



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

COORDINACIÓN GENERAL ACADÉMICA

Coordinación de Bibliotecas

Biblioteca Digital

La presente tesis es publicada a texto completo en virtud de que el autor ha dado su autorización por escrito para la incorporación del documento a la Biblioteca Digital y al Repositorio Institucional de la Universidad de Guadalajara, esto sin sufrir menoscabo sobre sus derechos como autor de la obra y los usos que posteriormente quiera darle a la misma.

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA Y ZOOLOGÍA



**Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de
abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las
interacciones abeja-planta en Sierra de Quila, Tecolotlán,
Jalisco**

**Tesis Presentada por el Sustentante:
C. ALVARO EDWIN RAZO LEÓN**

**Como Requisito Parcial para Obtener el Grado de:
DOCTOR EN CIENCIAS EN BIOSISTEMÁTICA, ECOLOGÍA Y
MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y AGRÍCOLAS**

**ZAPOPAN, JALISCO
MARZO 2021**

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA Y ZOOLOGÍA



**Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de
abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las
interacciones abeja-planta en Sierra de Quila, Tecolotlán,
Jalisco**

**Tesis Presentada por el Sustentante:
C. ALVARO EDWIN RAZO LEÓN**

**Como Requisito Parcial para Obtener el Grado de:
DOCTOR EN CIENCIAS EN BIOSISTEMÁTICA, ECOLOGÍA Y
MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y AGRÍCOLAS**

**ZAPOPAN, JALISCO
MARZO 2021**

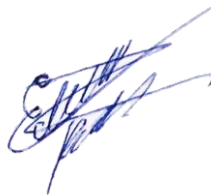
DECLARATORIA DE ORIGINALIDAD

A quien corresponda:

Por este conducto el abajo firmante, autor del Trabajo Recepcional (Tesis) titulado: **Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las interacciones abeja-planta en Sierra de Quila, Tecolotlán, Jalisco**, declaro que el contenido del mismo constituye un documento inédito y original por lo que cumple con los términos de originalidad a los que se hace mención en el Artículo 73 del Reglamento General de Posgrado y el Artículo 14 Fracción I del Reglamento General de Titulación de la Universidad de Guadalajara.

ATENTAMENTE

Zapopan, Jalisco, 20 de enero de 2021



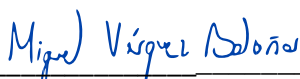
M. Cs. Alvaro Edwin Razo León
Código 303727351

**JUNTA ACADÉMICA DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOSISTEMÁTICA,
ECOLOGÍA Y MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y AGRÍCOLAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y RECURSOS NATURALES
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
PRESENTE**

Por este medio nos permitimos informar a ustedes que habiendo revisado el trabajo de Tesis de DOCTORADO, titulada **Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las interacciones abeja-planta en Sierra de Quila, Tecolotlán, Jalisco**, que realizó el sustentante **Alvaro Edwin Razo León** con número de código **303727351**, este comité abajo firmante consideramos que el trabajo ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión y, en su caso, programación de fecha de examen de titulación respectivo.

Sin otro particular agradecemos de antemano la atención que se sirva brindar a la presente y aprovechamos la ocasión para enviarle un cordial saludo.

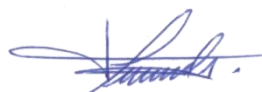
Atentamente
Zapopan 30 de noviembre 2020



Dr. Miguel Vásquez Bolaños
Director de la Tesis



Dr. Alejandro Muñoz Urias
Codirector



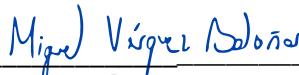
Dr. Francisco Martín Huerta Martínez
Asesor

**JUNTA ACADÉMICA DEL DOCTORADO) EN CIENCIAS EN BIOSISTEMÁTICA,
ECOLOGÍA Y MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y AGRÍCOLAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y RECURSOS NATURALES
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
PRESENTE**

Por este medio nos permitimos informar a ustedes que habiendo revisado el trabajo de Tesis de DOCTORADO, titulada **Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las interacciones abeja-planta en Sierra de Quila, Tecolotlán, Jalisco**, que realizó el sustentante **Alvaro Edwin Razo León** con número de código **303727351**, este jurado abajo firmante consideramos que el trabajo ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión y, en su caso, programación de fecha de examen de titulación respectivo.

Sin otro particular agradecemos de antemano la atención que se sirva brindar a la presente y aprovechamos la ocasión para enviarle un cordial saludo.

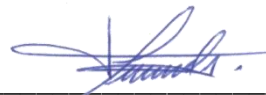
Atentamente
Zapopan 30 de noviembre 2020



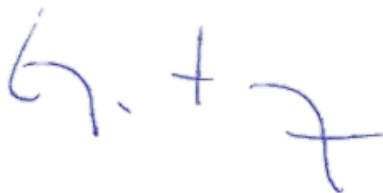
Dr. Miguel Vásquez Bolaños
Director de la Tesis
Jurado



Dr. Alejandro Muñoz Urias
Codirector
Jurado



Dr. Francisco Martín Huerta Martínez
Asesor
Jurado



Dr. Gustavo Moya Raygoza
Jurado



Dr. Gerardo Adalberto Contreras Félix
Jurado

Agradecimientos

A todos mis profesores que me brindaron con su esfuerzo y paciencia sus conocimientos y valores para formarme como profesional e impulsaron mi amor por estudiar la vida y me ayudaron a comprender por lo menos un poco este maravilloso mundo.

A mi comité particular de tesis.

- Miguel Vásquez Bolaños, por aceptar ser mi director, brindarme el apoyo en mi trabajo de tesis y mis estudios de posgrado.

- Alejandro Muñoz Urias, por su apoyo en el área de ecología, su compañía durante todo el trabajo y su valiosa amistad.

- Francisco Martín Huerta Martínez, por su revisión y oportunos comentarios a lo largo del proyecto.

-Hugo Eduardo Fierros López, por su colaboración con la determinación de las abejas y sus opiniones sobre el proyecto.

- Mireya Guadalupe Campos Porras, por los comentarios y su revisión de la tesis.

-Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila A. C. Por todo su apoyo institucional como logístico, que sin su cooperación este trabajo no habría sido posible.

-Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada que me permitió realizar mis estudios de posgrado.

-A la Universidad de Guadalajara, por todo el apoyo institucional y brindarme la oportunidad de continuar con mi formación académica.

Dedicatoria

A mi esposa y compañera de por vida Mireya Guadalupe Campos Porras por su apoyo y ayuda a lo largo de este proyecto y por ser mi inspiración para seguir adelante.

A mis padres Lourdes León Cortes y Héctor Francisco Razo Saldaña por sus enseñanzas, formación, apoyo incondicional y esfuerzo, gracias al cual nunca me faltó nada en mi vida.

Para mis hermanos Héctor y Etienne por darme una razón por la cual esforzarme y ver a futuro.

Y por último pero no menos importante a las personas que me formaron dentro de esta maravillosa carrera, a las cuales les debo tanto, que no existe en el mundo nada con lo que les pueda pagar todo lo que han hecho por mí, principalmente al Dr. Alejandro Muñoz Urias por mostrarme un mundo desconocido y ser un gran amigo, a M.C. Hugo Eduardo Fierros-López porque gracias a sus enseñanzas y amistad entre al maravilloso mundo de los insectos y principalmente las abejas y a el Dr. Miguel Vásquez Bolaños por su apoyo y dedicación.

**Efecto del cambio del uso de suelo sobre las comunidades de abejas
(Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y en las interacciones abeja-planta en Sierra
de Quila, Tecolotlán, Jalisco
Alvaro Edwin Razo León**

RESUMEN

Las abejas son insectos que pertenecen al orden Hymenoptera dentro de la superfamilia Apoidea, en la serie Anthophila. Son un grupo importante de insectos debido al gran número de especies (20,000 a nivel mundial), y por su función en los ecosistemas como polinizadores además de su importancia económica por la producción de miel, y materia prima para medicamentos y cosméticos. Sin embargo, recientemente varios trabajos apuntan hacia una disminución de sus poblaciones. La degradación del hábitat ha sido señalada como una de las principales causas de su disminución, actualmente no queda del todo claro el efecto que puede jugar el cambio de uso de suelo sobre las comunidades de estos polinizadores, por lo que los objetivos del presente trabajo son: a) Realizar el inventario de la melitofauna, b) determinar la estructura de la comunidad de las abejas, c) determinar su diversidad funcional, d) Analizar las interacciones abeja-planta, a través de diferentes condiciones de uso de suelo para determinar cómo y en qué medida las transformaciones del paisaje afectan a este grupo de polinizadores.

Se estudió la comunidad de abejas en: 1) Área urbana (U), 2) agrícola y ganadera (CL), y 3) vegetación conservada (P) de bosque tropical caducifolio en el área de protección de flora y fauna Sierra de Quila y su zona de influencia. Se realizaron muestreos durante un año (tres días por mes). En cada condición se realizaron cuatro transectos, el periodo de trabajo por transecto fue de 60 minutos.

En total, se registraron 15,641 individuos de 233 especies, agrupados en 66 géneros y cinco familias. Se encontró que el área con vegetación conservada presenta una riqueza y diversidad significativamente mayor. Se registró un efecto negativo del cambio de uso de suelo sobre la riqueza, abundancia de los rasgos y riqueza funcional. Con respecto a las interacciones abeja-planta, se presentaron diferencias significativas en la riqueza y diversidad de interacciones, la asimetría de la interacción, así como cambios en las dietas entre condiciones en las abejas más dominantes y un bajo traslape de nicho entre las mismas cuando se evalúan bajo diferentes condiciones de manejo; por lo que el cambio de uso de suelo tiene un fuerte efecto sobre varios aspectos de la comunidad de abejas, así como su relación con las plantas, por lo que para garantizar la conservación de este grupo de insectos se recomienda la preservación de zonas con vegetación nativa.

**Effect of land use change on bee communities (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)
and on bee-plant interactions in Sierra de Quila, Tecolotlán, Jalisco**

Alvaro Edwin Razo León

ABSTRACT

Bees are insects of the order Hymenoptera, within the Apoidea superfamily, in the Anthophila series, they are an important group of insects due to their large number of species (20,000 in the world) its function in ecosystems such as pollinators in addition to the economic importance for the production of honey, and materials for medicines and cosmetics. However, several works, recently showed a decrease in their populations. Habitat degradation has been pointed out as one of the main causes of its decline, currently the effect that in land use change plays onto the communities of these pollinators is not entirely clear; thus the objectives of this work are: a) to carry out the inventory of the melitofauna, b) to determine the structure of the bee community, c) to determine the functional diversity, d) to analyze bee-plant interactions, through different land use conditions to determine how and to what extent the transformation of the landscape affects this group of pollinators. The bee community was studied in: 1) urban area (U), 2) agricultural and livestock (CL), and 3) preserved vegetation (P) of tropical deciduous forest in the Sierra de Quila flora and fauna protected area and its area of influence. Sampling was carried out for one year (three days per month). In each condition, four transects were carried out, the work period per transect was 60 minutes. In total, 15,641 individuals of 233 species in 66 genera and five families were registered. It was found that the area with conserved vegetation has a significantly greater richness and diversity. A negative effect of the change in land use on the richness, abundance of traits and functional richness was recorded. In the bee-plant interaction, significant differences were presented in the disturbed habitats in relation to the conserved area in the richness and diversity of interactions, the asymmetry of the interaction, as well as changes in the diets between conditions in the most dominant bees and a low niche overlap between them. Therefore, the land use change has a strong effect on various aspects of the bee community, as well as on its relationship with plants, therefore, to guarantee the conservation of this group of insects, the preservation of areas with native vegetation is recommended.

TABLA DE CONTENIDO

Sección	Página
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1 Objetivos del presente trabajo	2
1.2 Literatru citada	2
CAPÍTULO 2. BEES (HYMENOPTERA: APOIDEA: ANTHOPHILA) FROM SIERRA DE QUILA, TECOLOTLAN, JALISCO, MEXICO	4
2.1 Abstract	5
2.2 Keywords.....	5
2.3 Introduction.....	6
2.4 Methods.....	6
2.5 Results.....	8
2.6 Discussion.....	18
2.7 Acknowledgments	21
2.8 References.....	21
CAPÍTULO 3. CHANGES IN BEE COMMUNITY STRUCTURE (HYMENOPTERA, APOIDEA) UNDER THREE DIFFERENT LAND-USE CONDITIONS	24
3.1 Abstract	25
3.2 Keywords.....	25
3.3 Introduction	26
3.4 Methods.....	27
3.5 Results.....	29
3.6 Discussion.....	34
3.7 Acknowledgments	37
3.8 References.....	37
CAPÍTULO 4. ¿CÓMO AFECTA LA CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT Y LA ESTACIONALIDAD A LA DIVERSIDAD FUNCIONAL EN LAS ABEJAS NATIVAS? .	49
4.1 Resumen	50
4.3 Introducción	51
4.4 Materiales y Métodos	52
4.5 Resultados.....	55
4.6 Discusión	59
4.7 Agradecimientos	64
4.8 Literatura citada	64

CAPÍTULO 5. CAMBIOS EN LA INTERACCIÓN ABEJA-PLANTA Y TRASLAPE DE NICHOS BAJO DIFERENTES CONDICIONES DE USO DE SUELO	73
5.1 Resumen	74
5.3 Introducción	75
5.4 Materiales y Métodos	77
5.5 Resultados.....	80
5.6 Discusión	87
5.7 Agradecimientos	92
5.8 Literatura citada	92
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES GENERALES	131

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
CAPÍTULO 2. BEES (HYMENOPTERA: APOIDEA: ANTHOPHILA) FROM SIERRA DE QUILA, TECOLOTLAN, JALISCO, MEXICO.	
1. Location of the (APFFSQ) and sample sites	7
2. Rarefaction curve for bee richness	9
CAPÍTULO 3. CHANGES IN BEE COMMUNITY STRUCTURE (HYMENOPTERA, APOIDEA) UNDER THREE DIFFERENT LAND-USE CONDITIONS.	
1. Location of the APFFSQ and sampling sites	29
2. Rarefaction curve for bee richness among the different land-use conditions.....	30
3. Residual analysis with Pearson's chi-squared test to compare independence between bee family and land use conditions	32
4. Ordination diagram derived from NMDS for the different land-use areas and bee tribal data	34
CAPÍTULO 4. ¿CÓMO AFECTA LA CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT Y LA ESTACIONALIDAD A LA DIVERSIDAD FUNCIONAL EN LAS ABEJAS NATIVAS?	
1. Abundancia relativa por cada rasgo funcional en las tres diferentes condiciones de cada uso de suelo, área con vegetación conservada (P), área de cultivos y ganado (CL), y área urbana (U)	57
2. Análisis de residuales de la prueba de chi-cuadrada de Pearson para comparar la independencia de la abundancia por rasgo funcional, entre las diferentes condiciones de uso de suelo	58
3. Análisis de la riqueza funcional, y b) Equitatividad funcional	58

CAPÍTULO 5. CAMBIOS EN LA INTERACCIÓN ABEJA-PLANTA Y TRASLAPE DE NICHO BAJO DIFERENTES CONDICIONES DE USO DE SUELO.

1. Familia de plantas donde se registró la mayor abundancia de abejas por condición de uso de suelo, área urbana (U), con vegetación conservada (P) y cultivos y ganado (CL)	82
2. Curvas de rarefacción de las interacciones abeja-planta entre las diferentes condiciones de uso de suelo, a) Riqueza de interacciones $q=0$, b) Interacciones de abundancia media $q=1$, c) Interacciones dominantes $q=2$	83
3. Comparación del traslape de nicho con el índice de Pianka de las abejas más abundantes en las diferentes condiciones de uso de suelo, a) Riqueza de interacciones $q=0$, b) Interacciones de abundancia media $q=1$, c) Interacciones dominantes $q=2$	86
4. Red de interacción abeja-planta del área urbana (U), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas	95
5. Red de interacción abeja-planta del área de cultivos y ganado (CL), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas	96
6. Red de interacción abeja-planta del área con vegetación conservada (P), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas	97

LISTA DE TABLAS

Cuadro

Página

CAPÍTULO 2. Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) from Sierra de Quila, Tecolotlan, Jalisco, Mexico.

1. Richness and abundance of the families registered 8
2. Biogeographical affinities of Sierra de Quila wild bee genera10

CAPÍTULO 3. Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions.

