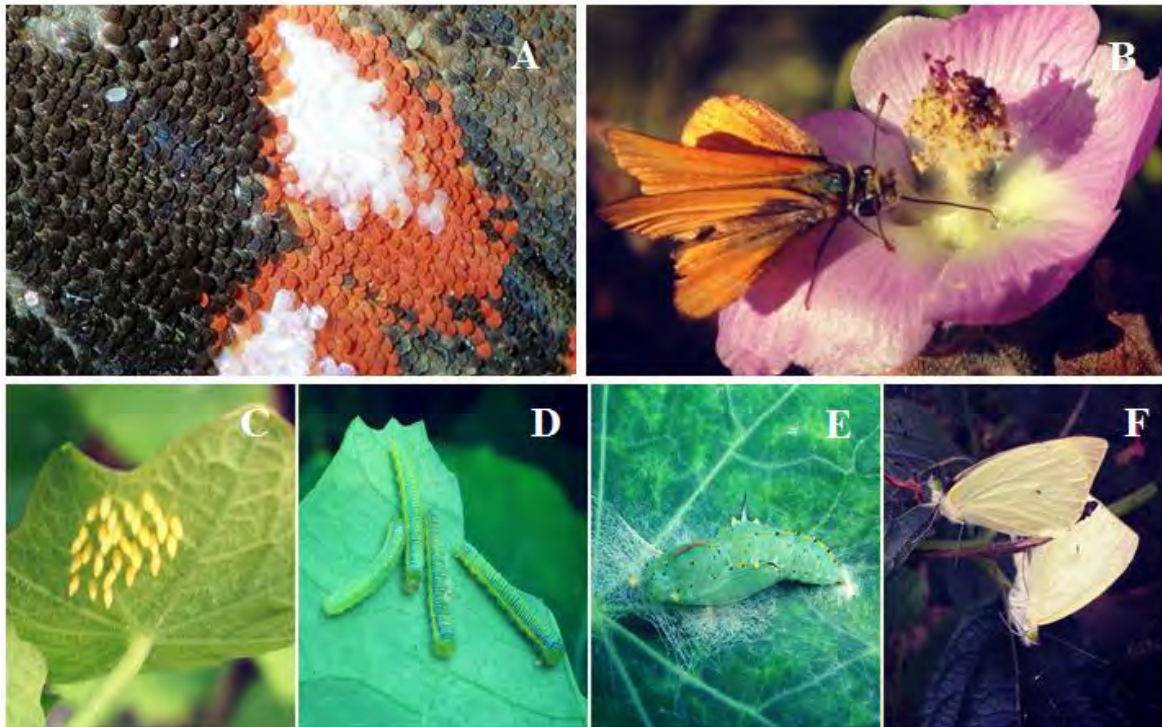


Figura 1. Algunas características de los lepidópteros. (A) Escamas en las alas (Tomada de http://www.mnhn.cl/613/w3-article-72823.html?_noredirect=1). B) Presencia de espiritrompa. (C-F) Ciclo de vida con metamorfosis completa de *Leptophobia aripa*: huevo, larva, pupa, adulto (fotografías de Elsi Pérez Jarillo).

Actualmente se estiman 157,424 especies descritas de mariposas en el mundo (Van Nieuwerkerken et al., 2011) de las cuales, en México se han descrito 14,507 (Llorente-Bousquets et al., 2014), lo que representa el 15% de todas las especies. El orden está compuesto por los subórdenes Zaugloptera, Aglossata, Heterobathmiina, y Glossata (Linnaeus, 1758; García-Barros, 1999; Becker, 2000; Van Nieuwerkerken et al., 2011). De manera artificial, pueden clasificarse en dos subórdenes: Rhopalocera (conocidas comúnmente como mariposas) y Heterocera (polillas). En general, las mariposas son aquellas especies diurnas. Sin embargo, esta clasificación no es natural y podría prestarse a confusión entre cómo se distinguen ambos grupos ya que el hecho de volar de día o de noche, no es una característica que las agrupe taxonómicamente. Además, existen especies de polillas que vuelan de día aunque pertenecen a grupos que en general son nocturnas. Hay otras características que los diferencian mejor: por la forma de las antenas (Triplehorn y Johnson, 2005). En los Rhopaloceros las antenas son largas, delgadas y acaban en un engrosamiento, mientras que los Heteroceros, tienen antenas de formas muy diversas y variadas según las familias. El nombre Rhopalocera proviene de los vocablos griegos rhopalon “club” y “keras” cuerno, lo cual hace referencia al engrosamiento en la punta que tienen las antenas de las mariposas que puede tener forma de botón, y algunas veces con un gancho curvado al final (Arnett, 2000). Este grupo comprende siete familias: Nymphalidae, Pieridae, Lycaenidae, Papilionidae y Riodinidae consideradas como las mariposas verdaderas; Hesperidae o mariposas saltarinas; y Hedyllidae conocidas como mariposas parecidas a polillas; en conjunto integran a la superfamilia Papilionoidea (García-Barros, 1999; Van Nieuwerkerken et al., 2011).

Las mariposas son uno de los grupos de insectos mejor estudiados actualmente y por su aspecto estético, junto con las aves, son de los organismos más carismáticos por lo que pueden ser utilizados con fines educativos y de conservación (Ramírez-Restrepo y MacGregor-Fors, 2017). Cuando se aprovecha esa toma de conciencia para proteger el hábitat de esas especies, se puede al mismo tiempo proteger un gran número de otras especies que comparten el mismo hábitat.

En la actualidad, el mayor peligro para las mariposas es el deterioro y la pérdida del hábitat ya que las mariposas son uno de los grupos mayormente afectados por estos cambios (Blair y Launer, 1997; Moreno et al., 2007; Pérez-Jarillo et al., 2017). Esa amenaza es, en gran parte, el resultado de una intensificación sin precedentes de actividades humanas tales como la urbanización, la aplicación de plaguicidas y la extracción de recursos naturales (forestales y mineros), así como de otras alteraciones de gran escala como los cambios climáticos (Soga y Koike, 2012).

Aunque se han realizado algunos estudios sobre artrópodos en ciertos entornos urbanos (Owen, 1971; Owen y Owen, 1975; Blair, 1997; Clark, 2007; Bergerot et al.2011; Cué-Hernández, 2014; Perez-Jarillo, 2017) pocos se han centrado en especies o familias específicas de artrópodos en lugar de patrones más amplios de diversidad (Mcintyre 2000). Ramírez-Segura y Wallace-Jones (2017) reportan que la información disponible de insectos polinizadores urbanos en México es escasa. En el caso de las mariposas para 2017, los autores encontraron que en los últimos diez años se han hecho 19 estudios, en 12 ciudades, enfocados principalmente a diversidad. En estos trabajos, se registraron un total de 11 familias, siendo las más comunes Nymphalidae, Pieridae, Papilionidae y Hesperiiidae, en ese orden (Hernández-Mejia et al., 2008; Rosas-Navarro, 2008; Moyers-Arévalo, 2009;

Arrellano-Pluma, 2014). Por su heterogeneidad, algunas zonas urbanas pueden llegar a mostrar gran riqueza de especies de mariposas, por ejemplo en la ciudad de Xalapa se detectaron 162 especies (Ramírez-Restrepo et al., 2015), en la Colonia Juárez, Malinalco, Estado de México, 108 especies (Hernández-Mejía et al., 2008) y en el Parque Nacional El Cimatario situado junto a la ciudad de Santiago de Querétaro, 68 especies (Rosas-Navarro, 2008). En aquellos estudios donde se comparó la riqueza y abundancia de mariposas, se encontró que fue mayor en zonas urbanas con alto porcentaje de cobertura vegetal y en los bordes de la ciudad (MacGregor-Fors et al., 2015; Ramírez-Restrepo et al., 2015).

Aunque muchas de las investigaciones ecológicas han propuesto acciones de conservación, hay relativamente pocas enfocadas en resolver problemas de conservación biológica. Estos estudios han demostrado la lamentable extinción de las especies de mariposas como resultado de la urbanización. Hasta la fecha, se han realizado algunos esfuerzos importantes en algunas ciudades y sus alrededores para la conservación de especies de mariposas en peligro de extinción (Murphy y Weiss, 1988; Daniels, 2009). Como se ha demostrado en estudios o iniciativas previas (Snep et al., 2006; Kadlec et al., 2008), la conservación de mariposas en áreas urbanas es una tarea factible, ya que muchas especies pueden prosperar en áreas urbanas. Con suerte, la planificación y gestión urbana creativa, como el hábitat y la plantación de hospedadores nativos y plantas ricas en néctar, podrían mejorar los hábitats urbanos para las mariposas. Todas las acciones deben ser monitoreadas y deben basarse en los conocimientos previos sobre la biología y la ecología de las especies objetivo para tener éxito (Kremen et al., 1994).

Teoría de redes

El estudio de redes complejas actualmente se emplea para el estudio de interacciones ecológicas, las cuales permiten representar un patrón complejo por medio de una matriz que contienen información sobre el número de interacciones. Las matrices de interacción pueden ser representadas como una red y estas representaciones ayudan no sólo a visualizar la red completa, sino que proveen herramientas de búsqueda de patrones que resultan de gran utilidad. Una red es un conjunto de dos tipos de elementos: nodos o vértices (que representan a las especies) y los enlaces entre ellos. Las redes ecológicas pueden presentar una estructura anidada, modular o aleatoria (Jodano et al. 2009) (Figura 2).

Se le llama topología de la red de interacciones a la forma en que se distribuyen los enlaces entre las especies, o del número de interacciones por especie (Jodano et al. 2009). Un patrón observado repetidamente es el de anidamiento (nestedness), el cual ocurre cuando las especies generalistas interactúan con otras generalistas y existen pocas especies especialistas (Figura 2A) y da lugar a una marcada asimetría de la especificidad de las interacciones (Bascompte et al., 2003; Vázquez y Aizen, 2004).

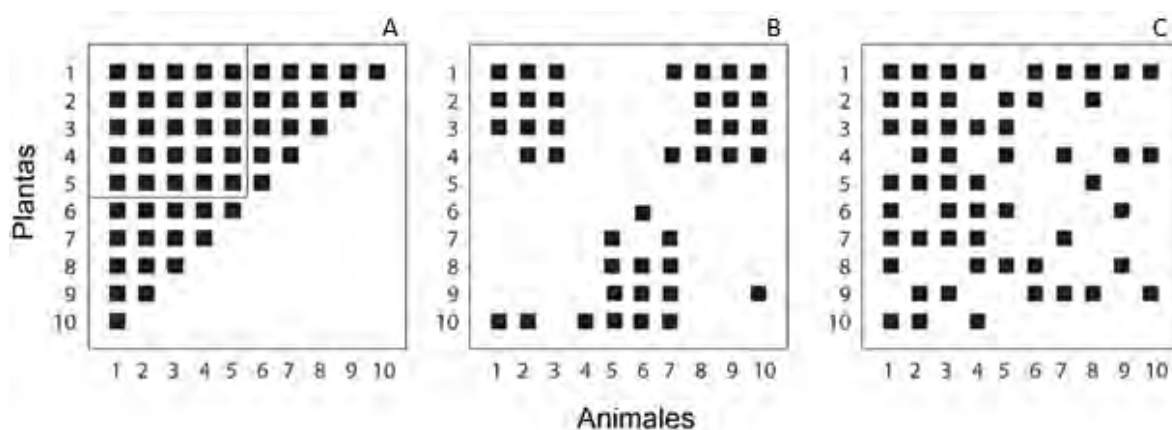


Figura 2 (A) Una matriz de interacción perfectamente anidada muestra un núcleo central de generalistas y una alta cohesión, (B) una matriz con un patrón modular tiende a crear varios núcleos de especies que interactúan mutuamente entre sí (C) el patrón aleatorio no presenta núcleos ni patrones definidos (Modificado de Jordano et al., 2009).

Por otra parte, las redes modulares son aquellas que tienden a formar módulos de especies que interactúan en gran medida unas con las otras y muy poco con los otros módulos (Figura 2B). Los patrones al azar son en los que no se puede encontrar una secuencia definida debido a que las especies dentro de una red se relacionan entre sí, sin ningún orden y no se puede detectar cuáles son especialistas y cuáles generalistas (Jordano et al., 2009; Figura 2C).

El anidamiento implica una alta cohesión de las interacciones: con una matriz perfectamente anidada, a medida que el anidamiento disminuye, se encuentran subconjuntos de especies que interactúan más entre sí que con el resto, formando subredes o módulos. Si existen grupos de especies que interactúan más frecuentemente y con mayor intensidad entre sí que con otras especies de la red, es de esperarse que esto resulte en mayores efectos recíprocos entre las especies involucradas.

Durante la última década, los estudios de interacciones planta-polinizador han utilizado cada vez más herramientas para brindar un enfoque de nivel comunitario, particularmente en el contexto de redes complejas (Bascompte & Jordano, 2007; Memmott et al., 2004; Aizen, et al., 2008; Petanidou et al., 2008). Este enfoque de red se ha visto estimulado por recientes avances teóricos y metodológicos, que han permitido identificar varias propiedades estructurales aparentemente generales de las redes de polinizadores (Chacoff et al., 2012). Por ejemplo, el número de enlaces por especie (grado) es muy sesgado (pocas especies tienen gran cantidad de enlaces mientras que muchas otras tienen pocos; Jordano et al., 2003; Vázquez y Aizen, 2004), las interacciones tienden a ser muy asimétricas y organizadas de manera anidada (Bascompte et al., 2003; Vázquez y Aizen, 2004; Bascompte, et al., 2006) y exhiben cierto grado de modularidad (la existencia de

grupos de especies con alta conectividad interna y pocas conexiones con otras especies en la red; Olesen et al., 2007).