1. Richness and abundance of the bee families registered 30
2. Abundance per bee family in different conditions of land-use. Abundance of Apidae without *Apis mellifera* between parentheses 31
3. Shannon-Wiener diversity index (H') per land-use condition and their confidence intervals (IC 95%) via bootstrap, and maximum diversity (H'max), Evenness (J'), including *Apis mellifera* and excluding *A. mellifera*..... 33

CAPÍTULO 4. ¿Cómo afecta la conservación del hábitat y la estacionalidad a la diversidad funcional en las abejas nativas?

1. Riqueza de los rasgos funcionales por condición de uso de suelo 55
2. Riqueza de los rasgos funcionales por temporada 56

CAPÍTULO 5. Cambios en la interacción abeja-planta y traslape de nicho bajo diferentes condiciones de uso de suelo.

1. Valores de los índices de la red de interacción abeja-planta a través de las diferentes condiciones de uso de suelo 85

Capítulo 1. Introducción

Las abejas son insectos que pertenecen a la superfamilia Apoidea, en la serie Anthophila que incluye exclusivamente abejas (Grimaldi y Engel, 2005), a nivel mundial se han descrito aproximadamente 20,000 especies (Michener, 2000), por otra parte, México podría llegar a albergar hasta 2,000 especies de abejas (Ayala et al., 1996). Todas las abejas dependen directamente de las plantas para su alimentación y reproducción, ya que los adultos utilizan el néctar como fuente de carbohidratos y el polen para obtener proteínas, y como alimento base para sus larvas (González-Vanegas et al., 2018), al buscar estos recursos entre las flores las abejas llevan a cabo la polinización que favorece la reproducción sexual de muchas especies de plantas, cerca del 35% de los cultivos a nivel mundial dependen de estos insectos (O'toole y Raw, 1999) y en los trópicos llegan a polinizar hasta el 50% de las especies vegetales, por lo que desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas (Nantes-Parra y González, 2000).

Las abejas están presentes en todos los ecosistemas terrestres excepto en la Antártida (Michener, 2000). Sin embargo, recientemente varios trabajos apuntan hacia una disminución de sus poblaciones y de los polinizadores en general (Potts et al., 2010), debido al importante servicio ecosistémico (polinización) que llevan a cabo y que es un grupo con importancia económica por la producción de miel, materia base para medicamentos y cosméticos, el interés por el grupo y su conservación ha aumentado (Bonifácio et al., 2009). Sin embargo, gran parte de esta preocupación se ha enfocado a una sola especie, la abeja mielera *Apis mellifera*, debido a la pérdida de colonias que varios países han registrado, dejando de lado a las especies nativas en las políticas de conservación (González-Vanegas et al., 2018).

Centrar la polinización de los cultivos y de plantas silvestres en una sola especie como *A. mellifera*, pondría en riesgo los sistemas productivos y naturales, ya que actualmente esta abeja enfrenta una disminución en el número de sus enjambres domésticos, atribuible a diversas causas, por consecuencia la conservación de la gran diversidad de polinizadores nativos es de importancia para garantizar el funcionamiento de los habitats naturales y agroecosistemas (Aizen y Chacoff, 2009).

La degradación del hábitat natural de las abejas ha sido señalada como una de las principales causas de la disminución de sus poblaciones, por que conlleva la deforestación para establecer áreas ganaderas, agrícolas que implican además el uso de

insecticidas y pesticidas, y el establecer asentamientos humanos. Sin embargo, aunque se ha reportado que las abejas son susceptibles a la pérdida de sus hábitats naturales (Martins et al., 2013; Woodcock et al., 2013; Le Féon et al., 2016; Mogren et al., 2016), la formación de nuevos hábitats artificiales puede favorecer a especies persistentes que logren establecerse en estas áreas, dando origen a comunidades de abejas propias de estos sitios (González-Vanegas et al., 2018), actualmente no queda del todo claro el efecto que puede jugar el cambio de uso de suelo sobre las comunidades de estos polinizadores, por lo que los objetivos del presente trabajo son:

1. Realizar el inventario de la melitofauna del Area Natural Sierra de Quila y su zona de influencia.
2. Determinar cómo y en qué medida las transformaciones del paisaje afectan la estructura de la comunidad de las abejas (riqueza, abundancia y diversidad α y β), e identificar cuáles son los grupos de abejas más susceptibles a estos cambios, así como las que se benefician de ellos.
3. Evaluar el efecto del cambio de uso de suelo y la estacionalidad sobre la diversidad funcional en abejas.
4. Identificar los cambios por la degradación del hábitat en las interacciones abeja-planta, su traslape de nicho y cambios en la alimentación en las especies más dominantes.

Literatura citada

- Aizen, M. A. y N. P. Chacoff. 2009. Las interacciones planta-animal como servicio ecosistémico: el caso de mutualismo de polinización. En: Ecología y evolución de interacciones planta-animal: Conceptos y aplicaciones. Medel. Editores. R., A. M. Aizen y R. Zamora. Santiago de Chile. Chile. Editorial Universitaria. 315-330 pp.
- Ayala, R., T. L. Griswold y D. Yanega. 1996. Apoidea (Hymenoptera). En: Biodiversidad, taxonomía, y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Editores. Llorente, J., A. García y E. González. Ciudad de México. México. UNAM-CONABIO. 423-464 pp.
- Bonifácio, M. M., V. R. De Melo, M. Da Mota, M. F. Plácido, S. De Faveri y A. Colossio. 2009. Conservación de las interacciones insecto-planta y transferencia de conocimiento en la Amazonia. En: Ecología y evolución de interacciones planta-animal: Conceptos y aplicaciones. Editores. Mendel, R., M. A. Aizen y R. Zamora. Santiago de Chile. Chile. Editorial Universitaria. 301-314 pp.
- González-Vanegas, P. A, M.L. Martha, H. Baena y M. Rös. 2018. Abejas nativas nuestras vecinas inadvertidas. *Biodiversitas*, 139: 1-5.
- Grimaldi, D. y M. S. Engel. 2005. Evolution of the Insects. Cambridge. Estados Unidos. Cambridge University Press. 454-464 pp.
- Le Féon, V., S. L. Poggio, J. P. Torretta, C. Bertrand, G. A. Molina, F. Burel y C. M. Ghera. 2016. Diversity and life-history traits of wild bees (Insecta: Hymenoptera)

- in intensive agricultural landscapes in the Rolling Pampa, Argentina. *Journal of Natural History*, 50(19–20): 1175–1196.
- Martins, A. C., R. B. Gonçalves y G. A. Melo. 2013. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. *Zoologia (Curitiba)*, 30(2): 157–176.
- Michener, C. D. 2000. *The Bees of the World*. Baltimore. Estados Unidos. Johns Hopkins University Press. 1-830 pp.
- Mogren C. L., T. A. Rand, S. W. Fausti y J. G. Lundgren. 2016. The effects of crop intensification on the diversity of native pollinator communities. *Environmental Entomology*, 45(4): 865–872.
- Nantes-Parra, G. y V. H. González. 2000. Las abejas silvestres de Colombia: Por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(2): 5-36.
- O’toole, C. y A. Raw, 1999. *Bees of the world*. New York. Estados Unidos. Facts on file. 1-33 pp.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger y W. E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: trends, impact and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6): 345-353.
- Woodcock, B. A, M. Edwards, J. Redhead, W. R. Meek, P. Nuttall, S. Falk y R. F. Pywell. 2013. Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: Behavioural differences and diversity responses to landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 171: 1–8.

**CAPÍTULO 2. Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)
from Sierra de Quila, Tecolotlan, Jalisco, Mexico.**

**Alvaro E. Razo-León¹, Miguel Vásquez-Bolaños², Alejandro Muñoz-Urias¹, and
Francisco. M. Huerta-Martínez ¹**

1 Departamento de Ecología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, Camino Ramón Padilla Sánchez # 2100, Las Agujas, Zapopan, C. P. 45220, Jalisco, México.

2 Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, Camino Ramón Padilla Sánchez # 2100, Las Agujas, Zapopan, C. P. 45220, Jalisco, México.

Corresponding author E-mail: Miguel Vásquez-Bolaños (mvb14145@hotmail.com).

ABSTRACT: Bee species richness in Mexico comprises six families, 144 genera and 1,800 species. However, a lack of monitoring of many genera, allied to the few faunal studies undertaken in this country, give the impression that the real number of species exceeds 2,000. Thus, intensifying the faunal study of this group of insects in the country is of great importance, for this reason, the present research aims to compile an inventory of the melittofauna of *Sierra de Quila*. For two years, bees were collected and registered from 10:00 to 16:00 h, in the *Sierra de Quila* flora and fauna protection area and its influence area, using an entomological net to capture and register the bees as they moved above flowering plants. In total, 15,641 individuals of 233 species were registered across 66 genera and five families, of which Apidae is the best represented family with 88 species, followed by Halictidae with 54, Megachilidae with 49, Andrenidae with 24, and Colletidae with 18. The genus with the greatest specific richness is *Lasioglossum*, *Megachile* and *Centris* with 32, 17 and 11 spp. respectively. Sierra de Quila contains one of the sites with the greatest richness of bee species reported for the State of Jalisco, reason why it is considered as an important area for the conservation of this group of native pollinators.

KEYWORDS: Inventory, Natural Protected Area, Native bees, Apidae, Megachilidae, Halictidae, Colletidae, Andrenidae

INTRODUCTION

Bee species richness in Mexico comprises six families, 144 genera and 1,800 species and sub-species. However, it is estimated that the real number of species exceeds 2,000 (Ayala et al., 1996), placing Jalisco as the region with the third highest bee species richness, with 313 species across five families (Ayala et al., 1996). In Mexico, research on inventories of these hymenoptera have been conducted in the following locations: seven in Yucatan (Novelo-Rincón et al. 2003; Novelo et al. 2009b); three in Jalisco (Ayala, 1988; Estrada, 1992; Fierros-López 1998) and one in the States Guanajuato (Godínez, 1991), Quintana Roo (Roubik et al., 1991), Mexico City (Hinojosa, 1996), Morelos (Hinojosa, 2001), Puebla (Vergara and Ayala, 2002), Chiapas (Vandame, 2012) and Nuevo León (Ramírez, 2012). Unfortunately, like other groups of insects, no importance is given to bees when establishing research priorities and conservation programs, despite the evidence of the dramatic decline in the size of local populations of certain species (Nantes-Parra and González, 2000). Thus, intensifying faunal and ecological studies of wild bees in Mexico is of vital importance, reason why this research aims to present the inventory and biogeographic affinities of the melittofauna genera of Sierra de Quila.

METHODS

Study area

Sierra de Quila is located within the Trans-Mexican Volcanic Belt physiographic region (Subprovince: *Sierras de Jalisco*), it comprises the municipalities of Tecolotlán, Tenamaxtlán, San Martín Hidalgo and Cocula. The *Sierra de Quila Flora and Fauna Protection Area* and its area of influence (20° 14' and 20° 22' N; 103° 57' and 104° 07'O) includes an area of 15,912 hectares (Fig. 1) (Guerrero-Nuño and López-Coronado, 1997; Villavicencio et al., 2012).

The sierra itself is of mountainous relief with limited valleys and an altitude that oscillates between 1,300 and 2,560 m a.s.l. (Guerrero-Nuño and López-Coronado, 1997).

Six types of vegetation are described for the region, of which three represent 97% of the surface of the Protected Natural Area (PNA): 60% pine-oak forest; 22% oak forest; and, 15% tropical dry forest. The remaining vegetation comprises the above tree types with reduced coverage (Villavicencio and Ávila, 2015; Villavicencio et al., 2016).

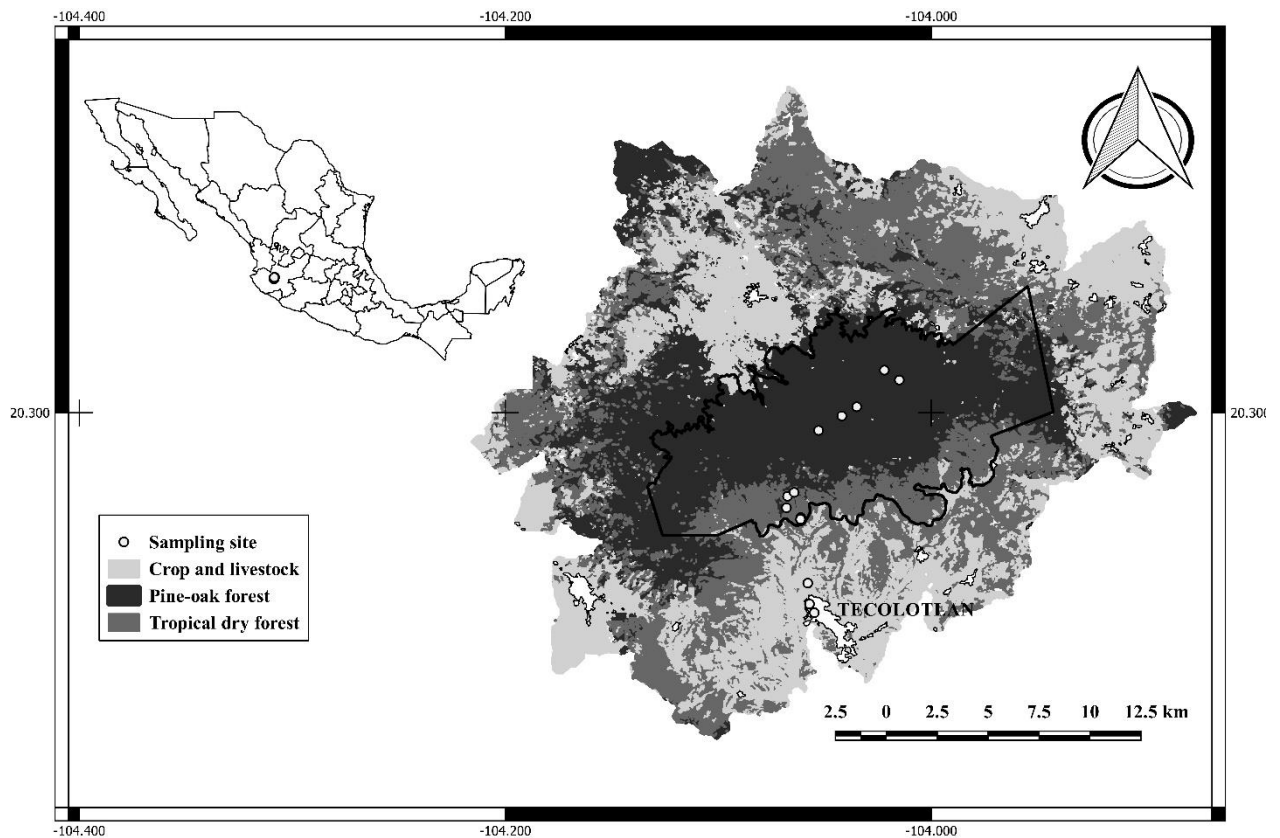


Fig. 1. Location of the (APFFSQ) and sample sites.

Data collection

Sampling was undertaken for the collection and registration of wild bees in pine-oak forest (P-OF), at 2,150 and 1,800 m a.s.l., tropical deciduous forest (TDF), at 1,700 and 1,400 m m.a.s.l., a crops and livestock area (CL) located at 1340 m.a.s.l. on the edges of the ANP, and within an urban area (UA) at 1230 m a.s.l.

Data was collected for two years, from October 2013 to October 2014, in the P-OF and TDF areas, while collection took place between November 2015 and October 2016 in the TDF, AL, and UA areas. An entomological network is used to collect the specimens of bees, between 10:00 and 16:00. The specimens collected were processed following the standard method for mounting bees proposed by Michener et al. (1994). The specimens were identified to the most precise taxonomical degree possible, while those species that could not be identified were separated into morphospecies by assigning them different numbers. The examples were deposited to the Entomological Collection at the University of Guadalajara's Center for Zoology Studies.

A species accumulation curve was performed to estimate the number of expected species based on the results of the sampling in relation to the Chao 1 indicator, with the graph representing the accumulated number of species per unit sampled, using the EstimateS 9.1.0 program (Colwell, 2013). The biogeographic affinities of the bees were established at a genus level, based on the existing information on their geographic distribution provided by Ayala (1988), Estrada (1992), Fierros-López (1998), Michener et al. (1994), Michener (2000), and Vergara and Ayala (2002).

RESULTS

A total of 15,641 individuals were registered, belonging to five families, 66 genera and 233 species (Table 1). Apidae was the family with highest specific richness (37.7%) followed by Halictidae (23.2%), Megachilidae (21%), Andrenidae (10.3%), and Colletidae (7.7%). Moreover, Apidae was the most abundant (83.7%), followed by Halictidae (7.1%), Megachilidae (6.6%), Andrenidae (2%) and Colletidae (1.6%).

Table 1. Richness and abundance of the families registered.

Family	Genera	Species	Abundance
Colletidae	5	18	244
Andrenidae	5	24	320
Halictidae	13	54	1,106
Megachilidae	15	49	1,040
Apidae	28	88	12,931
Total	66	233	15,641

The genera with the highest richness were *Lasioglossum*, *Megachile* and *Centris*, with 32, 17 and 11 species, respectively. Five native species were highly eusocial: *Plebeia cora*; *Partamona bilineata*; *Scaptotrigona hellwegeri*; *Trigona nigra*; and, *Trigona fulviventris*. Seven were primitive eusocial species: *Augochlorella neglectula*; *Augochlorella pomoniella*; *Bombus diligens*; *Bombus ephippiatus*; *Bombus steindachneri*; *Bombus weisi*; and *Halictus ligatus*. The remaining species were solitary, subsocial, parasocial or semisocial.

Thirteen cleptoparasite species were registered: *Coelioxys* (4 spp.); *Hoplostelis bivittata*; *Mesocheira bicolor*; *Sphecodes* sp. 1; *Stelis costarisensis*; and, *Triepeolus* (spp. 5). Twelve species were found to have an oligolectic relationship with the flora: *Diadasia* (2

spp.) and *Liturgus apicalis* with the Cactaceae family; *Ancyloscelis apiformis* and *Melitoma marginella* with the Convolvulaceae family; *Lasioglossum (Sphecodogastra)* sp. 1 with the Onagraceae family; *Peponapis azteca*, *Peponapis uthaensis* and *Xenoglossa gabbii* with the Cucurbitaceae family; *Tetraloniella (Pectinapis) fasciata* and *Tetraloniella (Pectinapis) salviae* with the Lamiaceae family; and, *Mydrosoma* (2 spp.) with the Tiliaceae family.

The species accumulation curve complied for the bees in this research does not present asymptotic behavior, so it was not possible to register the total richness of bee species from *Sierra de Quila*. A sampling efficiency of 85 % was obtained, according to Chao 1 estimator, which suggests that the number of bee species in the study area could be from 256 to 322. Because the curve of Chao 1 estimation did not touch the confidence intervals with respect to the observed accumulation curve, richness estimated using Chao 1 is greater than the observed richness (Fig. 2).

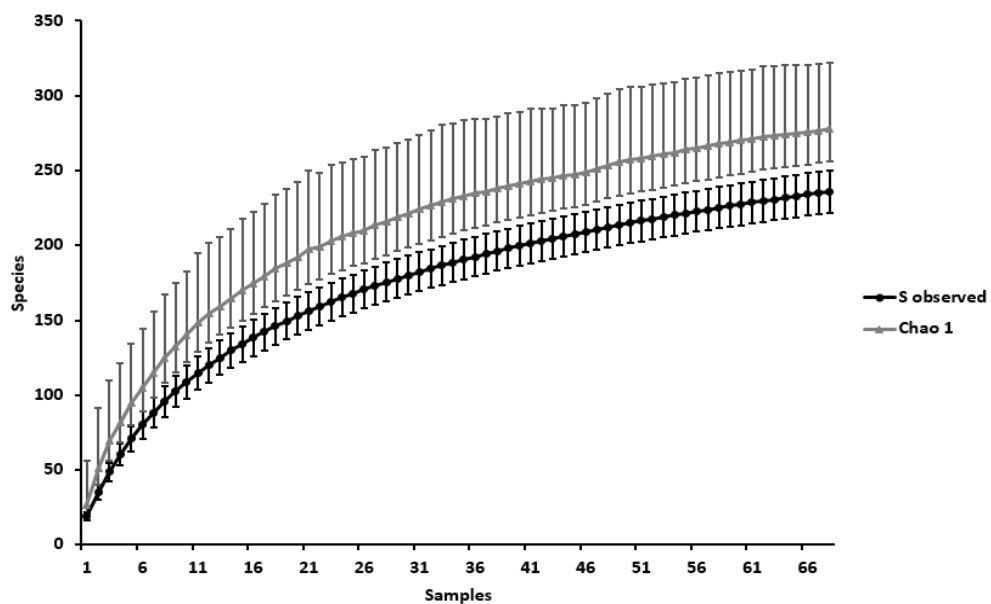


Fig. 2. Rarefaction curve for bee richness.

Bee composition consisted on 66 genera collected: 45.5% with neotropical affinity, 24% nearctic, 14% with a wide (global) distribution, 9% mesoamerican, 4.5% Sonoran and 3% amphitropical distribution according biogeographical affinities (Table 2).

Table 2. Biogeographical affinities of Sierra de Quila wild bee genera.

Affinity and genera's number	Genera
Neotropical (30)	<i>Ancyloscelis, Anthodioctes, Anthophorula, Augochlora, Augochlorella, Augochloropsis, Caenaugochlora, Caupolicana, Centris, Chilicola, Epicharis, Eufriesea, Euglossa, Eulaema, Exomalopsis, Habralictus, Hoplostelis, Hylaeus, Melissodes, Monoeca, Mydrosoma, Paratetrapedia, Partamona, Plebeia, Pseudaugochlora, Scaptotrigona, Stelis, Tetrapedia, Thygater</i> and <i>Trigona</i>
Neartic (16)	<i>Andrena, Anthophora, Ashmeadiella, Bombus, Colletes, Dianthidium, Dieunomia, Lasioglossum, Mexalictus, Osmia, Paranthidium, Perdita, Sphecodes, Tetraloniella, Trachusa</i> and <i>Triepeolus</i>
Wide distribution (global) (9)	<i>Anthidiellun, Anthidium, Ceratina, Coelioxys, Halictus, Heriades, Lithurgus, Megachile</i> and <i>Xylocopa</i>
Sonoran (3)	<i>Calliopsis, Protandrena</i> and <i>Pseudpanurgus</i>
Mesoamerican (6)	<i>Agapostemon, Aztecanthidium, Deltoptila, Paragapostemon, Peponapis</i> and <i>Xenoglossa</i>
Amphitropical (2)	<i>Diadasia</i> and <i>Melitoma</i>

WILD BEE SPECIES OF SIERRA DE QUILA

Type of vegetation: Pine-oak forest (P-OF), tropical deciduous forest (TDF), a crops and livestock area (CL).

COLLETIDAE: COLLETINAE: COLLETINI

Colletes macconnelli Metz, 1910. 24 spec. TDF & P-OF

Colletes recurvatus Metz, 1910. 6 spec. P-OF

Colletes sp. 1. 46 spec. TDF

Colletes sp. 2. 2 spec. P-OF

Colletes sp. 3. 1 spec. TDF

Colletes sp. 4. 21 spec. UA, CL & TDF

Colletes sp. 5. 2 spec. TDF

Colletes sp. 6. 1 spec. TDF

Colletes sp. 7. 8 spec. TDF

HYLAEINAE

Chilicola sp. 1. 1 spec. TDF

Hylaeus sp. 1. 42 spec. UA, CL, TDF & P-OF

Hylaeus sp. 2. 5 spec. UA, CL & TDF

Hylaeus sp. 3. 5 spec. TDF

Hylaeus sp. 4. 4 spec. TDF

Hylaeus sp. 5. 1 spec. UA

DIAPHAGLOSSINAE: CAUPOLICANI

Zikanapis clypeata (Smith, 1879). 13 spec. TDF & P-OF

DISSOGLOTTINI

Mydrosoma bohartorum Michener, 1986. 12 spec. TDF

Mydrosoma serrata (Friese, 1899). 50 spec. CL & TDF

ANDRENIDAE: ANDRENINAE

Andrena sp. 1. 1 spec. P-OF

Andrena sp. 2. 30 spec. TDF & P-OF

Andrena sp. 3. 13 spec. P-OF

Andrena sp. 4. 12 spec. TDF

Andrena sp. 5. 1 spec. TDF

Andrena sp. 6. 1 spec. CL

PANURGUINAE

Calliopsis (*Calliopsis*) aff. *rhodophila* Cockerell, 1897. 1 spec. TDF

Calliopsis (*Calliopsis*) *hondurasica* Cockerell, 1949. 5 spec. TDF

Calliopsis sp. 1. 13 spec. TDF

Calliopsis sp. 2. 1 spec. UA

***Calliopsis* sp. 3.** 1 spec. TDF
***Perdita* sp. 1.** 49 spec. TDF & P-OF
***Perdita* sp. 2.** 10 spec. BPE
***Protandrena* sp. 1.** 57 spec. UA, CL & TDF
***Protandrena* sp. 2.** 67 spec. UA, CL & TDF
***Protandrena* sp. 3.** 9 spec. CL & TDF
***Protandrena* sp. 4.** 6 spec. UA & CL
***Protandrena* sp. 5.** 1 spec. UA
***Pseudopanurgus* sp. 1.** 12 spec. TDF
***Pseudopanurgus* sp. 2.** 16 spec. UA, CL & TDF
***Pseudopanurgus* sp. 3.** 2 spec. CL
***Pseudopanurgus* sp. 4.** 1 spec. UA
***Pseudopanurgus* sp. 5.** 1 spec. TDF
***Pseudopanurgus* sp. 6.** 2 spec. UA & CL

HALICTIDAE: NOMIINAE

***Dieunomia (Epinomia) micheneri* (Cross, 1958).** 1 spec. CL

HALICTINAE: AUGOCHLORINI

***Augochlora (Augochlora) quiriguensis* Cockerell, 1913.** 51 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Augochlora (Augochlora) sidaefoliae* Cockerell, 1913.** 29 spec. UA, CL & TDF

***Augochlora (Augochlora) smaragdina* Friese, 1917.** 47 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Augochlora (Oxystoglossella) aurifera*, Cockerell, 1897.** 57 spec. UA & TDF

***Augochlora* sp. 1.** 61 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Augochlora* sp. 2.** 38 spec. UA & BPE

***Augochlora* sp. 3.** 3 spec. TDF

***Augochlorella neglectula* (Cockerell, 1897).** 70 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Augochlorella pomoniella* (Cockerell, 1915).** 3 spec. TDF

***Augochloropsis (Augochloropsis) ignita* (Smith, 1861).** 5 spec. UA & CL

***Augochloropsis (Paraugochloropsis) metallica* (Fabricius, 1793).** 99 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Caenaugochlora* sp. 1.** 3 spec. P-OF

***Caenaugochlora* sp. 2.** 2 spec. TDF

***Caenaugochlora* sp. 3.** 1 spec. TDF

***Pseudaugochlora graminea* (Fabricius, 1804).** 76 spec. UA, CL, TDF & P-OF

HALICTINI

***Agapostemon (Agapostemon) texanus* Cresson, 1872.** 3 spec. P-OF

***Agapostemon (Notagapostemon) leunculus* Vachal, 1903.** 52 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Agapostemon (Notagapostemon) nasutus* Smith, 1853.** 11 spec. UA & TDF

***Habralictus tradux* (Vachal, 1904).** 13 spec. TDF & P-OF

***Halictus ligatus* Say, 1837.** 147 spec. UA, TDF & P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 1. 1 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 2. 17 spec. TDF & P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 3. 13 spec., TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 4. 2 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 5. 2 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 6. 2 ej, P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 7. 3 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 8. 3 spec. TDF & P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 9. 1 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 10. 1 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 11. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 12. 2 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 13. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 14. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 15. 2 spec., TDF & P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 16. 2 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 17. 2 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 18. 4 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 19. 1 spec. P-OF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 20. 61 spec. TDF

Lasioglossum (Dialictus) sp. 21. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Evylaeus) sp. 1. 6 spec. P-OF

Lasioglossum (Evylaeus) sp. 2. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Evylaeus) sp. 3. 1 spec. TDF

Lasioglossum (Evylaeus) sp. 4. 1 spec. TDF

***Lasioglossum (Lasioglossum) acarophilum* McGinley, 1986.** 14 spec. UA & P-OF

***Lasioglossum (Lasioglossum) aequatum* (Vachal, 1904).** 3 spec. P-OF

***Lasioglossum (Lasioglossum) desertum* Smith, 1879.** 2 spec. P-OF

***Lasioglossum (Lasioglossum) jubatum* (Vachal, 1904).** 2 spec. P-OF

Lasioglossum (Lasioglossum) sp. 1. 1 spec. P-OF

Lasioglossum aff. (Sphecodogastra) sp. 1. 7 spec. TDF

Mexalictus sp. 1. 3 spec. TDF

***Paragapostemon coelestinus* (Westwood, 1875).** 1 spec. P-OF

MEGACHILIDAE: MEGACHILINAE: ANTHIDINI

***Anthidiellum (Loyolanthidium) apicale* (Cresson, 1878).** 63 spec. CL & TDF

***Anthidiellum (Loyolanthidium) azteca* (Urban, 2001).** 6 spec. TDF & P-OF

***Anthidiellum (Loyolanthidium) toltecum* (Cresson, 1878).** 8 spec. TDF

***Anthidiellum (Loyolanthidium) xilitlense* (Urban, 2001).** 3 spec. TDF

***Anthidium (Anthidium) aff. parkeri* González y Griswold, 2013.** 36 spec. TDF

***Anthidium (Anthidium) maculifrons* Smith, 1854.** 2 spec. TDF

***Anthidium (Anthidium) rodriguezi* Cockerell, 1912.** 12 spec. TDF

***Anthodioctes (Anthodioctes) gualanensis* (Cockerell, 1912).** 5 spec. TDF & P-OF

***Anthodioctes* sp. 1.** 1 spec., TDF

***Aztecanthidium xochipillium* Michener and Ordway, 1964.** 7 spec. TDF & P-OF

***Dianthidium (Mecanthidium) macrurum* (Cockerell, 1913).** 115 spec. CL & TDF

***Dianthidium* sp. 1.** 2 spec. P-OF

***Dianthidium* sp. 2.** 12 spec. CL & TDF

***Hoplostelis (Hoplostelis) bivittata* (Cresson, 1878).** 1 spec. TDF

***Hypanthidium (Hypanthidium) mexicanum* (Cresson, 1878)** 11 spec. CL & TDF

***Paranthidium (Paranthidium) aff. jugatorium* (Say, 1824).** 17 spec. CL & TDF

***Paranthidium (Rapanthidium) vespoides* (Friese, 1925).** 41 spec. P-OF

***Stelis (Dolichostelis) costaricensis* Friese, 1921.** 4 spec., TDF

***Trachusa (Heteranthidium) pectinata* Brooks and Griswold, 1988.** 11 spec. CL & TDF

***Trachusa (Ulanthidium) mitchelli* (Michener, 1948).** 13 spec. P-OF

***Trachusa (Ulanthidium) nigrifasceis* Thorp y Brooks, 1994.** 1 spec. P-OF

MEGACHILINI

***Coelioxys (Boreocoelioxys) rufitarsis* Smith, 1854.** 1 spec. TDF

***Coelioxys (Leuraspidia) aztecus* Cresson, 1878.** 5 spec. UA, CL & TDF

***Coelioxys* sp. 1.** 1 spec.1. CL

***Coelioxys* sp. 2.** 1 spec.1. CL

***Lithurgus apicalis* Cresson, 1875.** 72 spec. CL & TDF

***Megachile (Argyropile) parallela* Smith, 1853.** 8 spec. TDF

***Megachile (Acentron) albitarsis* Cresson, 1872.** 46 spec. UA, TDF & BPE

***Megachile (Argyropile) flavihirsuta* Mitchell, 1930.** 23 spec. TDF

***Megachile (Chelostomoides) aff. manni* Mitchell, 1934.** 6 spec. TDF & P-OF

***Megachile (Chelostomoides) exilis* Cresson, 1872.** 57 spec. UA, TDF & P-OF

***Megachile (Chelostomoides) otomita* Cresson, 1878.** 81 spec. UA

***Megachile (Chelostomoides) reflexa* (Snelling, 1990).** 52 spec. UA, CL & TDF

***Megachile (Chelostomoides) subexilis* Cockerell, 1908.** 1 spec. P-OF
***Megachile (Cressoniella) zapoteca* Cresson, 1878.** 32 spec. TDF & P-OF
***Megachile (Eutricharaea) concinna* Smith, 1879.** 8 spec. UA, CL y TDF
***Megachile (Leptorachis) petulans* Cresson, 1878.** 31 spec. UA & TDF
***Megachile (Litomegachile) gentilis* Cresson, 1872.** 132 spec. UA, CL, TDF & P-OF
***Megachile (Sayapis) frugalis* Cresson, 1872.** 30 spec., CL & TDF
***Megachile (Sayapis) mellitarsis* Cresson, 1878.** 1 spec. TDF
***Megachile* sp. 1.** 1 spec. TDF
***Megachile* sp. 2.** 1 spec. TDF
***Megachile* sp. 3.** 4 spec., TDF & P-OF
***Megachile* sp. 4.** 1 spec. UA