De las numerosas propiedades de redes ecológicas, la estabilidad es una medida de la tolerancia de la red a la extinción de especies que la conforman (Dunne et al., 2002; Memmott et al., 2004). Trabajos recientes sugirieron que las redes de planta-polinizador son menos tolerantes a la extinción de especies que otras redes de interacción planta-animal, tales como invertebrados-parasitoides y redes de alimentación de semillas de aves (Pocock et al., 2012) es decir, que son menos estables, esto es pertinente dada la disminución actual de las poblaciones de polinizadores en muchas partes del mundo (Biesmeijer et al., 2006). Por ejemplo, Van Rossum y Triest (2012) realizaron un estudio sobre el movimiento de colorantes fluorescentes sobre visitantes florales de poblaciones urbanas de una hierba de bosque bajo (*Primula elatior*), en este estudio no se detectó colorante en fragmentos no conectados. Este resultado podría sugerir que la matriz urbana es hostil a los movimientos de forrajeo de los polinizadores y por lo tanto a la transferencia de polen.

Redes de visitantes florales en ambientes perturbados

La fragmentación y la pérdida del hábitat nativo y su reemplazo con lotes baldíos, reservas, parques y jardines, la introducción de especies exóticas y de ornato, el calentamiento generado por el ambiente urbano y los contaminantes ambientales son algunas de las consecuencias de la urbanización que afectan directamente las interacciones planta-polinizador. Este conjunto de efectos, modifica las poblaciones de polinizadores y por lo tanto la dinámica de forrajeo de los organismos. Éstos pueden alterar la frecuencia de

visitantes florales a las plantas, causando descensos en las poblaciones de polinizadores y cambios en la composición de esta comunidad. Estos procesos pueden afectar la función de reproducción de las plantas, especialmente para aquellas especies dependientes de un polinizador en particular (Cane et al., 2006, Winfree et al., 2014).

Se han hecho algunos estudios donde se utilizan las redes ecológicas como método para evaluar el efecto que diferentes tipos de perturbación, por ejemplo Benítez-Malvido et al. (2016) vieron que al comparar las redes de lugares conservados con redes de ambientes fragmentados la proporción de insectos de determinados gremios tróficos se modificaba, cambiando la dinámica de la comunidad. Otro ejemplo es el de Luviano et al. (2017) donde evalúan el efecto de los huracanes, que son un ejemplo de grandes e infrecuentes perturbaciones que tienen efectos profundos en los ecosistemas. Ellos descubrieron que los parámetros de las redes de interacción planta-lepidópteros adultos cambiaron después del huracán, tanto el tamaño de la red, el número de compartimientos y la especificidad (H2) disminuyeron, mientras que la conectividad y la robustez aumentaron.

López-Carretero et al. (2014), estudiaron las variaciones en las interacciones planta-herbívoro a lo largo de diferentes estaciones en un bosque tropical costero de México y encontraron que la especialización de la red disminuye durante los períodos de sequía. Estos autores argumentaron que las especies más especializadas tienden a restringirse a períodos de condiciones menos estresantes, mientras que los generalistas están presentes durante todo el año. Díaz-Castelazo et al. (2009) también compararon una red de interacción planta-hormiga con un período de separación de 10 años y encontraron parámetros de red similares, lo que indica una alta resistencia de la red a los cambios en el número de interacciones, así como a la llegada de nuevas especies a través de los años. Sin

embargo, no se ha hecho un estudio donde se evaluó el efecto que tiene la urbanización en las redes de interacción planta-mariposa, por el tipo de perturbación que conlleva la urbanización.

Las comunidades de plantas urbanas se caracterizan por altas proporciones de especies invasoras y no nativas. Es un hecho que la mitad de las plantas urbanas invasoras, con vías de introducción conocidas, se han extraído deliberadamente para su uso como plantas ornamentales (La Sorte et al., 2014). En algunos casos, las especies manejadas u ornamentales pueden ser nativas, pero están igualmente sujetas a filtros de selección antropogénicos y se pueden manejar intensivamente para producir nuevas comunidades (Hope et al., 2003). Estudios recientes realizados en entornos urbanos han mejorado el diseño de la investigación al comparar la visita de polinizadores entre múltiples especies de plantas nativas y no nativas, a la vez que se controlan las diferencias en su abundancia. Éstos sugieren que, en conjunto, los polinizadores no perciben el estado no nativo de las plantas (Morales y Traveset, 2009). Esto posiblemente debido a que las flores urbanas son propensas a incluir plantas muy atractivas o gratificantes para los polinizadores, ya que bajo la preferencia humana, se eligen aquellas que tengan inflorescencias llamativas y en masa o plantas de jardín que atraen a polinizadores carismáticos como mariposas y colibríes.

Con esta información y los efectos que se han registrado por los diferentes tipos de perturbación antes mencionados, se esperaría que en el presente estudio las redes de los lugares más urbanizados fueran de menor tamaño debido a una reducción de la riqueza de especies, que la anidación y la conectividad aumentaran debido a la cantidad de especies generalistas, que en los sitios urbanos se incluyeran en la red una alta proporción de

especies de plantas exóticas y que la especialización de la red disminuyera en la ciudad por la tendencia de las especies especialistas a no encontrarse en sitios más urbanizados.

OBJETIVOS

Evaluar el impacto de la urbanización en la estructura y composición de la interacción mariposa-planta en la ciudad de Pachuca y alrededores, utilizando la teoría de redes ecológicas.

Objetivos particulares

- Evaluar la riqueza y composición de especies de mariposas visitantes de flores asociadas a sitios con diferentes niveles de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca.
- Identificar las especies de plantas que están siendo visitadas en cada nivel de urbanización.
- Evaluar el efecto de la urbanización sobre la estructura de las redes de interacción entre especies de mariposas y las plantas de las que se alimentan.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México, la cual tiene como municipios principales a Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma y como municipios satélites a Mineral del Monte, Epazoyucan, Zempoala, Zapotlán de Juárez y San Agustín Tlaxiaca. El muestreo se realizó en los municipios de Pachuca de Soto, Mineral de la Reforma y Zempoala (Figura 3). La zona metropolitana de Pachuca cuenta con una superficie de 1,248.80 km² en la cual existen fragmentos de vegetación remanente de matorral xerófilo y otras áreas con vegetación colonizadora nativa o con especies exóticas introducidas (Cué-Hernández, 2014). En la zona metropolitana de Pachuca se han identificado 59 especies de mariposas, representadas en 6 familias, 15 subfamilias, 18 tribus y 47 géneros, de las cuales ocho especies son endémicas de México (Pérez-Jarillo, 2017), además se han registrado más de 150 especies de plantas (Cué-Hernández, 2014).

El clima es semi-árido, siendo la temperatura media anual de 15°C, la máxima se presenta en mayo (32°C) y la mínima en enero (5°C); la precipitación promedio anual es de 367.6 mm.; la humedad relativa promedio es de 49% y la velocidad promedio del viento es de 24 m/s (Gómez-Aíza y Zuria., 2010). La época de lluvias ocurre de mayo a octubre, con presencia de canícula en agosto. Los meses más húmedos son julio y septiembre, y el más seco es diciembre (Pavón y Meza-Sánchez, 2009).

Dentro de la zona metropolitana la población total hasta el 2015 era de 512,196 habitantes, con una tasa de crecimiento promedio anual del 1.4% (CONAPO, 2010; INEGI, 2016), lo que lo posiciona en el 4° lugar en crecimiento urbano a nivel nacional.

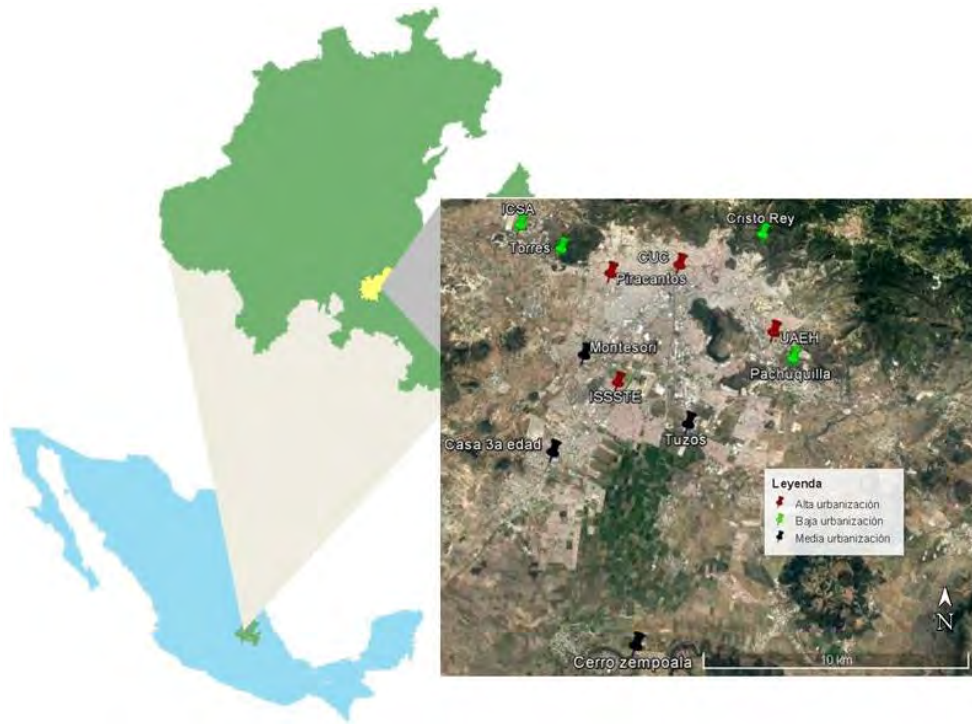


Figura 3. Ubicación de los sitios de muestreo dentro y en los alrededores de la ciudad de Pachuca.

Sitios de muestreo y grado de urbanización

Se definieron 12 sitios de muestreo, cuatro dentro de lo que se consideró una matriz predominantemente urbana, cuatro en la periferia de la zona urbana y cuatro dentro de una matriz de vegetación propia de la zona (matorral xerófilo). En cada uno de los sitios se delimitó una parcela de 1000 m².

Para obtener el grado de urbanización alrededor de los sitios de muestreo, se utilizó el programa ArcMap 10.2 y una imagen satelital de 0.5 m de resolución tomada en febrero del 2015 (World-View 2015), y se delimitaron buffers de 700 m de radio desde el centro de la parcela de los sitios de muestreo. Dentro de los buffers, se digitalizaron las áreas que representaban cada tipo de uso de suelo (siempre y cuando el área en cuestión presentara al menos un 80% del tipo de vegetación respectiva): vegetación nativa (matorral xerófilo),

vegetación exótica (vegetación no propia del matorral), arvenses (malezas), suelo desnudo (suelo permeable), agricultura (suelo que se utiliza o se utilizó para el cultivo) y superficie impermeable (pavimento o construcciones humanas). A excepción de la vegetación nativa, estos tipos de uso de suelo están directamente relacionados con actividades humanas, y todas afectan la cobertura de vegetación nativa negativamente (Guevara Romero y Montalvo Vargas, 2015).

Se calculó el porcentaje de área que representó cada tipo de uso de suelo en cada uno de los buffers y con los valores se construyó una matriz. Posteriormente se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico (cluster) utilizando el método de Ward. Previamente se comprobó que los datos tuvieran una

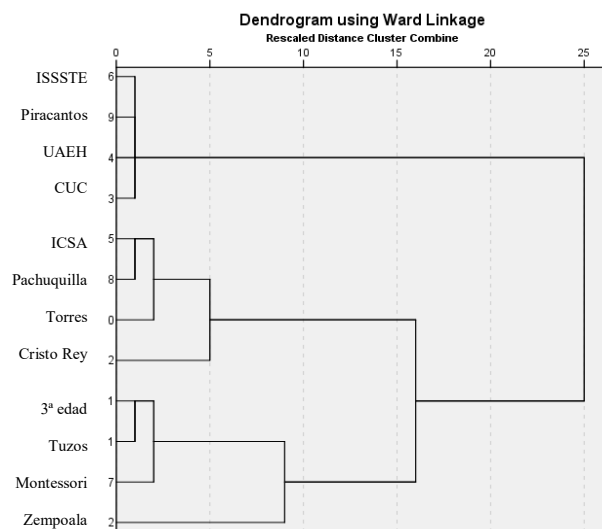


Figura 4. Dendrograma resultado del Cluster utilizando el criterio de Ward

distribución normal. Con esto se construyó un dendrograma en el programa SPSS (IBM Corp, 2016). El dendrograma muestra tres grupos, con 4 sitios cada uno, a los que se nombró urbanización alta, media y baja con base en sus atributos (Figura 4).

Trabajo de campo

La colecta de datos se realizó de junio a noviembre, periodo que corresponde con la mayor abundancia y riqueza de especies de mariposas en la zona, y que coincide con los meses de

mayor precipitación (junio a septiembre; Pérez-Jarillo, 2017). El muestreo se realizó en dos periodos, de junio a noviembre de 2016 y de mayo a agosto del 2017. Se visitó cada uno de los 12 sitios dos veces al mes entre las 11:00 y las 15:00 hrs en condiciones soleadas. En cada una de las parcelas se hicieron recorridos de 3 hrs y se registraron todas las interacciones observadas entre mariposas y plantas. Se consideró una interacción, cuando los lepidópteros adultos extrajeron su espiritrompa y la insertaron en la flor. Se registró tanto la especie de mariposa como la especie de planta.