OSMINI

***Ashmeadiella (Ashmeadiella) buconis* (Say, 1837).** 36 spec., CL & TDF
***Ashmeadiella (Ashmeadiella) opuntiae* (Cockerell, 1879).** 3 spec. TDF & P-OF
***Heriades bruneri* Titus, 1904.** 29 spec. TDF
***Heriades variolosa* Cockerell, 1929.** 12 spec. TDF & P-OF
***Osmia (Dicerastomia) aliciae* Ayala and Griswold, 2005** 2 spec. P-OF

APIDAE: APINAE: ANTHOPHORINI

***Anthophora (Anthophorides) californica* Cresson, 1869.** 2 spec., P-OF
***Anthophora (Heliophila) squammulosa* Dours, 1864.** 200 spec. UA, CL & TDF
***Anthophora (Mystacanthophora) capistrata* Cresson, 1878.** 5 spec. TDF
***Anthophora* sp. 1.** 1 spec. UA
***Deltoptila badia* (Dours, 1870).** 24 spec., P-OF
***Deltoptila* sp. 2.** 1 spec. P-OF
***Deltoptila* sp. 3.** 1 spec. P-OF
***Deltoptila* sp. 4.** 14 spec. P-OF

CENTRIDINI

***Centris (Centris) aethyctera* Snelling, 1974.** 1 spec. TDF
***Centris (Centris) flavofasciata* Friese, 1899** 1 spec. CL
***Centris (Centris) varia* (Erichson, 1849).** 140 spec. UA, CL & TDF
***Centris (Heterocentris) nitida* Smith, 1874.** 143 spec. UA, CL, TDF & P-OF
***Centris (Heterocentris) transversa* Pérez, 1905.** 1 spec. TDF
***Centris (Heterocentris) trigonoides* Lepeletier, 1841.** 18 spec. UA
***Centris (Melacentris) agilis* Smith, 1874.** 21 spec. TDF
***Centris (Paracentris) aterrима* Smith, 1854.** 5 spec. TDF
***Centris (Paracentris) atripes* Mocsáry, 1899** 5 spec. UA & CL
***Centris (Paracentris) mexicana* Smith, 1854.** 1 spec. TDF

***Centris (Paracentris) nigrocaerulea* Smith, 1874.** 18 spec. P-OF

***Epicharis (Epicharana) elegans* Smith, 1861.** 5 spec. UA

EMPHORINI

***Diadasia (Coquillettapis) australis* (Cresson, 1878).** 230 spec. UA, CL & TDF

***Diadasia* sp. 1.** 7 spec. CL & TDF

***Melitoma marginella* (Cresson, 1872).** 128 spec. UA, CL & TDF

EUCERINI

***Melissodes (Melissodes) morilli* Cockerell, 1918.** 76 spec. UA, CL, TDF & BPE

***Melissodes (Melissodes) tepaneca* Cresson, 1878.** 43 spec. CL & TDF

***Melissodes* sp. 1.** 5 spec. TDF & P-OF

***Melissodes* sp. 2.** 34 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Melissodes* sp. 3.** 50 spec. UA, CL & TDF

***Melissodes* sp. 4.** 2 spec. CL

***Melissodes* sp. 5.** 1 spec. CL

***Peponapis (Eopeponapis) utahensis* (Cockerell, 1905).** 2 spec. UA & TDF

***Peponapis (Peponapis) azteca* Hurd y Linsley, 1966.** 184 spec. UA, CL & TDF

***Tetraloniella (Pectinapis) salviae* (LaBerge, 1989)** 82 spec. CL, TDF & P-OF

***Tetraloniella (Tetraloniella) balluca* LaBerge, 2001.** 9 spec. CL & TDF

***Tetraloniella (Tetraloniella) cressoniana* (Cockerell, 1905).** 2 spec. P-OF

***Tetraloniella (Tetraloniella) donata* (Cresson, 1878).** 40 spec. CL, TDF & P-OF

***Tetraloniella (Tetraloniella) fasciata* (Smith, 1854)** 15 spec. TDF & P-OF

***Tetraloniella (Tetraloniella) flagellinicornis* (Smith, 1879).** 16 spec. TDF & P-OF

***Tetraloniella (Tetraloniella) pomonae* (Cockerell, 1915).** 46 spec. CL, TDF & P-OF

***Thygater (Thygater) montezuma* (Cresson, 1878)** 2 spec. P-OF

***Xenoglossa (Xenoglossa) gabbi* (Cresson, 1878).** 5 spec. CL & TDF

EXOMALOPSINI

***Ancyloscelis apiformis* (Fabricius, 1793).** 51 spec. UA, CL & TDF

***Anthophorula serrata* (Friese, 1899).** 62 spec. CL y TDF

***Exomalopsis similis arida* Cockerell, 1929.** 3 spec. CL, TDF & P-OF

***Exomalopsis similis moesta* Timberlake, 1890.** 79 spec. UA; CL & TDF

***Exomalopsis* sp. 1.** 57 spec. CL & TDF

***Exomalopsis* sp. 2.** 40 spec. UA, CL & TDF

***Exomalopsis* sp. 3.** 4 spec. TDF

***Exomalopsis* sp. 4.** 17 spec. TDF

***Exomalopsis* sp. 5.** 5 spec. TDF

***Monoeca mexicana* (Radoszkowsky, 1884).** 1 spec. TDF

***Paratetrapedia (Lophopedia) pygmaea* (Schorotky, 1902).** 2 spec. TDF

***Paratetrapedia (Paratetrapedia) moesta* (Cresson, 1878).** 18 spec. UA & TDF

TETRAPEDIINI

***Tetrapedia maura* Cresson, 1878.** 32 spec. CL & TDF

EPEOLINI

Triepeolus sp. 1. 28 spec. UA & TDF

Triepeolus sp. 2. 1 spec. TDF

Triepeolus sp. 3. 1 spec. TDF

Triepeolus sp. 4. 2 spec. TDF

Triepeolus sp. 5. 2 spec. TDF & P-OF

XYLOCOPINI

***Ceratina (Calloceratina) eximia* Smith, 1862.** 11 spec. UA & TDF

***Ceratina (Ceratinula) arizonensis* Cockerell, 1898.** 12 spec. UA, CL, TDF

***Ceratina (Zadontomerus) capitosa* Smith, 1879.** 12 spec. CL & TDF

Ceratina sp. 1. 123 spec. UA, CL, TDF & P-OF

Ceratina sp. 2. 68 spec. UA, CL, TDF & P-OF

Ceratina sp. 3. 36 spec. UA, CL & TDF

Ceratina sp. 4. 8 spec. UA & TDF

***Xylocopa (Neoxylocopa) mexicanorum* Cockerell, 1912.** 311 spec. UA, CL & TDF

***Xylocopa (Notoxylocopa) guatemalensis* Cockerell, 1912.** 240 spec. CL & TDF

***Xylocopa (Notoxylocopa) tabaniformis azteca* Cresson, 1878.** 6 spec. P-OF

***Xylocopa (Notoxylocopa) tabaniformis tabaniformis* Smith, 1854.** 112 spec. TDF

***Xylocopa (Schonnherria) loripes* Smith, 1874.** 17 spec. P-OF

***Xylocopa (Schonnherria) muscaria* (Fabricius, 1775).** 63 spec. AU, CL & TDF

APINI

***Apis (Apis) mellifera* Linnaeus, 1758.** 7,031 spec. UA, CL, TDF & P-OF

BOMBINI

***Bombus (Pyrobombus) ephippiatus* Say, 1837.** 26 spec. P-OF

***Bombus (Thoracobombus) diligens* Smith, 1861.** 28 spec. CL, TDF & P-OF

***Bombus (Thoracobombus) steindachneri* Handlirsch, 1888.** 40 spec. CL, TDF & P-OF

***Bombus (Thoracobombus) weisi* Friese, 1903.** 13 spec. P-OF

EUGLOSSINI

***Eufriesea micheneri* Ayala y Engel, 2008.** 12 spec. TDF & P-OF

***Eufriesea mussitans* (Fabricius, 1787).** 1 spec. TDF

***Euglossa (Euglossa) viridissima*, 1899.** 221 spec. UA, CL, TDF & BPE

***Eulaema (Apeulaema) cingulata* (Fabricius, 1804).** 1 spec. TDF

***Eulaema polychroma* (Mocsáry, 1899).** 21 spec. UA, TDF & P-OF

MELIPONINI

***Frieseomelitta nigra* Cresson, 1878.** 537 spec. UA, CL & TDF

***Partamona (Partamona) bilineata* (Say, 1837).** 791 spec. UA, CL, TDF & P-OF

***Plebeia cora* Ayala, 1999.** 162 spec. TDF & BPE

***Scaptotrigona hellwegeri* (Friese, 1900).** 739 spec. UA, CL & TDF

***Trigona fulviventris* Guérin-Méneville, 1835.** 217 spec. CL, TDF & P-OF

DISCUSSION

Bee species richness in Mexico appears to fall between that of the United States and Central America. The xeric regions of North Mexico have registered the highest number of species in the country (Ayala et al., 1996), followed by the richness recorded for TDF locations, while pine, oak and pine-oak forests have recorded a relatively low level of richness compared to the TDF areas (Ayala et al., 1996; Ayala, 1988; Fierros-López, 1998; Vandame, 2012). This coincides with the findings in *Sierra de Quila*, where 85% of the species were collected in the TDF areas, while the P-OF area presented only 41% of the total richness.

Ayala (2004) indicates that the high number of bee species found in the TDF areas is due to its high plant species richness, most of them require biotic pollination. In temperate forests, more than 70% of the plant species are anemophily in contrast with two or three percent in tropical forests; remaining species require biotic pollination (Chang-Martínez and Domínguez-Vázquez, 2013). Winfree et al. (2009) show how bee species richness decreases with habitat disturbance, for this reason the CL and UA areas presented lower levels of richness despite adjoining the TDF area. Moreover, it is recommended that special attention is given to protecting the TDF area in *Sierra de Quila* in order to guarantee the conservation of bee species richness, given that this forest type comprises a small part of the *Sierra de Quila Flora and Fauna Protection Area*. However, this forest contains most of the species of bees and, being next to the land used for crops, exerts a higher level of pressure on this type of vegetation.

Comparing wild bees of *Sierra de Quila* with the three preexisting studies undertaken in Jalisco revealed that, to date, it is the site with the second highest richness in the state. It is only overpassed by Ayala's work (2004), a four-year study conducted in the tropical deciduous forest of the Chamela region, which found 238 species. Over a period of one year and nine months, Fierros-López (1998) identified 172 species in tropical dry forest, mixed forest, oak forest, pine-oak forest and montane cloud forest in the area surrounding

the Tequila volcano. During a one-year sampling period carried out in the pine-oak forest, pine forest and oak forest of *Sierra del Tigre*, Estrada (1992) identified 171 species. One of the significant differences revealed by comparing the richness obtained at the above mentioned study sites is the sampling effort, which was greater in the research conducted by Ayala (2004), which is the study of this type that found the highest level of richness in the State of Jalisco. However, as the present study obtained a high number of species over a shorter time period, based on the species accumulation curve, increasing the sampling period and covering other areas of the sierra and other types of vegetation would probably lead to the identification of richness similar to that found in Chamela region.

The present results coincide with the inventories across Jalisco, which reveal Apidae as the best represented family (including between 38 and 42% of the species), followed by Halictidae (19 to 26%), with the exception for Chamela, in which Megachilidae was the best represented family. These results are due to the fact that Apidae and Halictidae are families with a high level of diversity in the tropics, given that these are abundant bees characterized by high richness, generalist habits, seasonal species, and diverse degrees of sociality (Smith-Pardo and González, 2007).

This study, and those conducted by Fierros-López (1998), and Ayala (1988), identify the genera with the highest levels of richness as *Lasioglossum*, *Megachile* and *Centris*, because these are the greatest species richness genera in the west of the country. Oligolectic bees are scarce, representing just 5% of the species recorded; Fierros-López (1998), and Ayala (2004), found similar proportions, so it is expected that these bees are under-represented in the tropical and temperate forests of Jalisco, Michener (1954), shows that oligolectic bees are scarce in tropical regions due to the climatic uniformity, which causes flowers to appear successively over the course of the year, whereby adult bees depend on varied food sources. This contrasts with desert areas, in which the majority of plants flower in very brief time periods and there is greater competition for floral resources, thus favoring specialization. The cleptoparasitic bees of the Chamela (31 spp.) and Tequila Volcano (21 spp.), presented a greater number of species than in *Sierra de Quila* (13 spp.). Richness of this group was low in the present study, probably because the collected bees were those preferably visiting flowers rather than in flight or above the nests, for which reason the real number of cleptoparasite bees could be higher than presented here.

The specific richness of bees in Mexico is a result of its geographical situation, located at the transition of nearctic and neotropical regions and thus strongly influenced by temperate and tropical elements and, moreover, mesoamerican components (Ayala et al., 1996). In terms of the biogeographic affinities of the 66 genera registered in the Sierra de Quila (Table 6), a higher number of neotropical elements (30 genera) were found, although elements with nearctic affinity were also registered in lower numbers (14 genera). Added to this, are elements of the Trans-Mexican Volcanic Belt, such as some species of the *Deltoptila* and *Paragapostemon* genera, which are endemic to this physiographic region, and other well-represented groups in this mountain environment, such as: *Colletes*; *Hylaeus*; Halictini; Osminii; *Anthidium*; *Anthophora*; and *Bombus* (Ayala et al., 1996). A small number of species belongs to the remaining affinities, above all the Sonoran, as these genera are better represented in the desert regions of the north of the country and very few species are able to penetrate the neotropical region (Vergara and Ayala, 2002). Moreover, the presence of two species of the four genera endemic to Mexico should be noted in *Sierra de Quila*: *Aztecantidium* and *Paragapostemon* (Ayala et al., 1996).

The TDF regions on the coast of the state seem to present a higher richness, compared to forests in the interior of the state, which could be due to its location on the Mexican Pacific coast and the community high level of neotropical elements (Ayala, 1988). The species registered in the present study coincide more with the research conducted by Estrada (1992), and Fierros-López (1998), due to both areas have greater geographical proximity to Chamela and the similarity in terms of the type of vegetation, comprising pine-oak and oak forest in both: Sierra del Tigre and Tequila volcano regions.

Sierra de Quila is an important area for the conservation of wild bees and it is the site with the second highest richness reported for Jalisco, comprising 313 anthophila species (Ayala et al., 1996). This Flora and Fauna Protection Area contains the equivalent of 74% of the species cited for the state, with the present study significantly contributing to knowledge of the melittofauna of the region. However, in order to complement the inventory, it is necessary to sample other locations with TDF and other types of vegetation and, moreover, to focus on some groups that, due to methodological questions, were poorly represented, such as crepuscular and cleptoparasite bees.

The region's meliponini bees represent economic potential, which can be exploited for the production of honey or wax (Albores, 2015), especially in the TDF lands. From the five species registered, those which may have the greatest potential are: *Scaptotrigona*

hellwegeri, because another species of the same genera (*S. Mexicana*), has been traditionally used for the production of honey (Guzmán and Vandame, 2015); and *Partamona bilineata*, the largest meliponine found in the area and that its honey production may be greater than other meliponas; and finally *Trigona fulviventris*, the most abundant stingless bee in the area.

Another group with economic potential is the bumblebee, which may be used for the pollination of crops in greenhouses (Nantes-Parra and González, 2000). Of the four bumblebee species found, those with perhaps the best options for reproduction of colonies are: *Bombus ephippiatus*, given that various studies have revealed their potential as tomatoe pollinators (Torres-Ruiz et al., 2013); and, *Bombus steindachneri*, as it is an abundant species in the area and was collected in locations with different environmental conditions, meaning that it is able to tolerate a wide range of temperatures.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank a doctoral scholarship from CONACYT, Hugo Eduardo Fierros-López (CUCBA, University of Guadalajara) for his help in identification of bees, to the anonymous reviewers for suggesting improvements to the manuscript, Regional Committee for the Protection and Promotion of the Natural Resources of the Sierra de Quila A.C. for all its institutional and logistical support and Raymundo Villavicencio for your help in the elaboration of the map.

LITERATURE CITED

- Albores, M. L. 2015. Manejo tradicional de la abeja Pisilnekmej (*Scaptotrigona mexicana*) en la Sierra Nororiental de Puebla. En: Manejo de las Abejas sin Aguijón en Mesoamerica. Editores. Guzmán M. and R. Vandame. San Cristóbal de las Casas. México. CONABIO, ECOSUR y SAGARPA. 40-49 pp.
- Ayala, R. 1988. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de Chamela, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana*, 73: 395-493.
- Ayala, R., T. L. Griswold y D. Yanega. 1996. Apoidea (Hymenoptera). En: Biodiversidad, taxonomía, y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Editores. Llorente, J., A. García y E. González. Ciudad de México. México. UNAM-CONABIO. 423-464 pp.
- Ayala, R. 2004. Fauna de abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea). En: Artrópodos de Chamela. Editores. García, A. N. and R. Ayala. Ciudad de México. México. UNAM. 193-219 pp.
- Chang-Martínez, L. and G. Domínguez-Vázquez. 2013. Distribución altitudinal del polen en un gradiente altitudinal en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 876-833.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS 9.1.0. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs.
- Coro, A. M. 2009. La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas*, 85:2-5.

- Estrada, C. M. 1992. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de la Sierra del Tigre, Jalisco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. México. 1-98 pp.
- Fierros-López, H. E. 1998. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del Volcán de Tequila, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana*, 102: 21-70.
- Godínez, G. 1991. Algunos aspectos de la fenología de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de San Gregorio Guanajuato. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 1-50 pp.
- González, V. H. 2006. Superfamilia Apoidea. En: Introducción a los Hymenoptera de la región Neotropical. Editores. Fernández, F. and M. J. Sharkey. Bogotá. Colombia. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia. 37-56 pp.
- Guerrero-Núño, J. J. and G. A. López-Coronado. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila. Guadalajara. México. Universidad de Guadalajara. 1-56 pp.
- Guzmán M. and R. Vandame. 2015. Meliponicultura en la región Soconusco, Chiapas. En: Manejo de las Abejas sin Aguijón en Mesoamerica. Editores. Guzmán M. y R. Vandame. San Cristóbal de las Casas. México. CONABIO, ECOSUR y SAGARPA. 8-11 pp.
- Hinojosa, I. A. D. 1996. Estudio faunístico de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del Pedregal de San Angel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 1-73 pp.
- Hinojosa, I. A. D. 2001. Distribución altitudinal de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) en el declive sur de la sierra de Chichinautzin. Morelos. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 1-120 pp.
- IIEG, Instituto de Información Estadística y Geográfica del Estado de Jalisco con base en INEGI, censos y conteos nacionales (2015). <http://www.iieg.gob.mx/contenido/Municipios/Tecolotln.pdf> <Accessed November 25, 2015>.
- Michener, C. D. 1954. Bees of Panama. *University of Kansas Science Bulletin*, 104 (1):1-176
- Michener, C. D., R. J. McGinley and B. N. Fanforth. 1994. The Bee Genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea). Washington. Estados Unidos. Smithsonian Institution Press, 1-217 pp.
- Michener, C. D. 2000. The Bees of the World. Baltimore. Estados Unidos. Johns Hopkins University Press. 1-830 pp.
- Nantes-Parra, G. and V. H. González. 2000. Las abejas silvestres de Colombia: Por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(2): 5-36.
- Novelo-Rincón, L. F., Delfín-González, H., Ayala, B. R., and Contreras-Acosta, H. 2003. Estructura de las comunidades de abejas nativas de cuatro tipos de vegetación en el estado de Yucatán, México. *Folia Entomol Mexicana* 42. 177-190.
- O'toole, C. y A. Raw, 1999. Bees of the world. New York. Estados Unidos. Facts on file. 1-33 pp.
- Ramírez, F. L. 2012. Abejas Nativas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) Asociadas a la Vegetación de Nuevo León, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autonoma de Nuevo León. México. 1-80 pp.
- Reyes-Novelo, E., V. R. Méndez, R. Ayala and H. G. Delfín. 2009a. Abejas Silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como Bioindicadores en el Neotrópico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10 (1): 1-13.
- Reyes-Novelo, E., V. R. Méndez, R. Ayala and H. G. Delfín. 2009b. Bee Faunas (Hymenoptera: Apoidea) of six natural protected areas in Yucatan, Mexico. *Entomological news*, 120(5): 530-544.
- Roubik, D. W., R. Villanueva, E. F. Cabrera and W. Colli. 1991. Abejas silvestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. En: Diversidad biológica en la reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Q. Roo, México. Editores. Navarro, L. B. y J. G. Robinson. Chetumal. México. CIQRO. 317-320 pp.

- Smith-Pardo, A. and González, V. H. 2007. Diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) en estados sucesionales del bosque húmedo tropical. *Acta Biológica Colombiana*, 12(1): 43-56.
- Torres-Ruiz, A., R. Wallace and R. Ayala. 2013. Present and Potential Use of Managed Pollinators in México. *Southwestern Entomologist*, 38(1): 132-147.
- Vandame, R. 2012. Diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) de la reserva de la biosfera el Triunfo, Chiapas. El colegio de la Frontera del Sur. Unidad Tapachula. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. BK063. México D. F.
- Vergara, H. C. and R. Ayala. 2002. Diversity, Phenology and Biogeography of the Bees (Hymenoptera: Apoidea) of Zapotitlán de Salinas, Puebla, México. *Journal of Kansas Entomological Society*, 75(1): 16-30.
- Villavicencio, R., A. L. Santiago-Pérez, J. J. Godínez, J. M. Chávez and S. L. Toledo. 2012. Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural en la Sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(11): 9-23.
- Villavicencio, G. R., R. Ávila-Coria, E. Treviño-Garza, M. Muñoz-Castro. 2016. Cartografía de la cobertura vegetal y uso actual del suelo de la Sierra de Quila, Jalisco, México. In: Alatorre Cejudo, L. C., L. C. Bravo-Peña, L. C. Wiebe-Quintana, M. E Torres-Olave, M. I. Uc-Campos and M. O. González-León (coord.). Estudios territoriales en México: percepción remota y sistemas de información espacial. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Chihuahua. México.
- Villavicencio, G. R. and C. R. Ávila. 2015. Mapa de uso de suelo y vegetación (2014) para el área natural Sierra de Quila y zona de influencia. Informe técnico final. Universidad de Guadalajara, México.
- Winfrey R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G, and Aizen M. A. 2009: A meta-analysis of bees responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8): 2068-2076.

CAPÍTULO 3. Changes in bee community structure (Hymenoptera: Apoidea) under three different land-use conditions.

Cambios en la estructura de la comunidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) bajo tres diferentes condiciones de uso de suelo.

JHR 66: 23–38 (2018)
doi: 10.3897/jhr.66.27367
<http://jhr.pensoft.net>

RESEARCH ARTICLE



Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions

Alvaro E. Razo-León¹, Miguel Vásquez-Bolaños², Alejandro Muñoz-Urias¹, Francisco M. Huerta-Martínez¹

¹ *Departamento de Ecología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México* ² *Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México*

Corresponding author: *Alejandro Muñoz-Urias* (almurias@gmail.com)

Academic editor: *J. Neff* | Received 15 June 2018 | Accepted 1 October 2018 | Published 31 October 2018

<http://zoobank.org/63C5B5DA-4E3A-4D51-A8B3-2FC9026F14EE>

Citation: Razo-León AE, Vásquez-Bolaños M, Muñoz-Urias A, Huerta-Martínez FM (2018) Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions. Title. Journal of Hymenoptera Research 66: 23–38. <https://doi.org/10.3897/jhr.66.2736>

Abstract

Bee communities were studied with three different conditions of land-use: 1) urban area; 2) crops and livestock; and, 3) preserved vegetation. All three conditions have elements of tropical dry forest and are in the "Sierra de Quila" Flora and Fauna Protection Area and its influence zone. Sampling was carried out throughout the year (three days per month) for each land-use condition. Bee species and their abundance were registered with the intention of knowing how changes in the vegetation are related to bee community structure (richness, abundance, and α and β diversity).

A total of 14,054 individuals from 160 species were registered. A rarefaction analysis, showed that the preserved areas had significantly greater richness and diversity. Beta diversity analysis revealed a species turnover of nearly 32% among each pair of conditions. It is concluded that the changes in land-use negatively affect richness and diversity and causes major changes in species composition of the bee community. For this reason, it is recommended that the protection of the tropical dry forest, both for this study area but also in general for Mexico, is essential to guarantee the conservation of this group of insects, which are required for the reproduction of a great number wild and cultivated plant specie.

Keywords

Native bees, Mexico, tropical dry forest, bee abundance, bee diversity.

Introduction

Pollinators are a key component for global biodiversity, because they assist in the sexual reproduction of many plant species and play a crucial role in maintaining terrestrial ecosystems and food security for human beings (Potts et al. 2010, van der Sluijs and Vaage 2016). Approximately 80% of angiosperms depend on biotic pollination (Klein et al. 2007, Quesada et al. 2012). Bees (Hymenoptera: Apoidea) are some of the most important pollinators (Winfree et al. 2008). It is estimated that nearly 73% of cultivated plant species and more than 75% of global vegetation are pollinated by these insects (Coro 2009), which are considered the principal pollinators in tropical regions (O'Toole and Raw 1999, Nantes-Parra 2005).

Tropical dry forest present a great bee species richness in Mexico (Ayala 1988, Ayala et al. 1996), which is explained by the high diversity of entomophilous plants (Ayala 2004), and their differentiated phenology (generally, tree species flowering in dry season while herbaceous and shrub species flowering in wet season), which provides to this group of organisms, resources for most of the year (Reyes-Novelo et al. 2009). This vegetation type covered approximately 270,000 km² in 1990 but currently there are great pressures exerted on this type of forest. For example Trejo and Dirzo (2000), reported that 50% was either fragmented or existed as relicts. Furthermore, they found changes in land use on 23% of the surface and that only 27% of this type of vegetation remained intact (Trejo and Dirzo 2000).

Land use change, such as degradation or fragmentation of tropical dry forest, could have consequences on the richness and composition of bee communities. According to previous studies, bees are susceptible to the loss of their natural habitats by the fragmentation and transformation of the landscape for agricultural, livestock and urban purposes (Martins et al. 2013, Woodcock et al. 2013, Le Féon et al. 2016, Mogren et al. 2016). For this reason, it is important to compare local bee communities from disturbed environments with one from a preserved environment in the same region, as this should

provide useful information for making conservation-based decisions on bee community management (Dalmazzo 2010).

Two of the most important factors for bee communities are food availability (nectar and pollen) and nesting sites (Reyes-Novelo et al. 2009). Changes in land use are expected to affect both and consequently alter the structure of these communities. Due to this, the aims of this study were: 1) to ascertain whether landscape transformations affect bee community structure (richness, abundance, and α and β diversity) and, 2) to identify which are the bee groups most susceptible to these changes, as well as those who benefit from them.

Material and methods

Study área

The study is located at Área de protección de flora y fauna Sierra de Quila, (here and after APFFSQ) and its zone of influence, which is found in the south-central portion of Jalisco, Mexico (Fig. 1). It is located within the Trans-Mexican Volcanic Belt physiographic region. The research was conducted in the municipalities of Tecolotlán, Tenamatlán, San Martín Hidalgo and Cocula. Geographically, it is found between 20°14' and 20°22'N; 103°57' and 104°07'W (DMS), with an area of 15,912 hectares (Villavicencio et al. 2012).

Data collection

Three conditions in tropical dry forest (**TDF**) with different land-use were selected. The first was an urbanized area (**U**) at Tecolotlán, a municipality with 9,189 inhabitants (IEEG 2015); the second was an agricultural area with crops and livestock (**CL**), which begins on the area surrounding the town, and is characterized by the presence of crops (mainly corn – *Zea mays* L.) as well as cattle ranches, which were slightly fragmented by secondary vegetation and some remaining trees of the TDF, used as living fences. The third was an area of preserved vegetation (**P**) of the TDF within the APFFSQ. Some of the most common trees in this area are from the following genera: *Bursera*, *Ceiba*, *Erythrina*, *Heliocarpus*, *Lysiloma*, *Stenocereus* and *Viguiera* (Fig. 1) (Guerrero-Nuño and López-Coronado 1997).

Sampling of wild bees was conducted throughout the year, with three sampling days per month (one working day per condition, from 10:00 to 16:00 hours). Four plots, 50 × 5 m, were randomly located for each land use condition and the bees were sample walking along the transect during periods of 60 minutes per collection. Bee species presences and their abundance were recorded. Bee species that could not be determined in the field were collected using an entomological net with extension of 2.70 m on tree strata and an extension of 1.00 m for herbaceous strata. Specimens were processed according to Michener et al. (1994). Bees were then identified as precisely as possible with the help of the specialized literature, whether at a species or genus level, and then separated by morphospecies. The specimens were deposited at the Entomological Collection of Centro de Estudios en Zoología of Universidad de Guadalajara (CZUG).

Data analysis

Sampling efficiency and richness comparison

A species accumulation curve was performed to evaluate the sampling effort per site and, as well as to compare the richness among the different conditions using ESTIMATES 9.1.0. (Colwell 2016). A rarefaction curve was also prepared using the same program.

Bees abundance

Bee abundances with and without *Apis mellifera* were compared via analysis of variance (ANOVA) for the first case, and Kruskal-Wallis followed by the Nemenyi *post-hoc* test, for the second case. Furthermore, Pearson's chi-squared test and residual analysis were used to compare the abundance of different bee families among the land-use conditions using the R 3.2.5 Software (R Core Team 2016).

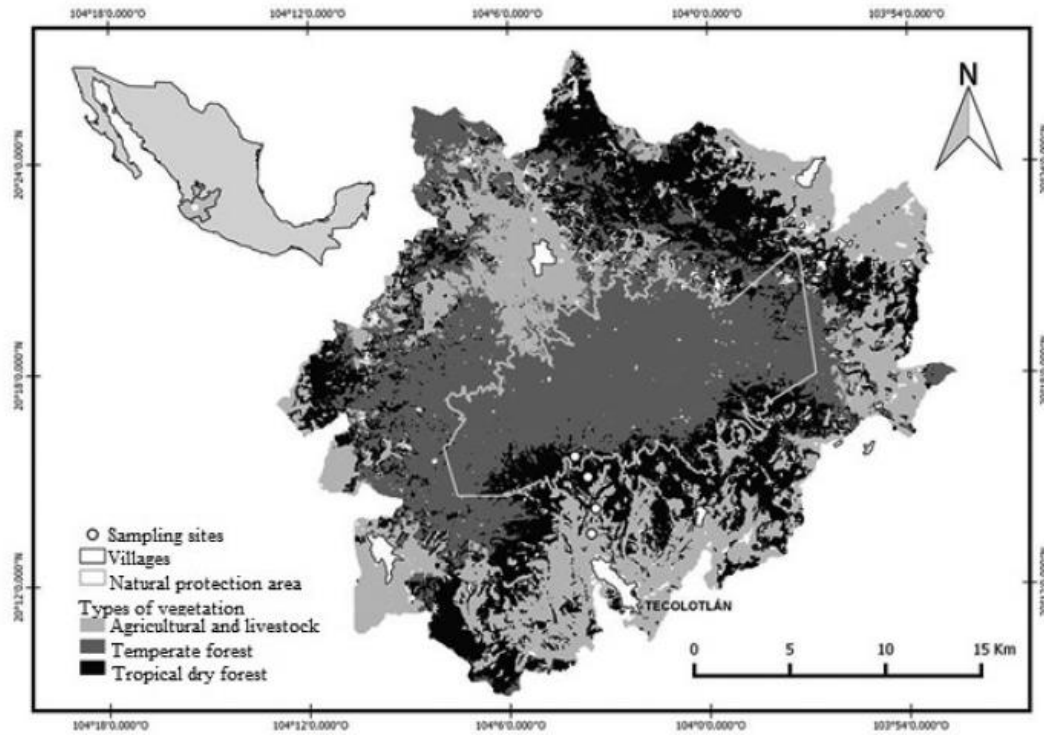


Figure 1. Location of the APFFSQ and sampling sites.