La identificación de los ejemplares de lepidópteros se realizó en campo con guías especializadas (Opler, 1994; Glassberg, 2007), la colección de referencia del Centro de Investigaciones Biológicas (CIB) de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) y para aquellas especies que no se pudieron identificar en campo, se recurrió a la ayuda del Dr. José Luis Salinas Gutiérrez de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México, a quien se le proporcionó una fotografía. Para la identificación de las especies de plantas, se tomó una muestra que posteriormente se llevó al Laboratorio de Interacciones del CIB, donde se colocó en una plancha de secado para ser posteriormente identificada con la ayuda del M. en C. Manuel González Ledesma.

Se determinó la disponibilidad de recursos que tienen los lepidópteros en los sitios de muestreo empleando la técnica descrita por Weiner et al. (2016), la cual consiste en contar la cantidad de unidades florales por especie de planta que se encuentran dentro de cada parcela. Para las especies más abundantes se extrapoló la cantidad de flores que hay en un metro cuadrado a la cantidad de metros cuadrados con esa flor. Una unidad floral se consideró como una flor (ej. Ranunculaceae) o varias flores (ej. Asteraceae) (Dicks et al. 2002). Para poder aminorar las diferencias entre la morfología de las distintas especies de

flores, se multiplicó la cantidad de unidades florales por el promedio del área que cubre cada flor (área floral). Para las flores zigomórficas (la envoltura floral y los órganos son desiguales y se disponen de tal modo que sólo aceptan un plano de simetría, Figura 4), el área floral se calculó con un rectángulo basado en el ancho y el largo de la flor, para las actinomorfas (la envoltura floral y los órganos son iguales entre sí y se disponen de tal modo que permiten que la flor pueda dividirse en mitades semejantes, Figura 5), el área floral se calculó como un círculo basado en el diámetro de la flor. En el caso de las umbelas se dividió el diámetro de la unidad floral antes de calcular el área floral ya que son mucho menos compactas que otras unidades florales (Anexo 1).



Figura 5. Flores zigomórficas (izquierda) con simetría bilateral y actinomorfas (derecha) con simetría radial.

Se analizó la completitud del inventario de especies de mariposas registradas empleando la cobertura de la muestra para cada uno de los niveles de urbanización. Se comparó la diversidad de mariposas calculando la diversidad de Jost del orden 0 ($q=0$) usando las frecuencias de visita de las especies de mariposas durante el muestreo en cada hábitat. Este estimador representa la riqueza de especies para cada grado de urbanización. Posteriormente se calculó el índice de Jaccard para ver la similitud en la composición de especies entre las categorías de alta, media y baja urbanización.

Para calcular las redes de interacción, se presentaron los datos obtenidos como matrices cualitativas, con filas (que representan las especies de mariposas) y columnas (que representan las especies de plantas). Se analizó si las matrices de datos de especies de lepidópteros y plantas presentan una estructura anidada o modular; para ello se aplicaron modelos de anidamiento cualitativo con los software Aninhado (Guimarães y Guimarães, 2008). Los valores de anidamiento varían desde 0 (baja proporción de anidamiento) hasta 100 (anidamiento perfecto). También se comprobó si los datos presentaron un patrón modular mediante el programa MODULAR (Marquitti et al., 2014). La modularidad puede presentar un valor de 1 (interacciones agrupadas en compartimentos) a 0 (interacciones no agrupadas). Estas métricas fueron calculadas para los tres niveles de urbanización que fueron muestreados (alta, media y baja urbanización).

Una vez que se determinó el tipo de estructura de cada red, se determinaron otros atributos de red en el programa R (R Core Team, 2013) como son, conectividad (promedio de conexiones en la red) y el promedio de conexiones por especies (links per species). Se determinó cuáles son las especies núcleo (aquellas con mayor número de conexiones en la red) con el programa UCINET (Borgatti et al. 2002), para esto se realizaron 20 aleatorizaciones, aquellas especies que permanecieron como núcleo arriba del 60% de las veces fueron consideradas núcleo, al resto se les consideró especies periféricas (especies con pocas conexiones en la red). Las especies núcleo son aquellas que tienen una mayor participación en la estabilidad de la red por lo tanto son de especial importancia.

RESULTADOS

Riqueza y composición de especies

Se registraron 48 especies de mariposas alimentándose de 59 especies de plantas en la zona metropolitana de la ciudad (Anexos 2 y 3). Se contaron 27 especies de mariposas en áreas con un nivel de urbanización alta, 27 en áreas de urbanización media y 26 para baja. Las mariposas utilizaron 26 especies de plantas en urbanización baja y 30 en urbanización media y 26 en baja (Anexos 2 y 3).

El muestreo de las mariposas tuvo una completitud de inventario arriba del 90% para todos los niveles de urbanización (Figura 6A). La diversidad de mariposas en las zonas de baja urbanización fue más alta de acuerdo al estimador $q=0$ sin embargo, si se extrapola, se ve una tendencia de los intervalos de confianza a traslaparse entre alta-media y media-baja, pero entre baja y alta no se traslapan ni extrapolando la información (Figura 6 B).

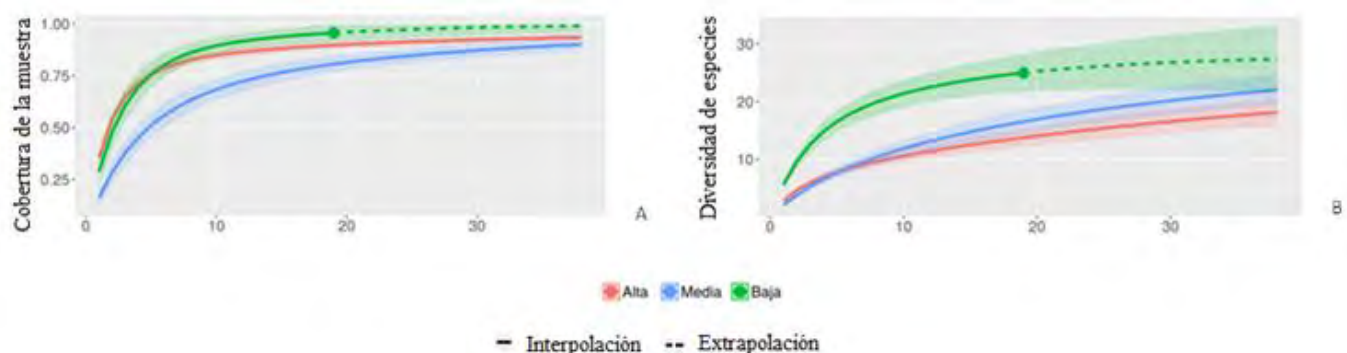


Figura 6. A. Completitud de inventario extrapolada para tener el mismo esfuerzo de muestreo.
B. Diversidad $q=0$ de mariposas por grado de urbanización

De acuerdo al índice de Jaccard, los sitios son muy similares entre los niveles de urbanización. Entre los sitios con urbanización alta y media se comparten 15 especies (Jaccard=0.38), entre baja y media se comparten 14 al igual que entre media y baja (Jaccard=0.35) (Figura 7). Se registraron 11 especies que se distribuyen en los tres niveles de urbanización (Figura 7).

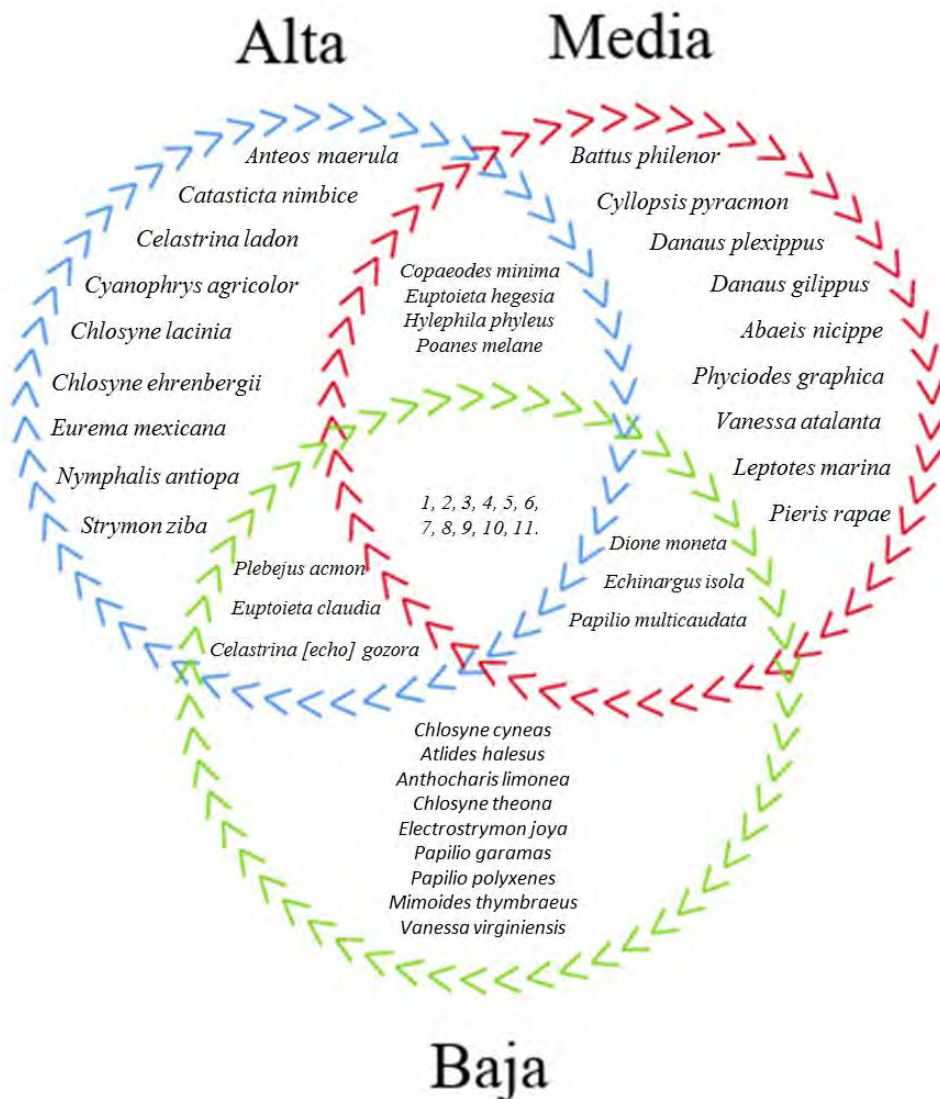


Figura 7. Distribución de las especies de mariposas en los diferentes niveles de urbanización. 1) *Brephidium exilis*, 2) *Colias eurytheme*, 3) *Eurema salome*, 4) *Leptophobia aripa*, 5) *Nathalis iole*, 6) *Pyrgus communis*, 7) *Piruna cyclosticta*, 8) *Pontia protodice*, 9) *Phoebis sennae*, 10) *Vanessa annabella*, 11) *Zerene cesonia*.

Efecto de la urbanización sobre la estructura de las redes de interacción

En cuanto a los atributos de las redes cualitativas, se encontró un patrón anidado significativo ($P < 0.05$) en los niveles de urbanización alta (Cuadro 1 y Figura 8 A) y media (Figura 8 B), pero no en el de baja (Figura 8 C). Un patrón anidado se refiere a redes en las cuales existen un mayor número de especies generalistas (con mayor número de conexiones) y menor número de especies especialistas (especies con pocas conexiones). Estos resultados sugieren que el grado de urbanización sí afecta la interacción mariposa-planta, ya que al parecer conforme aumenta la urbanización, aumentan las especies generalistas (especies con mayor número de conexiones), en cambio, en las zonas conservadas de matorral las interacciones no son anidadas y tienden a tener especies especialistas en el uso de recursos florales (especies con menos número de conexiones).

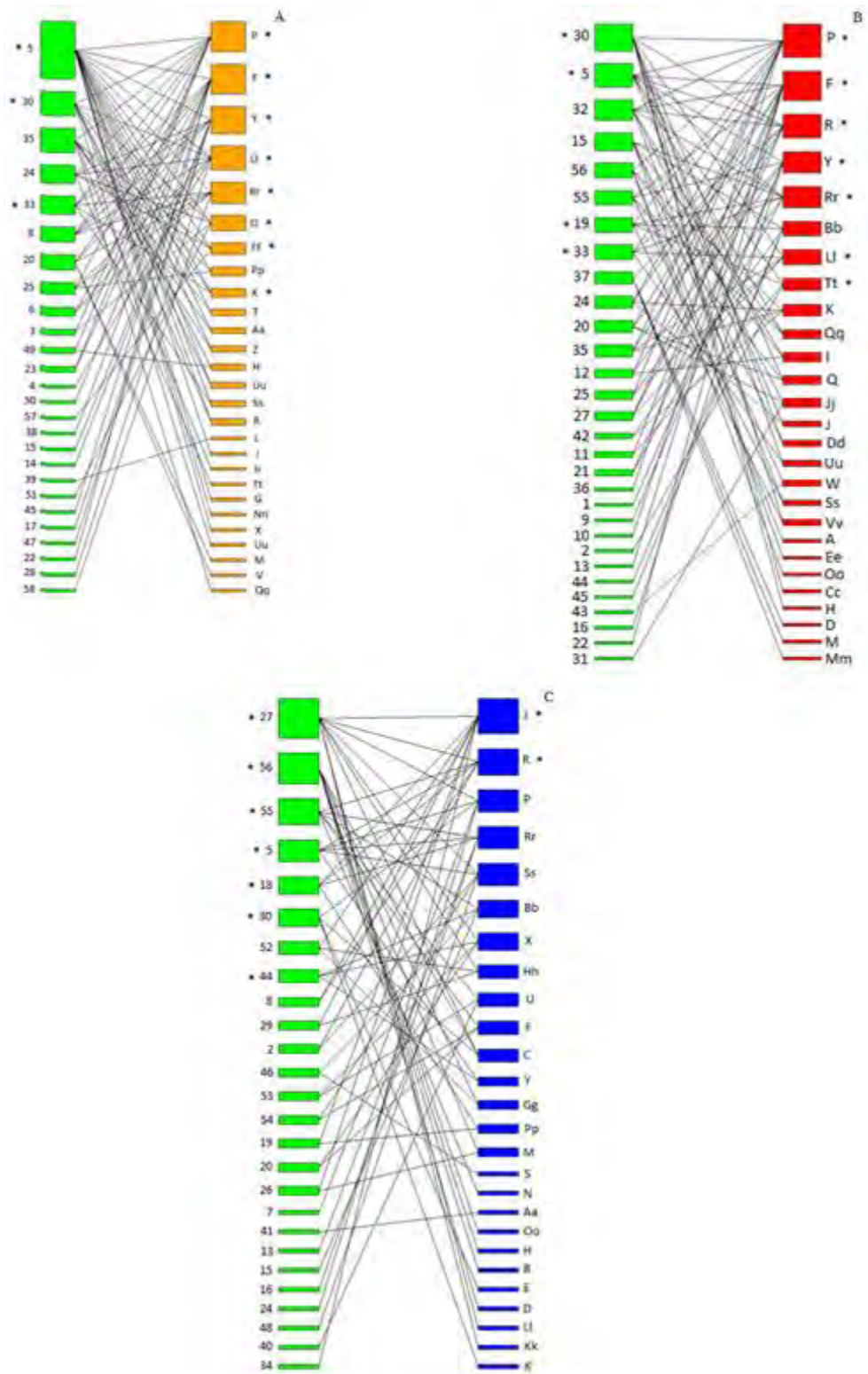


Figura 8. Redes de interacciones entre especies de mariposas (izquierda, anexo 2) y especies de plantas (derecha, anexo 3) en ambientes de alta (A), media (B) y baja (C) urbanización. Las especies núcleo están marcadas con un *.

La modularidad representa el nivel de compartimentación de las especies dentro de las redes (Krause et al., 2003; Newman 2006), sin embargo, ninguna de las tres redes presentó una estructura modular ($P > 0.05$). La red de interacción en los sitios con urbanización alta presentó conectividad de 1.58 conexiones por especies y un promedio de conexión de 1.19 (Cuadro 1). En este sentido, una red con mayor promedio de enlaces por especie (links per species) tenderá a una organización anidada y por lo tanto, más estable. La conectividad (connectance) es la relación entre el número de enlaces realizados entre el total de conexiones.

Cuadro 1. Atributos de las redes en los diferentes niveles de urbanización.

	Alta	Media	Baja
No de sp mariposas	24	29	26
No de sp plantas	26	30	26
Anidamiento	37.06 (P=0.00)	21.78 (P=0.01)	16.57 (P=0.12)
Modular	0.45 (P=0.68)	0.46 (P=0.65)	0.55(P=0.4)
Links per species	1.58	1.63	1.30
Connectance	1.19	1.14	1.01

Se encontró que las especies núcleo y periféricas varían espacialmente entre los grados de urbanización (Figura 8). En el caso de más mariposas, en los sitios con alta urbanización, ocho especies funcionaron como núcleo, siete para la urbanización media, mientras que para urbanización baja solo dos especies se comportaron como núcleo. Ninguna especie fungió como núcleo para los tres niveles de urbanización. Entre alta y

media se compartieron varias especies núcleo: *L. aripa*, *N. iole*, *B. exilis*, *V. annabella* y *P. communis*. Entre media y baja solo se compartió una especie núcleo: *P. protodice*.

Las especies núcleo exclusivas de cada zona fueron: *C. nimbice*, *C. ehrenbergii* y *Z. cesonia* en urbanización alta. Las mariposas *V. annabella* y *C. minima* se comportaron como núcleo en sitios con urbanización media y los sitios con urbanización baja presentaron menor cantidad de especies núcleo teniendo solo una exclusiva: *C. eurytheme*.

En el caso de las plantas, tres fueron núcleo en zonas de urbanización alta, cuatro en media y siete en baja. *Bidens odorata* y *T. tubiformis* fueron núcleo en todo el gradiente de urbanización. *Viguiera dentata* se comportó como núcleo en alta y media urbanización, *S. angustifolia* únicamente se comportó como núcleo en zonas de urbanización media mientras que *B. ternifolia*, *Stevia. sp.*, *Oxalis sp.*, *P. roseus* y *M. neglecta* sólo fueron núcleo en la zona de baja urbanización.

DISCUSIÓN

Riqueza y composición de especies

Los tres niveles de urbanización presentan una composición de especies de mariposas muy diferente unos con los otros sin embargo se comparten algunas de ellas de un grado de urbanización a otro. Esto que significa que el recambio entre los sitios es muy alto y que cada nivel tiene un alto número de especies “únicas”. Entre alta y media urbanización se comparten un gran número de especies de mariposas (15), debido muy probablemente a la gran vagilidad que tienen estos organismos, permitiéndoles moverse entre la ciudad hasta encontrar los recursos que necesitan. El patrón se repite para los sitios con baja y media urbanización al igual que con media y baja (14 especies respectivamente). Las 11 especies que se distribuyen por todo el gradiente comparten características muy particulares: a) son generalistas: todas fueron registradas utilizando una gran variedad de plantas, b) presentan mayor frecuencia, sobre todo en sitios urbanos y c) tienen un tamaño reducido (fueron especies con tallas relativamente pequeñas (1- 6 cm de extensión alar; medida que hay desde el extremo opuesto de un ala al otro; mediciones personales), que en teoría les brindarían una ventaja ya que no requieren tantos recursos como las especies de mayor tamaño.

Se esperaba que, al aumentar el grado de urbanización, la riqueza y la abundancia de las especies de mariposas disminuyera, que hubiera una mayor proporción de especies tolerantes a la perturbación y que algunas de las especies sensibles desaparecieran localmente. Sin embargo, se encontró que el nivel de urbanización con el mayor número de especies fue el de los sitios perturbados. Este resultado es común en estudios de ecología urbana (Blair y Launer, 1997; Ramirez-Restrepo y MacGregor-Fors, 2006) y se ha

explicado en términos de los resultados que se presentan en los ecotonos naturales, ya que al tener contacto dos tipos de vegetación da como resultado áreas con alto número de especies, ya que se incluyen tanto las especies propias de un tipo de vegetación como del otro (Urbano et al., 2014). Esto se pudo comprobar en campo para el caso de las plantas, ya que en los sitios con urbanización media estaban presentes tanto especies de plantas de ornato en las casas, al igual que cultivos como cebada, nopal y maíz y de la misma manera se podían encontrar plantas propias de matorral xerófilo. Esta alta diversidad de plantas provee de recursos que pueden atraer un mayor número de especies de mariposas, propias tanto de sitios conservados, como de perturbados.

De acuerdo al índice de Jost del orden 0 ($q=0$) el área más diversa es la de los sitios más conservados (Figura 5B), lo cual coincide con lo que reportan otros estudios con mariposas (Ruszczyk y De Araujo, 1992; Stefanescu, et al., 2004; Clark et al., 2007). A pesar de que el mayor número de especies se encontró en zonas perturbadas, las frecuencias de visita por especie de mariposa fueron igualmente mayores, influyendo en los resultados del índice de $q=0$.

Es común encontrar que pocas especies son las que se ven beneficiadas por la urbanización y, por lo tanto, sus frecuencias de visita son mucho mayores que en los sitios menos urbanizados (Shapiro, 2002; Williams, 2009; Ramírez-Restrepo y Halffter, 2013). Estas especies que presentan grandes abundancias en los sitios más urbanizados cumplen con características que permiten considerálas como urbanofílicas. Por ejemplo, hay insectos que se han adaptado a la vegetación introducida y, más que eso, son altamente dependientes a ella, tal es el caso de la mariposa *Poanes melane vitellina* que ahora es dependiente de la hierba australiana *Rytidosperma racemosum* que crece en las banquetas y baldíos de las

zonas urbanas y sub urbanas en California (Shapiro, 2007). En este estudio las especies *Papilio multicaudata multicaudata* y *Phoebis sanna* fueron registradas, en todas las fases de su desarrollo, utilizando plantas de ornato que no se encuentran en matorral xerófilo por lo que podrían mantenerse perfectamente dentro de las ciudades durante toda su vida. Estas especies podrían llegarse a considerar urbanofílicas, sin embargo se tiene que investigar más sobre estas especies antes de poder considerarlas así (Figura 9).

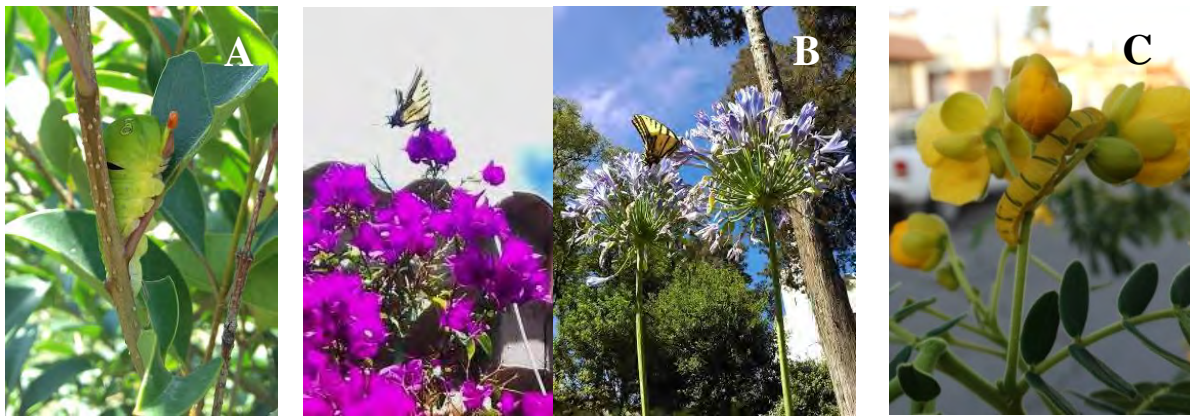


Figura 9. A. Larva de *Papilio multicaudata* en árbol de *Ligustrum japonicum* (trueno), planta usada comúnmente para adornar parques y jardines, igualmente es utilizada como cerca vivas en muchas zonas de la ciudad de Pachuca. B. Adulto de *P. multicaudata* alimentándose de *Bougainvillea sp.* (Bugambilias) y de *Agapanthus africanus*. C. Larva de *P. sanna* alimentándose de *Senna multiglandulosa.*, árboles que fueron plantados como adorno de algunas calles del fraccionamiento “La colonia” en el municipio de Mineral de la Reforma, Hidalgo.

Otra mariposa que podría llegarse a considerar urbanofílica es *Leptophobia aripa*, esta especie altamente abundante, fue de las especies núcleo (especies con mayor número de conexiones), para alta y media urbanización, por lo que al parecer la urbanización la favorece. Su gran abundancia se puede atribuir también a su ciclo de vida, ya que esta especie es considerada multivoltina, es decir presenta múltiples ciclos reproductivos durante el año (Hernandez-Mejía et al., 2008), lo que le confiere una gran ventaja respecto a otras especies que se limitan a reproducirse únicamente en época de lluvias. La larva de

esta especie es oligófaga y se alimenta de las plantas de la familia Brassicaceae, la cual tiene géneros que son considerados como ruderales y arvenses (Martinez-De la Cruz et al., 2015), lo cual podría explicar su capacidad de explotar los recursos dentro de las ciudades. Por último también se puede considerar como ventaja su rápido ciclo de vida ya que una larva puede alcanzar el estado adulto en tan solo 21 a 25 días, si tiene el recurso alimenticio apropiado; después de este corto periodo ya está lista para reproducirse y volver a dejar descendencia.

Otros ejemplos son las especie *B. exilis* y *P. communis communis*. Estas mariposas de tamaño pequeño se han adaptado también a las ciudades y se les puede ver a lo largo de todo el año, revoloteando en las hierbas que crecen en las banquetas o en cualquier lote baldío con un poco de vegetación arvense, lo que coincide con lo que reportan Pittaway et al. (2006), quienes registran a *B. exilis* como una especie abundante en lugares perturbados. Otto (2014) menciona que esta especie también puede ser abundante en condiciones extremas de temperatura, ya sean áridas o igual en temporada de invierno. El efecto de aumento de calor en el centro de las ciudades podría estar favoreciendo este aspecto, ya que permite que las condiciones dentro de la ciudad sean mucho más habitables que fuera de ellas. *Pyrgus communis communis* ha sido reportada como una especie común en los periodos secos de las zonas xerófilas (Rincón 1998), lo que muestra su tolerancia a ambientes con pocos recursos, como lo pueden llegar a ser las ciudades. Otros registros de mariposas altamente dependientes a plantas exóticas son *Dione juno* y *Dione moneta* que usan las plantas de la familia Passifloraceae como hospederas para sus larvas, estas plantas se llegan a encontrar en jardines de casas. Igualmente *Papilio garamas garamas* se

alimenta de árboles de *Magnolia sp.*, los que han sido plantados como ornamentos en áreas urbanas de Pachuca (Figura 10) (Perez-Jarillo, 2017)



Figura 10. Magnolias que fueron plantadas como plantas de ornato en el área del Reloj monumental, ubicado en el centro histórico de la ciudad de Pachuca (Fotografía de Elsi Pérez Jarillo).