Diversity analysis

The Shannon-Wiener index was used to compare alpha diversity of sites via a confidence interval obtained using bootstrap in PAST 3.15 software (Hammer et al. 2001). In order to contrast the composition of tribes in the study areas, beta diversity index (β_{sim}) was estimated, while non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used with the R 3.2.5 software (R Core Team 2016) via the ‘vegan’ package (Oksanen et al. 2013).

Results

Sampling efficiency and comparison of specific richness

A total of 14,054 bees individuals were registered, belonging to five families, 52 genera, and 160 species (Table 1) (Appendix 1). The richest (34.9 %) and most abundant (83.3 %) family was Apidae and the poorest (7 %) and least abundant (1.2 %) family was Colletidae. The bee species with the highest number of individuals were all eusocial species: *Apis mellifera*, with 7,030 individuals (49.9% of total abundance); *Partamona*

billineata, with 768 individuals (5.4%); *Scaptotrigona hellwegeri* with 718 individuals (5.1%); and, *Trigona nigra* with 529 individuals (3.8 %).

Table 1. Richness and abundance of the bee families registered.

Family	Genera	Species	Abundance
Apidae	23	60	12,170
Halictidae	8	33	759
Megachilidae	13	35	739
Andrenidae	5	20	214
Colletidae	3	12	172
Total	52	160	14,054

The richest condition was P, with 120 species, followed by CL with 98 species and, finally U, with 81 species. The rarefaction curve among different land-use conditions indicated greater richness in P than in U and CL, although they did not present statistically significant differences (Fig. 2). Furthermore, a sampling efficiency of 88% was obtained for P (135 spp.), 77% for CL (127 spp.), and 79% for U (102 spp.) in accordance with the richness estimated by Chao 1).

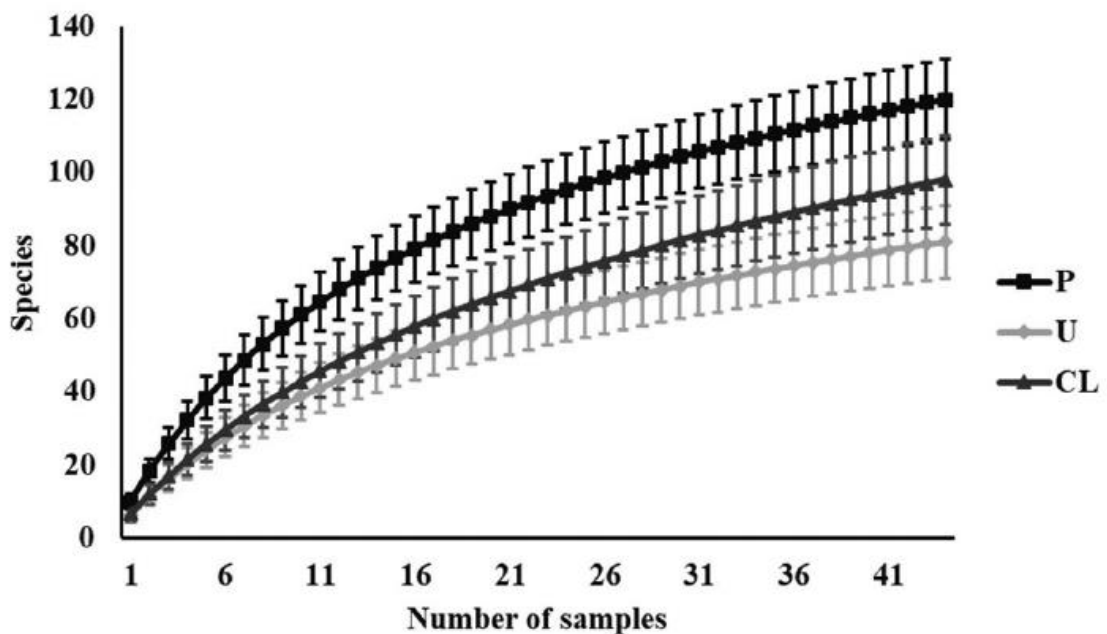


Figure 2. Rarefaction curve for bee richness among the different land-use conditions.

Abundance of bees

The highest number of bee individuals was observed in P (5,067), followed by CL (4,786) and U (4,202). The ANOVA ($df = 2$, $F = 0.352$, $p = 0.704$) showed no significant differences between the registered abundance of bees for the different types of land-use. If only wild bees are considered (excluding *Apis mellifera*), the greatest abundance was in P (2,731), followed by U (2,418) and, finally, CL (1,876). In this case, Kruskal-Wallis test ($df = 2$, $K = 7.265$, $p = 0.026$) indicated significant differences between median abundances, while the Nemenyi *post-hoc* test demonstrated significant differences ($p = 0.023$) only in terms of the abundances of bees between P and CL.

Table 2. Abundance per bee family in different conditions of land-use. Abundance of Apidae without *Apis mellifera* between parentheses.

Family	U	CL	P
Apidae	3,545 (1,748)	4,345 (1,434)	4,279 (1,943)
Halictidae	427	141	192
Megachilidae	168	259	313
Andrenidae	57	24	133
Colletidae	5	17	150

Pearson's chi-squared test showed a dependency between land-use and bee family abundance ($df = 8$, $\chi^2 = 560.2715$, $p < 0.05$) (Table 2), while residual analysis indicated that abundance of Colletidae, Andrenidae and Megachilidae are positively related to P. The Halictidae was primarily associated with U where they were most abundant, while the Apidae registered the highest abundance in CL (Fig. 3).

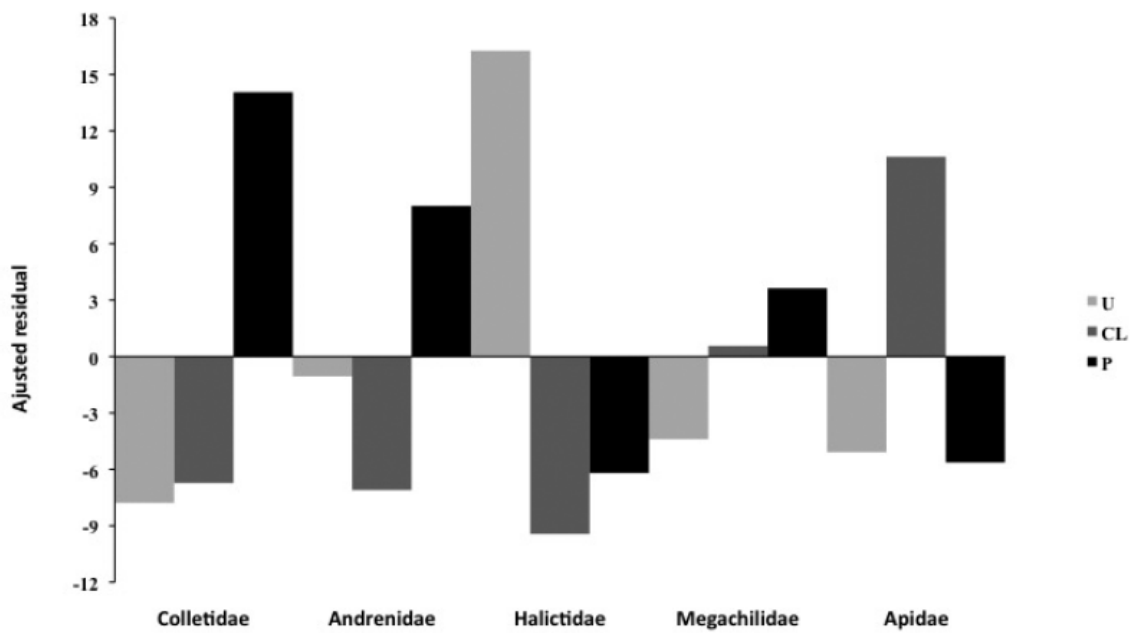


Figure 3. Residual analysis with Pearson’s chi-squared test to compare independence between bee family and land use conditions.

Diversity analysis

The Shannon-Wiener index (H') values presented significant differences with a $p < 0.05$, P obtained a greater level of diversity compared to the other types of land-use, followed by U and, finally CL. Evenness (J') is lower in CL, while U and P presented similar evenness. Moreover, when only wild bees were considered, diversity was higher in P. This is due to the elevated abundance of *Apis mellifera* (Table 3).

Table 3. Shannon-Wiener diversity index (H') per land-use condition and their confidence intervals (IC 95%) via bootstrap, and maximum diversity (H'max), Evenness (J'), including *Apis mellifera* and excluding *A. mellifera*.

H'	-CI 95%	+CI 95%	H'max	J'	
Including <i>A. mellifera</i>					
U	2.605 ^b	2.561	2.666	4.40	0.591
CL	1.933 ^c	1.889	2.00	4.58	0.421
P	2.755 ^a	2.703	2.813	4.79	0.574
Excluding <i>A. mellifera</i>					
U	3.342 ^b	3.313	3.403	4.39	0.760
CL	3.225 ^b	3.187	3.319	4.57	0.704
P	3.830 ^a	3.790	3.878	4.78	0.800

The beta diversity index (β_{sim}) showed an average species turnover rate of about 32% for each condition. In terms of bee species composition change, the highest was between U and CL (36%), followed by P and U with 30% and finally between CL and P with 27%. The indirect ordination performed with NMDS resulted in a stress value of 0.1326, that shows a gradual separation of the three different land-use conditions along the first axis, where on the left side are located U sites, CL sites in the center, and P sites on the right side. The tribe Anthophorini and tribes of the Halictidae were associated with the U, while tribes of the Apidae and one megachilid tribe were located principally between the U and CL areas. The Lithurgini, two tribes of the Andrenidae and two cleptoparasite tribes (Ericrocidini, Epeolini) were associated with the CL, while the Xylocopini was associated with the P and CL areas. Tribes of Colletidae, Andrenidae, and Megachilidae and two apid tribes were found in P (Fig. 4).

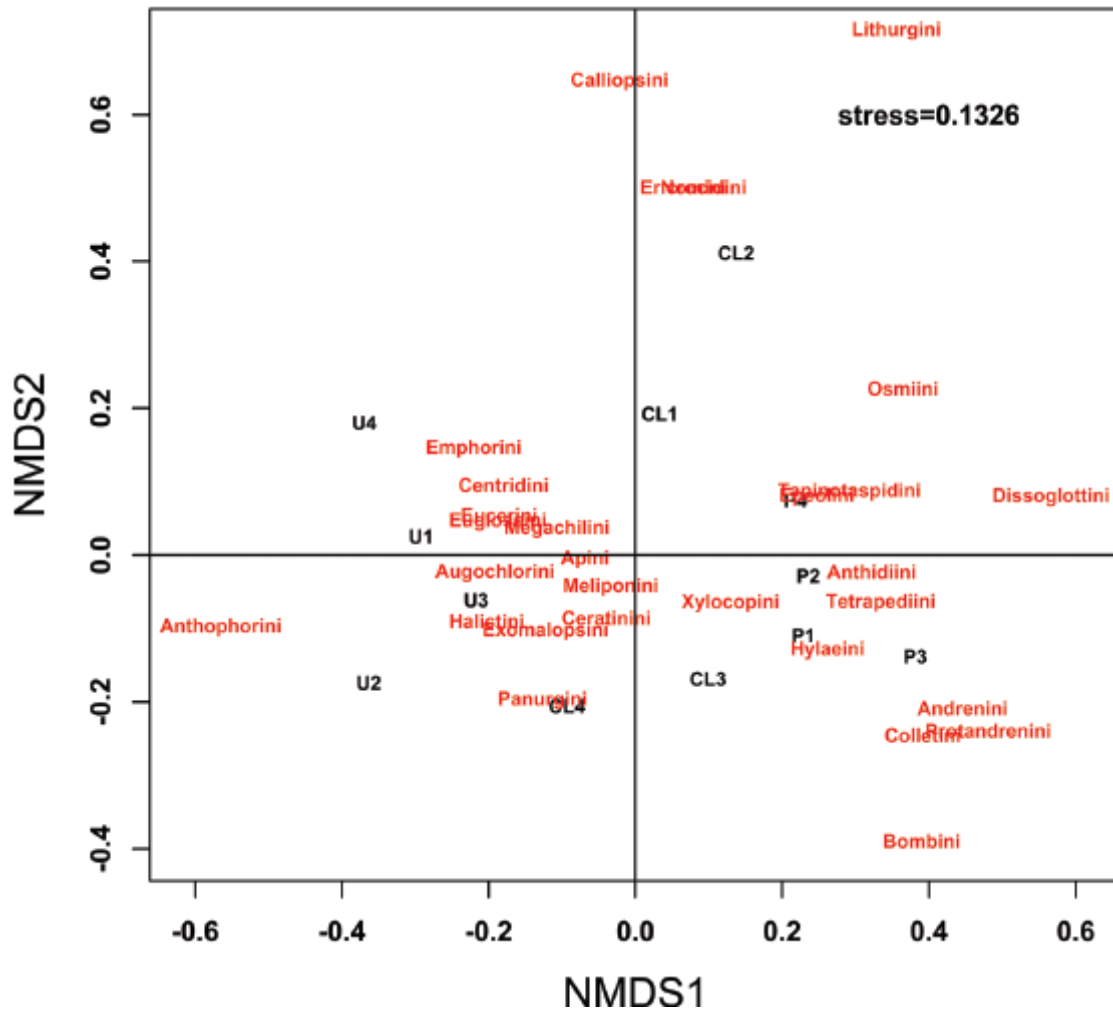


Figure 4. Ordination diagram derived from NMDS for the different land-use areas and bee tribal data.

Discussion

The highest bee richness was registered in P while the only significant differences were recorded between U and P. The results indicate a gradient in richness related to the habitat conservation. This finding is supported by different studies which show that the destruction of the habitat, for agriculture or urbanization, is principally responsible for bee species reduction, up to the point of local extinction for some species (Frankie et al. 1997, Martins et al. 2013). Furthermore, in a meta-analysis, Winfree et al. (2009), report that bee richness decreases with increasing anthropogenic disturbance, while Ricketts et al. (2008), found that on average the richness of pollinators (principally bees) in crops decreased by half as the distance from preserved habitat increased to 1500 m.

The decrease in bee richness is related to their dependence on various resources to complete their lifecycle, such as food resources (pollen and nectar) and nesting substrates (either from the soil or vegetation), and materials for constructing their nests (Winfree 2010). The reason that a greater number of bee species is registered in the preserved area is possibly due to a greater availability of plant species for food, being that bee richness has been positively related to the richness of flowers (Carper et al. 2014) and to a great floral diversity, which provide food to a great variety of specialist and generalist bee species (Martins et al. 2013).

The abundance of bees did not differ significantly between the three land-use conditions. This agrees with various studies that report a similar or greater abundance in human modified areas (Carper et al. 2014, Mallinger et al. 2016, Nantes-Parra et al. 2008, Olalde- Estrada et al. 2015, Otero and Sandino 2003, Tonhasca et al. 2002); this occurs in sites with moderate disturbance with gaps on forest canopy, which facilitate grow of herbaceous layer (Carper et al. 2014). This also shows that urban areas could be important for bee communities, despite the modification of vegetation, because they offer ornamental and wild flowers, particularly because they are watering them in times when native vegetation is diminished, as well as nesting resources associated to human constructions (Dalmazzo 2010). The differences in abundance between the P and CL when *Apis mellifera* is excluded from analysis could be due to the same reasons that affect bee richness in addition to the use of pesticides in the crops which affect wild bees (Winfree 2010).

The number of individuals per family varied, Andrenidae, Megachilidae and Colletidae being far less abundant than the Apidae and Halictidae. Potts et al. (2003) observed the Andrenidae definitely associated with annual plant diversity, and Megachile with plant richness, pollen and available nectar". Vergara (2005) suggests that, in areas with agricultural activity, bee genera that nest in the soil, including andrenids and colletids, are under-represented due to plowing for agricultural activities and the presence of livestock, which affect nesting. While Halictidae presented greater abundance in the urban area, this is possibly because most of the registered bees of this family are small (<1 cm) and most of them are polilectic (Michener 2000).