Pérez-Jarillo (2017) trabajó igualmente en un gradiente de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca pero utilizando el enfoque de riqueza y abundancia de las especies de mariposas. El trabajo de Jarillo (2017) brinda importante información acerca de cómo las especies de mariposas se distribuyen a lo largo del gradiente urbano en la zona metropolitana de Pachuca. En él se reporta que la riqueza de especies disminuye conforme aumenta la cobertura de superficie impermeable y la vegetación introducida, así mismo, a

mayor vegetación nativa o matorral xerófilo la riqueza de especies aumenta. Al comparar sus resultados con los de este estudio, se puede apreciar de manera precisa cuáles especies son exclusivas de ciertos sitios ya que se distribuyen y se alimentan en dichas zonas. Con lo anterior se puede decir que *Eurema mexicana* y *Cyanophrys agricolor* son especies exclusivas de zonas con alta urbanización y que en zonas de baja urbanización se tienen como exclusivas a *Chlosyne cyneas*, *Chlosyne theona* y *Electrostrymon joya*. Para el caso de las mariposas que se registraron únicamente alimentándose en sitios de alta urbanización no se puede afirmar que sean urbanofílicas ya que no se cuenta con los datos suficientes para asegurarlo. El hecho de que se les vio alimentándose en las ciudades únicamente significa que tienen la capacidad de explotar los recursos que se encuentran ahí, no que sean únicas de las zonas urbanas o que en todas las zonas urbanas se encuentren estas mismas especies.

Se debe tener precaución al interpretar estos datos ya que en este estudio se registran interacciones, lo cual no significa que las especies no se encontraran en los sitios de muestreo en ese momento, sólo que en ese instante no se encontraban alimentándose de alguna especie de planta. Tal es el caso de la especie *A. maerula*, una mariposa que se registró alimentándose solamente de una especie de planta, *Ipomea* sp., lo que podría dar pie a clasificarla como especialista. Sin embargo este dato puede estar sesgado, ya que en la literatura se ha reportado a esta especie alimentándose de una gran variedad de plantas, muchas de las cuales no se distribuyen en la zona, por lo cual sería un error categorizarla como especialista. Este sesgo podría deberse a que las especies menos comunes, al presentar pocos individuos, son mucho más difíciles de registrar manteniendo alguna interacción. Aunado a esto, en las ciudades los recursos florales son escasos y se encuentran

en parches discretos pequeños, por lo que es más fácil registrar interacciones en las ciudades que en sitios conservados en donde los recursos se distribuyen de manera dispersa en parches de tamaños grandes (Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Con lo anterior se puede afirmar que aquellas especies de mariposas que son más tolerantes y generalistas son las que presentan mayor abundancia y distribución dentro de las zonas urbanas. Estas especies no siempre son nativas del sitio, ya que muchas no se encuentran en el matorral xerófilo. Igualmente hay especies que no se han logrado adaptar a la urbanización y éstas son las que desaparecen localmente y sólo se encuentran en sitios conservados. De esta forma, este estudio muestra que la urbanización puede provocar la extinción local e invasión de especies exóticas de mariposas igual a lo que afirma Blair (2001).

Efecto de la urbanización sobre la estructura de redes de interacción

La urbanización conlleva una serie de modificaciones que generan un estrés en los individuos de especies nativas, y no todos tienen la capacidad adaptativa para sobrellevar estos cambios. Aquellas especies que no toleran los cambios, son reemplazadas con especies tolerantes a la urbanización que no se encuentran en los lugares más conservados. Este aumento en las especies tolerantes se vio reflejado en el nivel de anidamiento de la red, ya que a medida que las especies generalistas aumentaron, el valor de anidamiento también lo hizo.

Esta modificación en el nivel de anidamiento de las redes parece ser un efecto directo de la urbanización, ya que conforme ésta aumenta, también incrementan las especies de plantas de ornato y una gran cantidad de especies arvenses que normalmente no

se encuentran en el matorral xerófilo. La urbanización en la zona metropolitana de Pachuca generalmente va acompañada de la limpieza del terreno, removiendo por completo la vegetación nativa, sustituyéndola con pasto exótico (generalmente *Pennisetum clandestinum*) y plantas de ornato exóticas o se deja el suelo desnudo como tal. Esto impide la posibilidad de recuperación del matorral, sustituyéndolo con el tiempo con vegetación arvense que crece en los terrenos que quedan vacíos y en algunos de los espacios verdes como los parques y camellones. En Reino Unido y Finlandia se observó que las mariposas tuvieron un decaimiento brusco después de haber cortado todas las hierbas de los bordes de las carreteras (Munguira y Thomas, 1992; Sarinen et al., 2005). Este efecto igualmente fue observado en este estudio, ya que uno de los sitios de muestreo, el de Piracantos, era un parque que de una visita a la otra, fue podado, lo que provocó una reducción en la abundancia y riqueza en más de un 50%.

En este trabajo se encontró que las redes en los sitios con urbanización alta y media presentan patrones anidados, pero no en los sitios con baja urbanización. Este anidamiento está asociado con la forma heterogénea en que las especies se conectan, donde la mayoría de plantas y mariposas tienen varios enlaces (especies generalistas) y pocas son especialistas. Así mismo, las especies de mariposas generalistas (especies con mayor número de conexiones) interactúan con especies de plantas generalistas (especies con mayor número de conexiones), que son el centro cohesivo alrededor del cual se organiza la red, lo que genera que el sistema sea más estable. De esta manera, si una interacción se pierde se puedan generar reconexiones que atenúen el daño que causa la perturbación (Memmot, et al., 2004, Fortuna & Bascompte, 2006). Con esto se puede decir que las redes con valores de anidación más altos como los que se encontraron en los niveles de alta y

media urbanización, presentan menos peligro a tener extinciones en cadena. De la misma manera, el que la mayoría de las especies sean generalistas en estas zonas, ayuda a que las especies compitan menos entre ellas, permitiendo una mayor diversidad (Bastolla et al., 2009).

Por otro lado el hecho de que la red que se construyó para los sitios de baja urbanización no sea anidada se debe a que los sitios más conservados presentaron un gran número de especies especialistas (especies con menor número de conexiones). Esto podría hacer más vulnerables a la pérdida de especies ya que si una especie especialista pierde uno de sus recursos, le será más difícil encontrar alimento en otras especies. Si en un sitio así se da una limpieza del terreno, como la que se mencionó anteriormente, podría representar un problema para la comunidad de mariposas.

No sólo el anidamiento, si no el número de enlaces promedio en la red (1.58 para alta, 1.6 para media y 1.30 para baja), hacen referencia a la modificación ecológica debida a la urbanización sobre la estructura de las comunidades. Estos valores son similares en alta y media urbanización pero no para baja, por lo tanto se puede inferir que las redes de alta y media urbanización son más resistentes a los cambios en la composición de especies que la de baja urbanización (Bascompte y Jordano, 2007). Esto se puede explicar ya que estas redes ya son de sitios perturbados, por lo que ya no sufren cambios drásticos que puedan alterar su composición, además, debido al alto número de especies generalistas que poseen, las especies de mariposas en estos sitios podrían tener la capacidad de buscar otros recursos en caso de perder los que tienen actualmente.

Una observación común en este tipo de estudios es que la mayoría de las especies raras tienden a ser registradas como especialistas (Bascompte et al., 2003; Jordanos et al., 2003) ya que es probable que las especies poco comunes de polinizadores y sus interacciones tengan baja probabilidad de ser observados en campo, siendo entonces registradas como especialistas extremas cuando en realidad pueden ser generalistas, pero su baja abundancia reduce la posibilidad de su encuentro, mucho más difícil si buscamos no sólo verla, si no registrar aspectos ecológicos como las interacciones. Para eliminar este sesgo, sería necesario estudiar aquellas especies con menos registros y evaluar si existe literatura que respalde esta condición de especialistas. Es importante definir esto, ya que se considera que el riesgo de extinción es mayor para las especies raras y especialistas (Memmot et al., 2004) y las especies especialistas que registramos en este estudio se encontraron mayormente en el matorral xerófilo. Debido a que algunas de estas especies aportan en mayor manera a la cohesividad de la red, su pérdida puede llevar a grandes cambios que pueden acarrear extinciones en cascada.

En otros estudios donde se ha evaluado el efecto de la perturbación sobre las redes de interacciones, se han visto algunos patrones similares a los aquí observados. Por ejemplo, los resultados de los estudios de Díaz-Castelazo et al. (2009) y López-Carretero et al. (2014) se puede comparar con un ambiente urbano donde, al igual que en época de sequía, se pueden encontrar condiciones altamente estresantes para los organismos por lo que ésta podría ser una de las razones por las que se encontraron más organismos generalistas en alta y media urbanización en comparación con baja. Benítez-Malvido et al. (2016) vieron que la red de fragmentos de selva fue anidada mientras que la red de selva

continua no fue anidada. Este resultado es muy similar al que se obtuvo en este trabajo ya que el anidamiento se pierde con la modificación del hábitat.

Existen estudios que han evaluado el efecto de los huracanes sobre las redes de interacción (Luviano et al. 2017), siendo los huracanes un ejemplo de grandes e infrecuentes perturbaciones que tienen efectos profundos en los ecosistemas. Esta perturbación por huracanes aparentemente es similar a “limpieza del terreno” que tienen los predios al ser preparados para la construcción de estructuras urbanas, con la gran diferencia que en los sitios urbanos no se le da la oportunidad al ambiente de recuperarse. En dicho estudio, Luviano et al. (2017) encontraron que los atributos de las redes de interacción planta-lepidópteros cambiaron después del huracán, tanto el tamaño de la red, como el número de compartimientos disminuyeron, mientras que la conectividad y la robustez aumentaron. En comparación con este estudio se puede decir que los atributos de red se conservaron para los tres niveles con excepción del anidamiento, por lo que este resultado sí se asemeja ya que en ambos estudios hubo un aumento de ésta con la perturbación.

Aquellas especies que fueron identificadas como núcleo tienen especial importancia. Las especies de mariposas núcleo fueron aquellas que tuvieron mayores abundancias e interactúan con un mayor número de especies. Es decir, estas interacciones son el soporte de la red por lo tanto, su conservación es importante para el mantenimiento de la misma. Las especies de plantas que fueron núcleo son aquellas que fueron ocupadas como recurso por un mayor número de especies de mariposas, lo que significa que representan valiosos recursos para cada una de las redes. Esta información es vital a la hora de realizar proyectos o propuestas de conservación.

Con base en los resultados encontrados en este trabajo, se puede decir que las mariposas sí han sufrido un impacto negativo con el aumento de la urbanización que ha ocurrido en la zona metropolitana de Pachuca, pero ¿qué se puede hacer al respecto? La primera de las propuestas sería la divulgación de la información aquí presentada, no sólo en un ámbito científico, si no difundirlo entre los ciudadanos. Es necesario dar a conocer la diversidad que existe en las ciudades y enseñar a las personas a convivir con las mariposas de una forma en que podamos disfrutarlas y conservarlas a la vez. También es relevante difundir qué plantas podemos tener en casa que beneficien no sólo mariposas, si no a otros grupos de polinizadores como abejas y colibríes al proveerles de recursos adecuados. También es recomendable hablar con constructoras y con los encargados del desarrollo de áreas verdes del municipio y planificadores urbanos para darles a conocer los beneficios de incluir especies propias del matorral xerófilo, no sólo desde un ámbito ecológico si no, social y económico.

Una propuesta para la conservación de las mariposas dentro de la ciudad de Pachuca es empezar por la conservación de las especies de plantas propias de la vegetación nativa dentro de la ciudad. Por ejemplo aquellas especies de plantas que fueron consideradas como núcleo de sitios conservados en esta investigación (*Bouvardia ternifolia*, *Bidens odorata* género *Stevia*, especies del género *Oxlicidae*, *Marina neglecta*, *Pinaropappus roseus*), se pueden integrar al ambiente urbano para así intentar atraer a las especies de lugares conservados al proveerles de recursos para habitar estas zonas. Se podría iniciar una campaña para incluir estas especies en glorietas, camellones, parques y áreas verdes. Incluso en aquellos baldíos de propiedad privada, se podría llegar a un acuerdo con los dueños de los predios para que, siempre que no esté en uso, se permita poner plantas útiles

para los polinizadores, creando así parches de recursos útiles para estos animales dentro de la ciudad. Una de las grandes ventajas que estas plantas tienen es que al ya ser propias de la zona, no requieren cuidados adicionales, contrario a lo que pasa con a las plantas exóticas que requieren ser regadas constantemente.

CONCLUSIONES

- De las 48 especies de mariposas que fueron registradas alimentándose, 11 especies son las que se registraron en todo el gradiente de urbanización, mientras que hubo nueve especies exclusivas para cada nivel. Se encontró que los lugares de baja urbanización fueron los más diversos según el índice de riqueza de Jost del orden 0. Los sitios son muy similares entre los niveles de urbanización (Jaccard= 0.35-0.38), lo que indica un gran recambio de especies entre los niveles de urbanización.
- Las mariposas utilizaron 26 especies de plantas en urbanización baja, 30 en urbanización media y 26 en baja.
- Se encontró un efecto negativo con el aumento del gradiente urbano. Las redes de alta y media urbanización son más estables ya que el anidamiento tiene valores más altos, por lo que los esfuerzos de conservación deben dirigirse a los ambientes conservados ya que las redes son más propensas a tener extinciones en cadena.