Banaszak-Cibicka and Zmihorski (2012), reported that urban areas contain small green isolated island (parks and gardens), that promote the abundances of small bees, which require only a small amount of food. Winfree et al. (2009), indicate that they do not have problems in finding nesting sites in disturbed areas.

Total bee abundance tends to decline at disturbed sites, while individual species present different responses, some of them show drastic reduction in their populations, while others remain stable or even increase with land-use change (Winfree et al. 2008). For this reason, the use of the habitat according to bee species plays an important role. Bees that require specific conditions for their development, become the most vulnerable to the disappearance of their habitat. On the other hand, if the resources generated by the modification of the habitat is exploited by the bees, they could survive in disturbed areas (Winfree 2010). That is the reason why bees that can use a wide variety of resources are often able to compensate when circumstances change, although some species disappear due to land use changes. The higher richness and evenness patterns in preserved areas is supported by Reyes-Novelo et al. (2009), who explain that in disturbed areas some species disappear locally and the abundance of others decreases, which modifies dominance.

Finally, β diversity showed a medium level of species turnover rate among conditions, despite the maximum distance between sampling sites was 6 km. The structure of bee community contrasts with P and U, in which tribes such as Halictini and Anthophorini (due to the high abundance of *Anthophora squammulosa*) are associated with the urban area. The tribes of the Andrenidae, Colletidae, Megachilidae and Apidae, such as bumblebees (Bombini), are strongly associated with P, while the CL area is found at the mid-point of the gradient. This suggests that disturbance, with its variations in micro-environments and food and nesting resource has a significant effect on bee community species composition. The bee fauna of the TDF in Mexico is one of the richest and most diverse in the country (Ayala 2004), so, the protection of this type of vegetation is crucial for the conservation of this group of insects, given that the reduction of these native pollinators could have a negative economic impact on crops (Maass et al. 2005). As the expansion of human settlement and the population growth or production activities have led to the process of deforestation, fragmentation and degradation of this forest (Maass et al. 2010), Trejo and Dirzo (2000) report that approximately 3.7% of the TDF of the total area

of Mexico (72,850 km²) remains relatively intact and with a high annual deforestation rate of 2.02% of the total coverage.

Conclusions

The APFFSQ is an important site for maintaining wild bee diversity, given that 200 species of bees were registered in the area, of which 160 are present in the TDF (Razo-León 2015). According to Ortega, (2007), the TDF covered 19.84% of APFFSQ (2,797 ha) in 1993, by the year 2000, it only covered 15.25% (2,149 ha), this means that the TDF lost 23.2% of its area in seven years, because it is rounded by agricultural or livestock production areas which make it more vulnerable to transformation. This leads to the conclusion that change in land-use negatively affects the richness, abundance, and diversity of species of bee community, for this reason it is recommended that the TDF in Mexico should be protected in order to guarantee the conservation of this group of insects.

Acknowledgments

We thank anonymous reviewers for suggesting improvements to the manuscript. A doctoral scholarship from CONACYT, Hugo Eduardo Fierros-López (CUCBA, University of Guadalajara) for the identification of bees, Regional Committee for the Protection and Promotion of the Natural Resources of the Sierra de Quila A.C. for all its institutional and logistical support, Raymundo Villavicencio and Victoria Belen Muñoz for the preparation of the map.

References

Ayala R (1988) Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de Chamela, Jalisco, México. *Folia Entomologica Mexicana* 73: 395–493.

Ayala R, Griswold TL, Yanega D (1996) Apoidea (Hymenoptera). In: Llorente J, García A, González E (Eds) *Biodiversidad, taxonomía, y biogeografía de artrópodos de*

México: Hacia una síntesis de su conocimiento. UNAM-CONABIO, Ciudad de México, 423–464.

Ayala R (2004) Fauna de abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea). In: García AN, Ayala R (Eds) Artrópodos de Chamela. UNAM, Ciudad de México, 193–219.

Banaszack-Cibicka W, Zmihorski M (2012) Wild bees along an urban gradient: winners and loser. *Journal of Insect Conservation* 16(3): 331–343. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>

Campos-Navarrete MJ, Parra-Tabla V, Ramos-Zapata J, Díaz-Castelazo C, Reyes-Novelo E (2013) Structure of plant–Hymenoptera networks in two coastal shrub sites in Mexico. *Arthropod Plant Interaction* 7(6): 607–617. <https://doi.org/10.1007/s11829-013-9280-1>

Carper AL, Adler LS, Warren PS, Irwin RE (2014) Effects of suburbanization on forest bee communities. *Environmental Entomology* 43(2): 253–262. <https://doi.org/10.1603/EN13078>

Colwell RK (2016) EstimateS 9.1.0. University of Connecticut, Storrs, USA. <http://purl.oclc.org/estimates>

Coro AM (2009) La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas* 85: 1–5.

Dalmazzo M (2010) Diversidad y aspectos biológicos de abejas silvestres de un ambiente urbano y otro natural de la región central de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 69(1–2): 33–44.

Frankie GW, Vinson SB, Rizzardi MA, Griswold TL, O’Keefe S, Snelling RR (1997) Diversity and abundance of bees visiting a mass flowering tree species in disturbed seasonal dry forest, Costa Rica. *Journal of the Kansas Entomological Society* 70(4): 281–296.

Guerrero-Nuño JJ, López-Coronado GA (1997) La vegetación y la flora de la Sierra de Quila. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, 134 pp.

Hammer Ř, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis *Palaeontologia Electronica*. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

IIEG (2015) Instituto de Información Estadística y Geográfica del Estado de Jalisco con base en INEGI, censos y conteos nacionales. <http://www.iiég.gob.mx/contenido/Municipios/Tecolotlan.pdf>

Klein AM, Vaissiere BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of Royal Society B* 274(1608): 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Le Féon V, Poggio SL, Torretta JP, Bertrand C, Molina GA, Burel F, Ghera CM (2016) Diversity and life-history traits of wild bees (Insecta: Hymenoptera) in intensive agricultural landscapes in the Rolling Pampa, Argentina. *Journal of Natural History* 50(19–20): 1175–1196. <https://doi.org/10.1080/00222933.2015.1113315>

Maass M, Balvanera P, Castillo A, Daily GC, Mooney HA, Ehrlich P, Quesada M, Miranda A, Jaramillo VJ, Garcia-Oliva F, Martinez-Yrizar A, Cotler H, Lopez-Blanco J, Perez-Jimenez A, Burquez A, Tinoco C, Ceballos G, Barraza L, Ayala R, Sar J (2005) Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1): 17–39. <https://doi.org/10.5751/ES-01219-100117>

Maass M, Búrquez A, Trejo I, Valenzuela D, González MA, Rodríguez M, Arias H (2010) Amenazas. In: Ceballos G, Martínez L, García A, Espinoza E, Creel JB, Dirzo R (Eds) *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. FCE-CONABIO-TELMEX-CONANP-WWF México-EcoCiencia SC, Ciudad de México, 321–346.

Mallinger RE, Gibbs J, Gratton C (2016) Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecology* 31(7): 1523–1535. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0332-z>

Martins AC, Gonçalves RB, Melo GA (2013) Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. *Zoologia (Curitiba)* 30(2): 157–176. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>

Michener CD, McGinley RJ, Fanforth BN (1994) *The Bee Genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea)*. Smithsonian Institution Press, Washington, 208 pp.

Mogren CL, Rand TA, Fausti SW, Lundgren JG (2016) The effects of crop intensification on the diversity of native pollinator communities. *Environmental Entomology* 45(4): 865–872. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw066>

Nantes-Parra G (2005) Abejas silvestres y polinización. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología* 75: 7–20.

Nantes-Parra G, Palacios E, Parra A (2008) Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae) en Meta, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 56(3): 1295–1308.

O'Toole C, Raw A (1999) *Bees of the world. Facts on file*, New York, 192 pp.

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H (2013) Package 'vegan' version 2.0–10. En *Community ecology package*. <http://www.r-project.org>.

Olalde-Estrada I, Cano-Santana Z, Castellanos-Vargas II, Balboa-Aguilar CC (2015) Variación Espacio-Temporal en la Densidad y Diversidad de Abejas en sitios de

Bosque Tropical Caducifolio Sujetos a Disturbio en el Ejido San José Tilapa, Puebla. *Entomología Mexicana* 2: 533–539.

Ortega CCA (2007) Estudio Temporal de la Fragmentación Forestal del Área de Protección de Flora y Fauna “Sierra de Quila” en el Estado de Jalisco, Mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). Thesis. Universidad de Guadalajara, Guadalajara.

Otero JT, Sandino JC (2003) Capture Rates of Male Euglossine Bees across a Human Intervention Gradient, Chocó Region, Colombia. *Biotropica* 35(4): 520–529.

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE (2010) Global pollinator declines: trends, impact and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25(6): 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Potts SG, Vulliamy B, Dafni A, Ne’eman G, Willmer P (2003) Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84(10): 2628–2642. <https://doi.org/10.1890/02-0136>

Quesada M, Rosas F, Lópezaraiza M, Aguilar R, Ashworth L, Rosas GV, Sánchez MG, Martén RS (2012) Ecología y Conservación Biológica de Sistemas de Polinización de Plantas Tropicales. In: del Val E, Bouge K (Eds) *Ecología y Evolución de las Interacciones bióticas*. Fondo de Cultura Económica, CIECO y UNAM. Ciudad de México, 75–100.

R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>

Reyes-Novelo E, Méndez VR, Ayala R, Delfín HG (2009) Abejas Silvetres (Hymenoptera: Apidae) como Bioindicadores en el Neotrópico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10(1): 1–13.34

Changes in bee community structure under three different land-use conditions

Ricketts TH, Regetz, J, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Bogdanski A, Morandin LA (2008) Landscape effects on crop pollination services: are

there general patterns? *Ecology letters* 11(5): 499–515. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>

Tonhasca Jr A, Blackmer JL, Albuquerque GS (2002) Abundance and Diversity of Euglossine Bees in the Fragmented Landscape of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 34(3): 416–422. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00555.x>

Trejo I, Dirzo R (2000) Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94(2): 133–142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)

van der Sluijs JP, Vaage NS (2016) Pollinators and Global Food Security: The Need for Holistic Global Stewardship. *Food Ethics* 1(1): 75–91. <https://doi.org/10.1007/s41055-016-0003-z>

Vergara CH (2005) Effects of Agriculture on Bee Community (Hymenoptera: Apoidea). *Journal of Agronomy* 4(4): 277–280. <https://doi.org/10.3923/ja.2005.277.280>

Villavicencio R, Santiago AL, Godínez JJ, Chávez JM, Toledo SL (2012) Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural en la Sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(11): 9–23.

Winfree R, Williams NM, Gaines H, Ascher JS, Kremen C (2008) Wild Bee Pollinators Provide the Majority of Crop Visitation across Land-Use Gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal Applied Ecology* 45(3): 793–802. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01418.x>

Winfree R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G, Aizen MA (2009) A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90(8): 2068–2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>

Winfree R (2010) The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academic of Sciences* 1195: 169–197. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>

Woodcock BA, Edwards M, Redhead J, Meek WR, Nuttall P, Falk S, Pywell RF (2013) Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: Behavioural differences and diversity responses to landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.00535>

Appendix 1

Table A1. Number of individuals per bee species registered in different land use conditions.

Species	U	CL	P
<i>Agapostemon leunculus</i> Vachal, 1903	20	6	21
<i>Agapostemon nasutus</i> Smith, 1853	9	0	1
<i>Ancyloscelis apiformis</i> (Fabricius, 1793)	35	2	8
<i>Andrena</i> sp. 1	0	0	25
<i>Andrena</i> sp. 2	0	0	12
<i>Andrena</i> sp. 3	0	0	1
<i>Andrena</i> sp. 4	0	1	0
<i>Anthidiellum apicale</i> (Cresson, 1878)	1	13	42
<i>Anthidiellum azteca</i> (Urban, 2001)	0	0	2
<i>Anthidium parkeri</i> González & Griswold, 2013	0	0	8
<i>Anthodioctes gualanensis</i> (Cockerell, 1912)	0	0	1
<i>Anthodioctes</i> sp. 1	0	4	7
<i>Anthophora capistrata</i> Cresson, 1878	0	0	1
<i>Anthophora squammulosa</i> Dours, 1864	160	39	0
<i>Anthophorula serrata</i> (Friese, 1899)	0	31	26
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	178	2910	2336
<i>Ashmeadiella buconis</i> (Cresson, 1878)	0	29	0
<i>Ashmeadiella opuntiae</i> (Cockerell, 1879)	0	0	1
<i>Augochlora aurifera</i> Cockerell, 1897	42	0	0
<i>Augochlora quiriguensis</i> Cockerell, 1913	6	17	28
<i>Augochlora sidaefolia</i> Cockerell, 1913	9	6	4
<i>Augochlora smaragdina</i> Friese, 1917	13	11	12
<i>Augochlora</i> sp. 1	29	2	34
<i>Augochlora</i> sp. 2	37	0	0
<i>Augochlora</i> sp. 3	0	0	2
<i>Augochlorella neglectula</i> (Cockerell, 1897)	25	28	3
<i>Augochloropsis ignita</i> (Smith, 1861)	4	1	0
<i>Augochloropsis metallica</i> (Fabricius, 1793)	30	11	39
<i>Aztecantidium xochipillium</i> Michener & Ordway, 1964	0	0	2

<i>Bombus diligens</i> Smith, 1861	0	1	3
<i>Bombus steindachneri</i> Handlirsch, 1888	0	1	9
<i>Calliopsis hondurasica</i> Cockerell, 1897	0	2	0
<i>Calliopsis</i> sp. 1	1	0	0
<i>Calliopsis</i> sp. 2	0	0	1
<i>Centris agilis</i> Smith, 1874	0	0	3
<i>Centris aterrima</i> Smith, 1854	0	6	0
<i>Centris atripes</i> Mocsáry, 1899	0	1	4
<i>Centris flavofasciata</i> Friese, 1899	0	4	0
<i>Centris nitida</i> Smith, 1874	37	30	68
<i>Centris trigonoides</i> Lepeletier, 1841	125	14	3
<i>Centris varia</i> (Erichson, 1848)	18	0	0
<i>Ceratina arizonensis</i> Cockerell, 1898	1	3	5
<i>Ceratina capitosa</i> Smith, 1879	1	1	6
<i>Ceratina eximia</i> Smith, 1862	3	0	7
<i>Ceratina</i> sp. 1	1	47	42
<i>Ceratina</i> sp. 2	20	9	12
<i>Ceratina</i> sp. 3	20	5	10
<i>Ceratina</i> sp. 4	7	0	0
<i>Coelioxys aztecus</i> Cresson, 1878	1	1	1
<i>Coelioxys</i> sp. 1	0	1	0
<i>Coelioxys</i> sp. 2	0	1	0
<i>Colletes maconnelli</i> Metz, 1910	0	0	16
<i>Colletes</i> sp. 1	0	0	42
<i>Colletes</i> sp. 2	1	1	5
<i>Colletes</i> sp. 3	0	0	1
<i>Colletes</i> sp. 4	0	0	1
<i>Colletes</i> sp. 5	0	0	8
<i>Diadasia australis</i> (Cresson, 1878)	56	159	5
<i>Diadasia</i> sp. 1	0	1	0
<i>Dianthidium macrurum</i> (Cockerell, 1913)	0	70	20
<i>Dianthidium</i> sp. 1	0	1	10