Los estudios sobre polinizadores en ambientes urbanos en México son aún escasos con respecto al panorama mundial. Existen importantes vacíos de conocimiento sobre cómo los organismos responden a la urbanización y cómo se puede aminorar el impacto que estos cambios tienen sobre la fauna nativa. Es urgente contemplar a los ecosistemas urbanos como sitios de estudio de la biodiversidad y en particular de los insectos, que proveen un servicio ecosistémico tan importante como la polinización, ya que esta información proveerá de herramientas útiles para la conservación.

LITERATURA CITADA

- Aizen M. A., C. L. Morales, J. M. Morales. 2008. Invasive Mutualists Erode Native Pollination Webs. *PLoS Biol* 6 (2): e31. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031>
- Allsopp M. H., de Lange W. J., Veldtman R. 2008. Valuing Insect Pollination Services with Cost of Replacement. *PLoS ONE* 3(9): e3128. [doi:10.1371/journal.pone.0003128](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003128)
- Almeida-Neto M. y W. Ulrich. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling y Software*. 26: 173-178.
- Anzano J. 2010. El proceso de urbanización en el mundo. Sección Temario de oposiciones de Geografía e Historia. Proyecto Clío 36.
- Arnett, R. H. 2000. *American Insects: A Handbook of the Insects of America North of Mexico*. CRC Press LLC. 1003 p.
- Arellano-Pluma, L. A. 2014. Diversidad de artrópodos (insectos y arácnidos) asociados a la vegetación del Jardín de Mariposas de la F.E.S. Iztacala UNAM. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 67 p.
- Bascompte, J. y P. Jordano. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 38: 567-593.
- Bascompte, J. 2010. Structure and dynamics of ecological networks. *Science*. 329: 765-766.

- Bascompte, J., P. Jordano, C. J. Melián y J. M. Olesen. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 100: 9383-9387.
- Bascompte J., P. Jordano y J. M. Olesen. 2006. Asymmetric Coevolutionary Networks Facilitate Biodiversity Maintenance. *Science*. 312: 431-433.
- Bastolla, U., M. A. Fortuna, A. Pascual-García, A. Ferrera, B. Luque y J. Bascompte. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature*. 458: 1018-1020.
- Bautista, N. y G. Véjar. 1999. Lepidópteros más comunes en las hortalizas, en Anaya y J. Nápoles, *Hortalizas Plagas y Enfermedades*. Trillas, México.
- Becker, V.O. 2000. Microlepidoptera. En Llorente-Bousquets, J., S. González, y N. Papavero. (eds.). *Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento Vol. II*. Facultad de Ciencias, UNAM. 2: 453-468.
- Benítez-Malvido J., W. Dáttilo, A. P. Martínez-Falcón, C. Durán-Barrón, J. Valenzuela, S. López y R. Lombera. 2016. The Multiple Impacts of Tropical Forest Fragmentation on Arthropod Biodiversity and on their Patterns of Interactions with Host Plants. *PLoS ONE*. 11(1).
- Bergerot B., B. Fontaine, R. Julliard, M. Baguette. 2011. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology*. 26: 83-94.

- Bergerot B., T. Merckx, H. V. Dyck y M. Baguette. 2012. Habitat fragmentation impacts mobility in a common and widespread woodland butterfly: do sexes respond differently? *Ecology*. 12:5.
- Bergerot, B., P. Tournant, J. P. Moussus, V. M. Stevens, R. Julliard, M. Baguette y J. C. Foltête. 2013. Coupling inter-patch movement models and landscapegraph to assess functional connectivity. *Population Ecology*. 55: 193-203.
- Biesmeijer J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemüller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele y W. E. Kunin. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*. 313: 5785.
- 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.
- Borgatti, S. P., M. G. Everett y L. C. Freeman. 2002. *Ucinet for Windows: Software for Social Network Analysis*. Harvard, MA: Analytic Technologies.
- Brown Jr., K.S. y Freitas, V.A.L. 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, Sao Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation*. 6: 217-231.
- Cane J. H., R. L. Minckley, L. J. Kervin, T. H. Roulston y N. M. Williams. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications* . 16: 632-644.

- Chacoff N. P., D. P. Vázquez, S. B. Lomáscolo, E. L. Stevani, J. Dorado y B. Padrón. 2012. Evaluating sampling completeness in a desert plant–pollinator network. 81: pp 190-200.
- Clark, P. J., J. M. Reed y F. S. Chew. 2007. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems*. 10: 321-337.
- Clarke K. R., R. N. Gorley. 2001. PRIMER 5 for Windows.
- CONAPO. 2010. La situación demográfica en México 2010. Consejo Nacional de Población. 201 p.
- Cué-Hernández, K. A. 2014. Efectos de la urbanización sobre las comunidades de abejas y abejorros (hymenoptera: apoidea) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado De Hidalgo. Mineral de la Reforma, Hidalgo.
- Daniels J. C. 2009. Cooperative conservation efforts to help recover an endangered south Florida butterfly. *Insect Conservation and Diversity*. 2: 62-64.
- Diaz-Castelazo, C., Jr. Guimaraes, P. Jordano, J. N. Thompson, R. Marquis, y V. Rico-Gray. 2009. Changes of a mutualistic network over time: reanalysis over a 10-year period. *Ecology*. 91: 793-801.
- Dicks, L. V., S. A. Corbet, y R. F. Pywell. 2002. Compartmentalization in plant insect flower visitor webs. *Journal of Animal Ecology*. 71:32-43.

- Dunn, R. R., M. C. Gavin, M. C. Sánchez, y J. N. Solomon. 2006. The pigeonparadox: dependence of global conservation on urban nature. *Conservation Biology*. 20: 1814-1816.
- Dunne, J. A., R. J. Williams y N. D. Martinez. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*. 5: 558-567.
- Fattorini S. 2011. Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation*. 144: 370-375.
- Fortuna, M. A. y J. Bascompte. 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecological Letters*. 9: 281-286.
- Forup, M. L. y J. Memmott. 2005. The restoration of plant pollinator interactions in hay meadows. *Restoration Ecology*. 13: 265-274.
- Gracia-Barros E. 1999. Filogenia y evolución de lepidóptera. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*. 26: 475-483.
- Garza, G. 2002. Evolución de las ciudades mexicanas en el siglo XX. *Revista de información y análisis*. 19: 7-16.
- Glassberg, J. 2007. *A Swift Guide of the Butterflies of Mexico and Central America*. Sunstreak Books. 266 p.
- Gómez-Aíza L. e I. Zuria-Jordan. 2010. Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical*. 21: 17-30.

- Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, y J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*. 319: 756-760.
- Guevara Romero M. L. y R. Montalvo Vargas. 2015. Cambio de uso de suelo y vegetación derivados de la dotación de infraestructura: Sierra norte del Estado de Puebla. *Nova Scientia*. 7-13.
- Guimarães P. R. y Jr P. R. Guimarães. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental modelling & software*. 21: 1512-1513.
- Hennig, E. I. y J. Ghazoul. 2011. Plant–pollinator interactions within the urban environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 13: 137-150.
- Hernández–Mejía C., J. Llorente–Bousquets, I. Vargas–Fernández y A. Luis–Martínez. 2008. Las mariposas (Hesperioidea y Papilionoidea) de Malinalco, Estado de México. *Revista mexicana de Biodiversidad*. 79: 117-130.
- Hope D., C. Gries, W. Zhu, W. F. Fagan, C. L. Redman, N. B. Grimm, A. L. Nelson, C. Martin y A. Kinzig. 2008. Socioeconomics Drive Urban Plant Diversity. In: Marzluff J. M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon y C. ZumBrunnen (eds) *Urban Ecology*. Springer, Boston, MA.
- Isasi-Catalá E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. 36: 31-38.
- IBM Corp. 2016. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 24.0. Armonk, NY. IBM Corp.

- INEGI, 2000. Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo. Secretaría de Planeación, Desarrollo Regional y Metropolitano del Gobierno del Estado de Hidalgo.
- INEGI, 2010. Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo. Secretaría de Planeación, Desarrollo Regional y Metropolitano del Gobierno del Estado de Hidalgo.
- INEGI, 2016. Minimonografía: Delimitación de las Zonas Metropolitanas de México. Secretaría de Desarrollo Social. Consejo Nacional de Población. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México.
- Jordano, P., J. Bascompte y J. M. Olesen. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters*. 6: 69-81.
- Jordano, P., D. Vázquez y J. Bascompte. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. 2009. En: *Ecología y Evolución de Interacciones Planta-Animal*. Eds Mendel, R., R. Zamora. *Ecología y Evolución de Interacciones Planta-Animal*. 399p.
- Kadlec T., J. Benes, V. Jarosik y M. Konvicka. 2008. Revisiting urban refuges: changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning*. 85:1-11.
- Kaiser-Bunbury, C.N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C.B., Caflisch A. 2010. The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behavior. *Ecology Letters*. 13: 442-452.

- Kitahara, M., y Fujii, K. 1997. An island biogeographical approach to the analysis of butterfly community patterns in newly designed parks. *Researches on Population Ecology*. 39: 23-35.
- Kowarik, I. 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. En Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M., y Wade, P. M. eds. *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*. Amsterdam(Netherlands): SPB Academic. 85-103.
- Krause J., D. Lusseau y R. James. 2009. Animal social networks: an introduction. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 63: 967-973.
- Kremen C., A. M. Merenlender y D. D. Murphy. 1994. Ecological Monitoring: A Vital Need for Integrated Conservation and Development Programs in the Tropics. *Conservation Biology*. 8: 388-397.
- La Sorte F. A., M. F. J. Aronson, N. S. G. Williams, L. Celesti-Grapow, S. Cilliers, B. D. Clarkson, R. W. Dolan, A. Hipp, S. Klotz, I. Kühn, P. Pyšek, S. Siebert y M. Winter. 2014. Beta diversity of urban floras among European and non-European cities. 23: 769-779.
- Lewinsohn, T. M., P. Jordano y J. Bascompte. 2006. Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos*. 113: 174-184.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae Per Regna Tria Naturae, Secundum Classes, Ordines Genera, Species, Cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis*. 10th ed. Holmiae. 534 p.

- Lizée M. H., S. Manel, J. F. Mauffrey, T. Tatoni y M. Deschamps-Cottin. 2012. Matrix configuration and patch isolation influences override the species–area relationship for urban butterfly communities. *Landscape Ecology*. 27: 159-169.
- Llorente-Bousquets, J., I. Vargas-Fernández, A. Luis-Martínez, M. Trujano-Ortega, B. C. Hernández-Mejía, y A. D. Warren. 2014. Biodiversidad de Lepidoptera en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 353-371.
- López-Carretero, A., C. Boege, K. Díaz-Castelazo y V. Rico-Gray. 2014. Evaluating the spatio-temporal factors that structure network parameters of plant-herbivore interactions. *PloS ONE*. 9(10): e110430. doi:10.1371/journal.pone.0110430
- Luniak, M. 1994. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Memorabilia Zoologica*. 49: 257-267.
- Luviano N., E. Villa-Galaviz, K. Boege, A. Zaldívar-Rieverón y E. del-Val. 2017. Hurricane impacts on plant-herbivore networks along a successional chronosequence in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.011>
- 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.
- MacGregor-Fors I., R. Ortega-Álvarez, J. E. Schondube. 2009. On the ecological quality of urban systems: an ornithological perspective. *Urban Planning in the 21st Century*. 51-66.

- MacGregor-Fors, I. 2010. How to measure the urban-wild land ecotone: redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research* 25: 883-887.
- MacGregor-Fors I., S. Avendaño-Reyes, V. M. Bandala, S. Chacón-Zapata, M. H. Díaz-Toribio, F. González-García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez, E. Montes de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García, E. Utrera-Barrillas y F. Escobar. 2015. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*. 18: 633-647.
- Marquitti F. M. D., P. R. Guimarães Jr, M. M. Pires y L. F. Bittencourt. 2013. MODULAR: software for the autonomous computation of modularity in large network sets. *Ecography*. 37: 221-224.
- Memmott, J., N. M. Waser y M. V. Price. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society*. 271: 2605-2611.
- Morales C. L. y A. Traveset. 2009. A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. *Ecology Letters*. 12: 716-728.
- Morcatty, T.Q., El Bizri, H. R., Silva Biasizzo, H. C., Ludolf, R., de Oliveira, C., da Silva, E., Guimara Rodrigues, F., Cortes Figueira, J. 2013. Habitat loss and mammalian extinction patterns: are the reserves in the Quadrilatero Ferrífero, southeastern Brazil, effective in conserving mammals? *Ecological Research*. 28: 935–947.
- Moreno, C. E., G. Sánchez-Rojas, F. Escobar, y E. Pineda. 2007. Shortcuts for biodiversity evaluation: A review of terminology and recommendations for the use of target

- groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*. 1: 71-86.
- Moreno Mari J., M. T. Oltra Moscardó, J. V. Falcó Garí 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.
- Murphy D. D. y S. B. Weiss. 1988. A Long-Term Monitoring Plan for a Threatened Butterfly. *Conservation Biology*. 2: 367-374.
- Newman M. E. J. 2006. Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the national academy of Sciences of the United States of America*. 103: 8577-8582.
- Olesen J. M., J. Bascompte, Y. L. Dupont y P. Jordano. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of sciences of the United States of America*. 104: 19891-19896.
- Opler, P. A. 1994. *Peterson First Guide to Butterflies and moths of North America*. Peterson field guides. 128 p.
- Ortega-Álvarez R. y MacGregor-Fors I. 2009. Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*. 90:189-195.
- Owen, D. F. 1971. Species diversity in butterflies in a tropical garden. *Biological Conservation*. 3: 191-198.
- Owen, J., y D. F. Owen. 1975. Suburban gardens: England's most important nature reserve? *Environmental Conservation*, 2: 53-59.

- Pavón, N. y M. Meza-Sánchez. 2009. En: Cambio climático en el estado de Hidalgo. Clasificación y tendencias climáticas. Sánchez, R. Ballesteros, B. y Pavón, N. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. p.168-169.
- Pérez-Jarillo E. B. 2017. Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente de urbanización en la Zona Metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado De Hidalgo. Mineral de la Reforma, Hidalgo.
- Petanidoum T., A. S. Kallimanis, J. Tzanopoulos, S. P. Sgardelis, J. D. Pantis. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecology Letters*. 11: 564-575.
- Pocock M. J. O., D. M. Evans y J. Memmott. 2012. The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. *Science*. 335: 973-977.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, y O. Schweiger. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25: 345-353.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- Ramírez-Restrepo L. e I. MacGregor-Fors. 2017. Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystem*. 20: 171-182.

- Ramírez-Restrepo, L. y G. Halffter. 2013. Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning*. 115: 39-48.
- Ramírez-Restrepo, L., Cultid-Medina, C. A. y I. MacGregor-Fors. 2015. How Many Butterflies Are There in a City of Circa Half a Million People? *Sustainability*. 7: 8587-8597.
- Ramírez-Segura O. y R. Wallace-Jones. 2017. Lepidópteros diurnos de áreas verdes urbanas de Querétaro, México. *Entomología Mexicana*. 4: 503-508.
- Richards A. J., 2001. Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? *Annals of Botany*. 88: 165-172.
- Richards K. W. 1993. Non-Apis bees as crop pollinators. *Revue Suisse de Zoologie*. 100: 807-822.
- Rivera-García L, E., E. Utrera Barillas y F. Escobar. 2014. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*. 18: 663-647.
- Rosas-Navarro, A. 2008. Mariposas diurnas del Parque Nacional El Cimatario, Querétaro, México: Guía fotográfica para su determinación. Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México. 133 p.
- Ruszczyk, A., y M. A. De Araujo. 1992. Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists Society*. 46: 255-264.
- Rzedowski, G.C. y Rzedowski, J. 2005. Flora Fanerogámica del Valle de México. 2ª. ed. Instituto de Ecología A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la

- Biodiversidad, 1406 p. Santos, G. M., D. M. Aguiar, C. M. Genini, J. Martins, C. F. Zanella y M. A. Mello. 2012. Invasive Africanized honeybees change the structure of native pollination networks in Brazil. *Biological Invasions* 14: 2369-2378.
- Seto, K. C., R. Sánchez-Rodríguez, y M. Fragkias. 2010. The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*. 35: 167-194.
- Shapiro A. M. 2002 .The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Journal of Conservation Biogeography*. 8: 31-40.
- Snep R. P. H., P. F. M. Opdam, J. M. Baveco, M. F. Wallis DeVries, W. Timmermans, R. G. M. Kwak, V. Kuypers. 2006. How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: a modeling approach. *Biological Conservation*. 127:345-355.
- Shochat E. 2007. Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos*. 106:622-626.
- Soga M. y S. Koike. 2012. Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research*. 27: 265-271.
- Soga M. Y. Yamaura, T. Aikoh, Y. Shoji, T. Kubo, K. J. Gaston. 2014 . Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*. 51: 1378-1386.

- Staniczenko P. P. A., O. T. Lewis, N. S. Jones y F. Reed-Tsochas. 2010. Structural dynamics and robustness of food webs. *Ecology letters*. 13: 891-899.
- Stefanescu, C., S. Herrando y F. Páramo. 2004. Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: The role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography*. 31: 905-915.
- Thomas, J. A., M. G. Telfer, D. B. Roy, C. D. Preston, J. J. D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R. T. Clarke, y J. H. Lawton. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*. 303: 1879-1881.
- Triplehorn, C.A. y N. F. Johnson. 2005. Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects. Thomson Brooks/Cole. 864 p.
- Tylianakis, J. M, E. Laliberte, A. Nielsen y J. Bascompte. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*. 143: 2270-2279.
- Urbano P., J. Munevar, O. Mahecha y E. Hincapié. 2014. Diversidad y estructura de las comunidades de Lepidoptera en la zona del ecotono entre el piedemonte llanero y sabana inundable en Casanare-Colombia (Lepidoptera: Papilionoidea). *SHILAP revista de lepidopterología*. 42(167):433-437.
- Vale, T. R. y G. R. Vale. 1976. Suburban bird populations in west-central California. *Journal of Biogeography*. 3: 157-165.
- Van Nieukerken, E. J., L. Kaila, I. J. Kitching, N. P. Kristensen, D. C. Lees, J. Minet, C. Mitter, M. Mutanen, J. C. Regier, T. J. Simonsen, N. Wahlberg, S.-H. Yen, R. Zahiri, D. Adamski, J. Baixeras, D. Bartsch, B. A. Bengtsson, J. W. Brown, S. R.

- Bucheli, D. R. Davis, J. De Prins, W. De Prins, M. E. Epstein, P. Gentilipool, C. G. P. Hättenschwiler, A. Hausmann, J. D. Holloway, A. Kallies, O. Karsholt, A. Y. Kawahara, S. (J. C.) Koster, M. V. Kozlov, J. D. Lafontaine, G. Lamas, J. F. Landry, S. Lee, M. Nuss, K.-T. Park, C. Penz, J. Rota, A. Schintlmeister, B. C. Schmidt, J.-C. Sohn, M. A. Solis, G. M. Tarmann, A. D. Warren, S. Weller, V. V. Yakovlev, A. Zolotuhin, A. Zwick. 2011. Order Lepidoptera Linnaeus, 1758. En: Zhang, Z-Q. (ed.). *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-Level Classification and Survey of Taxonomic Richness*. Magnolia press, 3148: 212-221.
- Van Rossum, F. y L. Triest. 2012. Stepping-stone populations in linear landscape elements increase pollen dispersal between urban forest fragments. *Plant Ecology and Evolution*. 145: 332-340.
- Vázquez D. P. y M. A. Aizen. 2004. Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant–pollinator interactions. *Ecology*. 85: 1251-1257.
- Vetter, D., M. M. Hansbauer, Z. Végvári y I. Storc. 2011. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography*. 34:1-8.
- Weiner C. N., K. E. M. Werner, K. E. Linsenmair y N. Blüthgen. 2016. Land-use impacts on plant-pollinator networks: interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology*. 95: 466-474.
- Williams I. H., 1996. Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. In: Matheson A, Buchmann SL, O’Toole C, Westrich P, Williams IH, eds. *The Conservation of Bees*. New York: Academic Press. 63–80.

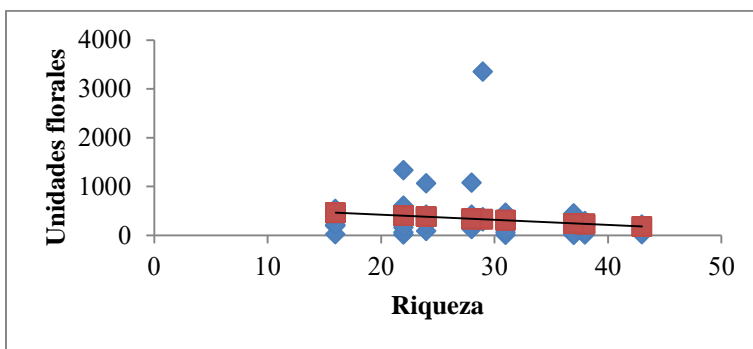
Williams M. R. 2009. Butterflies and day-flying moths in a fragmented urban landscape, south-west Western Australia: patterns of species richness. *Pacific Conservation Biology*. 15: 32-46.

Winfree R., N. M. Williams, J. Dushoff y C. Kremen. 2014. Species Abundance, Not Diet Breadth, Drives the Persistence of the Most Linked Pollinators as Plant-Pollinator Networks Disassemble. *The American Naturalist*. 185: 600-611

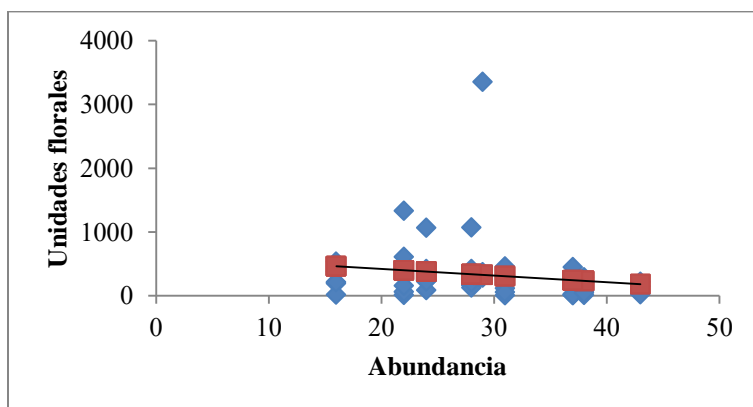
ANEXOS

ANEXO 1. DISPONIBILIDAD FLORAL

Se realizaron análisis de regresión con el programa Excel (Microsoft 2017) para evaluar la relación que la disponibilidad floral tuvo con la abundancia y riqueza de interacciones mariposa-planta registradas para este estudio. No se encontró una relación significativa entre la disponibilidad floral con la abundancia y riqueza de interacciones.



Estadísticas de la regresión	
Coefficiente de correlación múltiple	0.151661417
Coefficiente de determinación R ²	0.023001185
R ² ajustado	0.002213976
Error típico	520.9535414
Observaciones	49



Estadísticas de la regresión	
Coefficiente de correlación múltiple	0.156588793
Coefficiente de determinación R ²	0.02452005
R ² ajustado	0.003765158
Error típico	520.5484407
Observaciones	49

ANEXO 2. LISTA DE MARIPOSAS.

Mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) encontradas en la zona metropolitana de Pachuca en interacción con flores. La lista sigue el arreglo taxonómico de Warren (2002) y Llorente-Bousquets et al. (2006), los nombres están actualizados según el catálogo en línea de Jonathan P. Pelham (Revisado el 1 Julio del 2017). Se cita el nombre de la especie, incluyendo familia, subfamilia y tribu. Se incluye de igual manera el nivel de urbanización en el que se encontraron y al tipo de vegetación al que se les ha asociado (Pérez-Jarillo 2017). Imágenes tomadas del catálogo en línea: Butterflies of America (<http://butterfliesofamerica.com/>)

Familia PAMILONINAE (Latreille, 1802)

Tribu TROIDINI (Talbot, 1939)

(A) *Battus philenor* (Linnaeus, 1771)
Media urbanización.



Tribu LEPTOCIRCINI (W. F. Kirby, 1896)

(B) *Mimoides thymbraeus*
(Boisduval, 1836)
Baja urbanización.



Tribu PAMILIONINI (Latreille, 1802)

(C) *Papilio polyxenes asterius*
(Stoll, 1782)
Baja urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo, exótica.



(D) *Papilio multicaudata*
multicaudata
 (W. F. Kirby, 1884)
 Media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, exótica.



(E) *Papilio garamas garamas*
 (Geyer, 1829)
 Baja urbanización.
 Ruderal-arvense, matorral xerófilo, exótica.



Familia PIERIDAE (Swainson, 1820)

Subfamilia COLIADINAE (Swainson, 1821)

(F) *Nathalis iole* (Boisduval, 1836)
 Alta, media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
 exótica.



(G) *Eurema mexicana mexicana*
 (Boisduval, 1836)
 Alta urbanización.
 Ruderal-arvense.



♂



♀

(H) *Eurema salome jamapa*
(Reakirt, 1866)

Alta, media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
exótica.



(I) *Abaeis nicippe* (Cramer, 1779)

Media urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.



♂



♀

(J) *Colias eurytheme*
(Boisduval, 1852)

Alta, media y baja urbanización.
Matorral xerófilo, agrícola.



(K) *Zerene cesonia cesonia*
(Stoll, 1790)

Alta, media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
exótica.

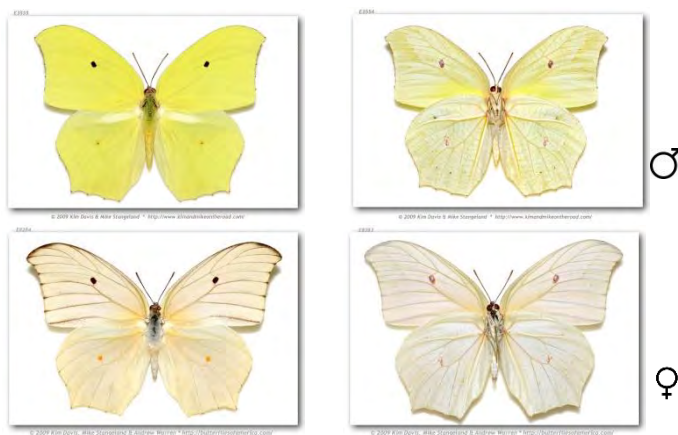


♂

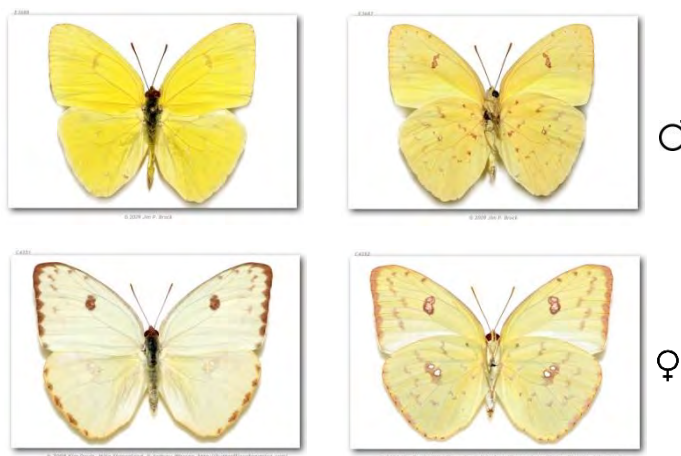


♀

(L) Anteos maerula
 (Fabricius, 1775)
 Alta urbanización.



(M) Phoebis sennae marcellina
 (Cramer, 1777)
 Alta, media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, matorral xerófilo, exótica.



Subfamilia PIERINAE (Swainson, 1820)

Tribu ANTHOCHARIDINI (Scudder, 1889)

(N) Anthocharis limonea
 (Butler, 1871)
 Baja urbanización.
 Matorral xerófilo.



Tribu PIERINI (Swainson, 1820)

(O) *Catasticta nimbice nimbice*
 (Boisduval, 1836)
 Alta urbanización.
 Matorral xerófilo, ruderal-arvense, exótica.



♂



♀

(P) *Leptophobia aripa elodia*
 (Boisduval, 1836)
 Alta, media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
 exótica.



(Q) *Pieris rapae rapae*
 (Linnaeus, 1758)
 Media urbanización.
 Ruderal-arvense, exótica, agrícola.



(R) *Pontia protodice*
 (Boisduval & Le Conte, 1830)
 Alta, media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
 exótica.



Familia LYCAENIDAE (Leach, 1815)

Subfamilia THECLINAE (Swainson, 1831)

Tribu EUMAEINI (E. Doubleday, 1847)

(S) Atlides haesus corcorani
(Clench, 1942)
Baja urbanización.



(T) Cyanophrys agricolor
(Butler & H. Druce, 1872)
Alta urbanización.
Ruderal-arvense.



(U) Electrostrymon joya
(Dognin, 1895)
Baja urbanización.
Matorral xerófilo.



(V) Strymon ziba (Hewitson, 1868)
Alta urbanización.
Matorral xerófilo.
Polymmatinae



♂



♀

(W) *Leptotes marina* (Reakirt, 1868)
 Media urbanización.
 Tipo de vegetación: Ruderal-arvense,
 exótica, matorral xerófilo.



♂



♀

(X) *Icaricia acmon* (Westwood, 1851)
 Alta y baja urbanización



♂



♀

(Y) *Brephidium exilis exilis*
 (Boisduval, 1852)
 Alta, media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, matorral xerófilo, agrícola,
 exótica.



(Z) *Celastrina ladon* (Cramer, 1780)
 Alta urbanización.

(Aa) *Celastrina argiolus gozora*
 (Boisduval, 1870)
 Alta urbanización.
 Matorral xerófilo, exótica.



(Bb) *Echinargus isola* (Reakirt, 1867)
 Media y baja urbanización.
 Ruderal-arvense, matorral xerófilo.



Familia NYMPHALIDAE (Rafinesque, 1815)

Subfamilia DANAINAE (Boisduval, 1833)

Tribú DANAINI (Boisduval, 1833)

(Cc) *Danaus plexippus plexippus*
 (Linnaeus, 1758)
 Media urbanización.
 Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.



(Dd) *Danaus gilippus thersippus*
 (H. W. Bates, 1863)
 Media urbanización.
 Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.



Subfamilia SATYRINAE (Boisduval, 1833)

Tribú SATYRINI (Boisduval, 1833)

(Ee) *Cyllopsis pyracmon pyracmon*
(Butler, 1867)

Media urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.



Subfamilia NYMPHALINAE (Rafinesque, 1815)

Tribú MELITAEINI (Newman, 1870)

(Ff) *Chlosyne ehrenbergii* (Geyer,
1833)

Alta urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo.



(Gg) *Chlosyne theona theona*
(Ménétriés, 1855)

Baja urbanización.
Matorral xerófilo.



(Hh) *Chlosyne cyneas cyneas*
(Godman & Salvin, 1878)

Baja urbanización.
Matorral xerófilo.



(Ii) *Chlosyne lacinia lacinia*
(Geyer, 1837)



Alta urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.

(Jj) *Phyciodes graphica vesta*
(W.H. Edwards, 1869)
Media urbanización.
Matorral xerófilo.



Tribu NYMPHALINI (Rafinesque, 1815)

(Kk) *Vanessa virginiensis*
(Drury, 1773)
Baja urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo.



(Ll) *Vanessa annabella* (Field, 1971)
Alta media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
exótica.



(Mm) *Vanessa atalanta*
(Linnaeus, 1758)
Media urbanización.



(Nn) *Nymphalis antiopa antiopa*
(Linnaeus, 1758)



Alta urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo, exótica.

Subfamilia HELICONIINAE (Swainson, 1822)

Tribu HELICONIINI (Swainson, 1822)

(Oo) *Dione moneta poeyii* (Butler,
1873)

Media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
exótica.



Tribu ARGYNNINI (Swainson, 1833)

(Pp) *Euptoieta claudia* (Cramer, 1775)

Alta y baja urbanización.
Ruderal-arvense, exótica, agrícola, matorral
xerófilo.



(Qq) *Euptoieta hegesia meridiania*
(Stichel, 1938)

Alta y media urbanización.
Ruderal-arvense, exótica.



Familia HESPERIIDAE (Latreille, 1809)

Subfamilia PYRGINAE (Burmeister, 1878)

Tribu PYRGINI (Burmeister, 1878)

(Rr) *Pyrgus communis communis*
(Grote, 1872)

Alta, media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo,
exótica.



Subfamilia HETEROPTERINAE (Aurivillius, 1925)

(Ss) *Piruna cyclosticta* (Dyar, 1920)

Alta, media y baja urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo.



Subfamilia HESPERIINAE (Latreille, 1809)

Tribu THYMELICINI (Tutt, 1905)

(Tt) *Copaeodes minima*
(W. H. Edwards, 1870)

Alta y media urbanización.
Ruderal-arvense, matorral xerófilo.



Tibu HESPERIINI (Latreille, 1809)

(Uu) *Hylephila phyleus phyleus*
(Drury, 1773)

Alta y media urbanización.
Ruderal-arvense.



♂

♀

(Vv) Poanes melane vitellina
(Herrich-Schäffer, 1869)
Alta y media urbanización.
Ruderal-arvense, agrícola, matorral xerófilo.



ANEXO 3. ESPECIES DE PLANTAS UTILIZADAS POR LAS MARIPOSAS

Especies de plantas encontradas teniendo interacción con mariposas en la zona metropolitana de Pachuca. Se muestra nombre científico, nombre común (en caso de haberlo) y nivel de urbanización donde se registró. Orden basado en el arreglo taxonómico que propone Villaseñor (2016). Fotos tomadas del sitio web de la CONABIO, malezas de México (<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>) y de Naturalista (<http://www.naturalista.mx/home>).

Familia Amaranthaceae

- (1) *Chenopodium berlandieri*
Moq.
“Quelite cenizo”
Media urbanización



Familia Asparagaceae

- (2) *Echeandia flavescens*
Schult. & Schult. f.
Media y baja urbanización



Familia Asteraceae

- (3) *Ageratina espinosarum* (A. Gray) R.M. King & H. Rob.
“Estrellita”
Alta urbanización



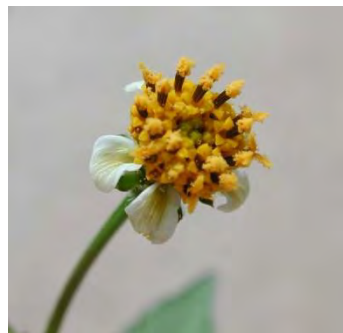
- (4) *Aster sp.*
“Margaritas”
Alta urbanización



- (5) *Bidens odorata* Cav.
“Aceitilla”
Alta, media, baja urbanización



- (6) *Bidens pilosa* L.
“Amor seco”
Alta urbanización



(7) *Coreopsis mutica* DC.
Baja urbanización



(8) *Dugesia mexicana* A. Gray
Alta y baja urbanización



(9) *Dyssodia papposa* (Vent.)
Hitchc.
Media urbanización



(10) *Dyssodia* sp.
Media urbanización



(11) *Erigeron* sp.
Media urbanización



(12) *Florestina pedata* (Cav.)
Cass.
“Hierba de Santa Lucía”
Media urbanización



(13) *Hybridella globosa* (Ortega)
Cass.
Media y baja urbanización



(14) *Inula hirta* L.
Alta urbanización



(15) *Isocoma veneta* (Kunth)
Greene
Media y baja urbanización



(16) *Parthenium incanum* Kunth
“Mariola”
Media y baja urbanización



(17) *Parthenium* sp.
Alta urbanización



(18) *Pinaropappus roseus* (Less.)
Less.
“Chipule”
Baja urbanización



(19) *Sanvitalia angustifolia*
Engelm. ex A. Gray
Media y baja urbanización



(20) *Sanvitalia procumbens* Lam.
“Ojo de gallo”
Alta, media y baja urbanización



(21) *Schkuhria pinnata* (Lam.)
Kuntze ex Thell.
“Escobilla”
Alta y media urbanización



(22) *Schkuhria schkuhrioides*
(Link. & Otto) Thell.
“Anisillo cimarrón”
Alta y media urbanización



(23) *Senecio inaequidens* DC.
“Manzanilla de llano”
Baja urbanización



(24) *Simsia amplexicaulis* (Cav.)
Pers.
“Acahual” o “Acahualillo”
Alta, media y baja urbanización



(25) *Sonchus oleraceus* (L.)
“Lechuguilla común”
Alta y media urbanización



(26) *Stevia serrata* Cav.
“Burrillo”
Baja urbanización



(27) *Stevia sp.*
Media y baja urbanización



(28) *Taraxacum officinale* (F.H.
Wigg.)
“Diente de león”
Alta urbanización



(29) *Thymophylla tenuifolia*
(Cass.) Rydb.
Baja Urbanización



(30) *Tithonia tubiformis*
(Jacq.) Cass.
“Palocote”
Alta, media y baja urbanización



(31) *Tridax palmeri* A. Gray
Media urbanización



(32) *Tridax rosea*
Sch. Bip. ex B.L. Rob. & Greenm.
Media urbanización



(33) *Viguiera dentata*
(Cav.) Spreng.
“Chamiso”
Media urbanización



(34) *Viguiera sp.*
Media y baja urbanización



(35) *Zaluzania triloba* (Ortega)
Pers.
“Hediondilla” o “Hierba
amargosa”
Alta y media urbanización



Familia Brassicaceae

(36) *Brassica rapa* L.
“Nabo de campo”
Media urbanización



Familia Cactaceae

(37) *Opuntia* sp.
“Nopal”
Media urbanización



Familia Convolvulaceae

(38) *Convolvulus crenatifolius*
Ruiz & Pav.
Alta urbanización



(39) *Ipomoea sp.*
Alta urbanización



Familia Crassulaceae

(40) *Sedum moranense* Kunth
“Chisme”
Alta y baja urbanización



Familia Fabaceae

(41) *Dalea bicolor*
Humb. & Bonpl. ex Willd.
“Engordacabra”
Baja urbanización



(42) *Dalea foliolosa* (Ait.)
Barneby
“Limoncillo”
Media



(43) *Macroptilium* sp.
Media urbanización



(44) *Marina neglecta* (B.L. Rob.)
Barneby
Media y baja urbanización



(45) *Medicago polymorpha* L.
“Carretilla”
Alta y media urbanización



(46) *Mimosa aculeaticarpa* Ortega
“Espino” “Uña de gato”
Baja urbanización



Familia Lamiaceae

(47) *Salvia axillaris*
Moc. & Sessé ex Benth.
Baja urbanización



(48) *Salvia chamaedryoides* Cav.
Baja urbanización



Familia Geraniaceae

(49) *Pelargonium* sp.
Alta urbanización



Familia Nyctaginaceae

(50) *Boerhavia coccinea* Mill.
“Hierba pegajosa”
Alta urbanización



(51) *Mirabilis jalapa* L.
“Maravilla”
Alta urbanización



(52) *Mirabilis pringlei* Weath.
Baja urbanización



(53) *Mirabilis* sp.
Baja urbanización

Familia Oxalidaceae

(54) *Oxalis latifolia* Kunth
“Trébol blanco”
Baja urbanización



(55) *Oxalis* sp.
“Trébol”
Media urbanización



Familia Rubiaceae

(56) *Bouvardia ternifolia* (Cav.)
Schltdl.
“Trompetilla”
Media y baja urbanización



Familia Scrophulariaceae

(57) *Buddleja cordata* Kunth
“Tepozán Blanco”
Alta urbanización



Familia Verbenaceae

(58) *Glandularia bipinnatifida*
(Nutt.) Nutt.
“Alfombrilla”
Alta urbanización