<i>Dieunomia micheneri</i> (Cross, 1958)	0	1	0
<i>Epicharis elegans</i> Smith, 1861	6	0	0
<i>Eufriesea micheneri</i> Ayala and Engel, 2008	0	0	3
<i>Euglossa viridissima</i> Friese, 1899	76	8	66
<i>Eulaema polychroma</i> (Mocscáry, 1899)	6	0	11
<i>Exomalopsis similis arida</i> Cockerell, 1929	0	1	0
<i>Exomalopsis similis moesta</i> Timberlake, 1890	51	25	2
<i>Exomalopsis</i> sp. 1	0	21	33
<i>Exomalopsis</i> sp. 2	26	2	3
<i>Exomalopsis</i> sp. 4	8	0	7
<i>Exomalopsis</i> sp. 5	0	0	4
<i>Frieseomelitta nigra</i> Cresson, 1878	122	320	87
<i>Halictus ligatus</i> Say, 1837	113	0	3
<i>Heriades bruneri</i> Titus, 1904	0	0	1
<i>Heriades variolosa</i> Cockerell, 1929	0	6	20
<i>Hylaeus</i> sp. 1	2	5	26
<i>Hylaeus</i> sp. 2	1	4	0
<i>Hylaeus</i> sp. 3	0	0	4
<i>Hylaeus</i> sp. 4	1	0	0
<i>Hylaeus</i> sp. 5	0	0	4
<i>Hypanthidium mexicanum</i> (Cresson, 1878)	0	0	1
<i>Lasioglossum acarophyllum</i> McGinley, 1986	1	0	11
<i>Lasioglossum desertum</i> Smith, 1879	1	0	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 1	0	3	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 2	0	3	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 3	2	0	2
<i>Lasioglossum</i> sp. 4	0	18	2
<i>Lasioglossum</i> sp. 5	0	4	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 6	0	0	5
<i>Lasioglossum</i> sp. 7	1	3	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 8	0	2	4
<i>Lasioglossum</i> sp. 9	0	0	5
<i>Lasioglossum</i> sp. 10	1	0	6

<i>Lasioglossum</i> sp. 11	3	16	3
<i>Lasioglossum</i> sp. 12	0	0	3
<i>Lasioglossum</i> sp. 13	9	0	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 14	2	1	1
<i>Lasioglossum</i> sp. 15	4	1	0
<i>Lasioglossum</i> sp. 16	0	0	1
<i>Lithurgopsis apicalis</i> Cresson, 1875	0	52	5
<i>Megachile albitarsis</i> Cresson, 1872	13	0	8
<i>Megachile concinna</i> Smith, 1879	2	5	2
<i>Megachile exilis</i> Cresson, 1878	38	0	11
<i>Megachile flavihirsuta</i> Mitchell, 1939	2	1	14
<i>Megachile frugalis</i> Cresson, 1872	0	17	10
<i>Megachile gentilis</i> Cresson, 1872	23	13	62
<i>Megachile otomita</i> Cresson 1878	69	0	0
<i>Megachile parallela</i> Smith, 1853	2	1	2
<i>Megachile petulans</i> Cresson, 1878	5	4	9
<i>Megachile reflexa</i> (Snell, 1990)	8	36	4
<i>Megachile</i> sp. 1	0	0	1
<i>Megachile</i> sp. 2	1	0	0
<i>Megachile zapoteca</i> Cresson, 1872	0	1	16
<i>Melissodes morrilli</i> Cockerell, 1918	46	18	8
<i>Melissodes</i> sp. 1	0	1	0
<i>Melissodes</i> sp. 2	3	6	7
<i>Melissodes</i> sp. 3	20	12	12
<i>Melissodes</i> sp. 4	0	2	0
<i>Melissodes tepaneca</i> Cresson, 1878	1	28	7
<i>Melitoma marginella</i> (Cresson, 1872)	70	1	49
<i>Mesocheira bicolor</i> (Fabricius, 1804)	0	5	0
<i>Mexalictus</i> sp. 1	0	0	3
<i>Mydrosoma serratum</i> (Friese, 1899)	0	7	43
<i>Paranthidium jugatorium</i> (Say, 1824)	0	2	14
<i>Paranthidium vespoides</i> (Friese, 1921)	3	0	54
<i>Paratetrapedia moesta</i> (Cresson, 1878)	0	4	9

<i>Partamona bilineata</i> (Say, 1837)	439	84	245
<i>Peponapis azteca</i> (Hurd and Linsley, 1966)	125	49	1
<i>Peponapis utahensis</i> (Cockerell, 1905)	1	0	0
<i>Perdita</i> sp. 1	0	2	20
<i>Plebeia cora</i> Ayala, 1999	0	0	145
<i>Protandrena</i> sp. 1	12	1	41
<i>Protandrena</i> sp. 2	37	0	16
<i>Protandrena</i> sp. 3	0	11	0
<i>Protandrena</i> sp. 4	3	3	0
<i>Protandrena</i> sp. 5	0	0	2
<i>Protandrena</i> sp. 6	1	0	0
<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	66	6	2
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 1	1	1	14
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 2	0	2	0
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 3	1	0	0
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 4	0	0	1
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 5	1	1	0
<i>Scaptotrigona hellwegeri</i> (Friese, 1900)	134	388	196
<i>Stelis costaricensis</i> Friese, 1921	0	0	1
<i>Tetraloniella balluca</i> LaBerge, 2001	0	2	1
<i>Tetraloniella donata</i> (Cresson, 1878)	0	6	19
<i>Tetraloniella pomonae</i> (Cockerell, 1915)	5	14	22
<i>Tetraloniella salviae</i> LaBerge, 1989	0	2	32
<i>Tetrapedia maura</i> Cresson, 1878	0	23	8
<i>Trachusa pectinata</i> Brooks and Griswold, 1988	0	1	38
<i>Triepeolus</i> sp. 1	2	0	25
<i>Trigona fulviventris</i> Guérin, 1835	0	14	172
<i>Xenoglossa gabbii</i> (Cresson, 1878)	1	0	0
<i>Xylocopa guatemalensis</i> Cockerell, 1912	0	1	214
<i>Xylocopa mexicanorum</i> Cockerell, 1912	134	43	124
<i>Xylocopa muscaria</i> (Fabricius, 1775)	1	1	53
<i>Xylocopa tabaniformis tabaniformis</i> (Smith, 1854)	0	0	108
Total	4202	4786	5067

CAPÍTULO 4. ¿Cómo afecta la conservación del hábitat y la estacionalidad a la diversidad funcional en las abejas?

Alvaro E. Razo-León¹, Miguel Vásquez-Bolaños², Alejandro Muñoz-Urías¹, Francisco M. Huerta-Martínez¹.

1 *Departamento de Ecología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México* **2** *Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México.*

Corresponding author: *Alejandro Muñoz-Urías* (almurias@gmail.com)

Resumen

Las abejas son de suma importancia debido a su papel en los ecosistemas, ya que favorecen el servicio de la polinización; varios trabajos a lo largo del mundo han reportado una disminución de sus poblaciones, y esto se atribuye principalmente a la destrucción de su hábitat y al uso de agroquímicos. Debido a esto, se estudió la comunidad de abejas en tres condiciones con diferentes usos de suelo: 1) área urbana; 2) área agrícola y ganadera; y, 3) área con vegetación conservada. Los tres sitios se encuentran en el bosque tropical caducifolio en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila y su zona de influencia. El muestreo se realizó a lo largo de un año (tres días por mes, y abarco las temporadas seca y lluviosa), se utilizaron cuatro parcelas de 50 x 5 m, los cuales fueron muestreados durante periodos de 60 minutos, donde se registró la riqueza y la abundancia de las abejas en cada condición de uso del suelo. Los ejemplares de abejas recolectadas se clasificaron dentro de 12 rasgos funcionales, en relación con información ecológica y de historia de vida, para cada especie, con apoyo de literatura. Se presentó menor riqueza y abundancia de abejas eusociales, no eusociales, polilécticas, de lengua corta y larga, de talla pequeña y grande, así como las que prefieren anidar en cavidades y madera, en los hábitats con vegetación perturbada, y una reducción en la riqueza funcional en las áreas perturbadas, por lo que este estudio sugiere que la degradación del hábitat y la estacionalidad afectan de manera significativa la riqueza, abundancia y diversidad funcional de las abejas de manera independiente.

Introducción

Las abejas han adquirido a lo largo del tiempo diversas adaptaciones morfológicas y conductuales, debido a su interacción con las plantas (González, 2006), que les permiten aprovechar el polen y néctar para su alimentación (Nantes-Parra, 2005), estos rasgos biológicos (rasgos funcionales), influyen en la función de los organismos y se pueden relacionar con los procesos en los ecosistemas (ejem. Polinización), las especies de abejas se pueden clasificar en grupos funcionales en relación con los recursos que utilizan y sus requerimientos de hábitat, el cómo se distribuyen las especies de abejas y su abundancia dentro de estos rasgos (diversidad funcional) (Mason et al., 2005), podría ayudar a entender la relación entre las comunidades y su respuesta ante los cambios del ambiente (Gómez–Ortiz et al., 2017), ya que estos rasgos son consecuencia de la conducta, fisiología, morfología, entre otros, de las diferentes especies (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Lazarina et al., 2017).

De acuerdo con Flynn et al. (2009) la diversidad funcional (FD) disminuye conforme el cambio de uso de suelo en múltiples grupos de organismos (plantas, aves y mamíferos). Sin embargo, es posible que algunos grupos funcionales sean más susceptibles al cambio de uso de suelo que otros, diversos grupos funcionales pueden responder diferente al cambio de uso de suelo, por ejemplo, rasgos como el tamaño o la especialización en la alimentación pueden variar en respuesta al degradarse los hábitats (Hoehn et al., 2008; Moretti et al., 2010; Forrest et al., 2015).

Recientemente varios trabajos sugieren que de manera general que las abejas atraviesan por una reducción en sus poblaciones (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010; Winfree, 2010), esto se atribuye principalmente a la deforestación con el fin de establecer áreas urbanas y zonas agrícolas, así como al uso de pesticidas en los cultivos (Potts et al., 2010; Winfree, 2010), señala que la pérdida de diversidad de abejas puede poner en riesgo el servicio de la polinización, ya que si se dan extinciones locales, los rasgos únicos con los que contribuyen las especies pueden desaparecer (Woodcock et al., 2014).

La diversidad de un grupo puede influir sobre su función en el ecosistema (Tscharrntke et al., 2008), se ha observado que la riqueza de especies vegetales se relaciona positivamente con la riqueza de polinizadores y favorece una mayor diversidad de rasgos funcionales. Al mismo tiempo, una mayor diversidad de estos rasgos en los polinizadores puede sustentar una mayor diversidad de especies vegetales y conducir a un mayor éxito

en la polinización y producción de semillas a nivel individual, por lo que la reducción de un grupo de polinizadores puede estar relacionada con la desaparición de especies vegetales y viceversa (Klein et al., 2003; Hoehn et al., 2008).

Por otra parte, los patrones de actividad de las abejas adultas corresponden con los periodos de floración de las plantas con las que se relacionan, ya que las abejas dependen de ellas para su supervivencia y reproducción, por lo que la estructura de la comunidad de abejas también se ve afectada por la estacionalidad de los recursos florales disponibles (Lundgren et al., 2016). El efecto que tienen los periodos estacionales sobre la diversidad funcional en abejas hasta el momento ha recibido poca atención, además, hay poca información sobre cómo los diferentes grupos funcionales de polinizadores pueden responder a la perturbación del hábitat (Aguirre-Gutiérrez et al., 2015).

Son escasos los estudios que evalúen el efecto del cambio de uso de suelo sobre la diversidad funcional en abejas, de manera general se ha encontrado una disminución en la diversidad funcional de abejas en hábitats degradados (áreas agrícolas), en relación con los hábitats seminaturales o forestales (Forrest et al., 2015; Martins et al., 2015; Woodcock et al., 2014). Sin embargo, Lazarina et al., (2016) no encontró diferencias significativas en la diversidad funcional en relación con la modificación del hábitat. También se ha reportado que una mayor diversidad funcional en hábitats de cultivos aumenta la producción de semillas en los mismos (Fründ et al., 2013; Hoehn et al., 2008). Debido a esto es necesario incrementar el número de estos estudios, por lo que se evaluó la riqueza, abundancia de rasgos y la diversidad funcional de abejas en tres diferentes condiciones de uso de suelo a lo largo de un año, para probar la hipótesis de que la diversidad funcional en abejas disminuye al aumentar la degradación del hábitat y observar el efecto de la estacionalidad sobre la misma.

Material y métodos

Área de estudio

El Área de Protección de Flora y Fauna de la Sierra de Quila (APFFSQ) presenta una extensión de 15,192 ha., y se localiza en Jalisco, aproximadamente a 100 km al S.O. de Guadalajara, entre los paralelos 20°12'10" y 20°23'23" de latitud norte y 103°53'25" y 104°11'35" de longitud oeste. Se trabajó en la zona correspondiente al municipio de: Tecolotlán y el APFFSQ que se encuentra rodeada de zonas agrícolas y algunas poblaciones urbanas (Fig. 1 del capítulo 3). (Guerrero-Nuño y López-Coronado, 1997; Villavicencio et al., 2012).

Recolección de datos

Los datos de las abejas se recolectaron en tres diferentes sitios de estudio contiguos, con diferente grado de conservación de la vegetación en relación al bosque tropical caducifolio (BTC): I) corresponde a un área con vegetación conservada (P) dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila (APFFSQ); II) un área de cultivos en su mayoría *Zea mays* L. y con cabezas de ganado (CL), que conserva remanentes de vegetación secundaria y algunos árboles del BTC, III) un área urbana (U) que corresponde al pueblo de Tecolotlán.

Se trabajó durante un año de noviembre del 2015 a octubre del 2016 considerando dos temporadas: Seca (S, de diciembre a mayo) y lluviosa (LI, de junio a noviembre), en cada uno de los meses, se dedicó un día de muestreo por cada condición de uso de suelo, entre las 10:00 y las 16:00 horas. En cada sitio con diferente grado de conservación se realizaron cuatro parcelas de 50 m de longitud, por 5 m de ancho, el punto inicial del recorrido y la dirección de los mismos se determinaron al azar, el transecto se recorrió durante un periodo de 60 minutos, en los que se registró: las especies de abejas presentes y su abundancia, de las especies de abejas que no fue posible determinar a vista se recolectaron ejemplares, para su posterior identificación en laboratorio con ayuda de literatura especializada a género o especie, los ejemplares de *Apis mellifera* no fueron considerados en este estudio.

Los ejemplares de abejas recolectados se clasificaron dentro de 12 rasgos funcionales, en relación a la información ecológica y de historia de vida, para cada especie de abeja, de acuerdo con Moretti et al. (2009), Hoehn et al. (2008), Lazariana et al. (2016), Michener et al. (1994), Michener (2000), O'toole y Raw (1991) y Discover Life (Ascher y Pickering, 2012), para cada especie de abeja (a excepción de *Lasioglossum (Dialictus)* por falta de revisiones e información biológica de las mismas y *Apis mellifera* por ser una especie introducida y criada en cautiverio) se caracterizó el tamaño (pequeñas, medianas y grandes), especialización en la anidación (suelo, cavidades y madera), estrategias de alimentación (polilécticas, oligolécticas, lengua corta y lengua larga) y sociabilidad (no eusociales y eusociales).

A continuación se detalla cómo se clasificaron en función de:

-Tamaño: Se separaron en tres rasgos, abejas de talla **Pequeña** (aquellas que miden de 0-0.99 cm de largo); **Mediana** (de 1-1,99 cm) y **Grandes** (mayores a 2 cm), para esto se midió con un vernier la distancia de la cabeza al final del abdomen de las abejas, se procuró medir al menos 10 ejemplares de cada especie, a excepción de las especies de las que se disponía de pocos ejemplares.

-Preferencias de anidación: En **Suelo**, se compone de las abejas mineras que excavan sus galerías en la tierra; **Cavidades**, utilizan huecos que existen con anterioridad y no los excavan; **Madera**, construyen sus nidos excavando o en huecos sobre madera suave o muerta, incluye a las especies de abejas carpinteras y abejas sin aguijón.

-Estrategias de alimentación: Poliléticas, son abejas generalistas que colectan polen de muchas especies vegetales y tienen dietas amplias. **Oligoléticas**, estas abejas recogen polen de un grupo reducido de plantas estrechamente relacionadas, por ejemplo, de una sola familia o género (Spivak, 2011). **Lengua larga**, los dos primeros palpos labiales son alargados, aplanados y con forma de vaina (Megachilidae y Apidae). **Lengua corta**, los palpos labiales no están modificados (Colletidae, Andrenidae y Halitidae).

-Sociabilidad: Eusociales, conformado por abejas con traslape de generación, separación en castas y obreras no reproductivas, incluye abejas altamente eusociales y eusociales primitivas. **No eusociales**, incluye a las abejas solitarias y los distintos comportamientos sociales que no entran en eusociales.

Análisis de datos

La riqueza de abejas de cada uno de los rasgos funcionales entre localidades (U, CL y P) y temporada (S y LL) fue comparada mediante un análisis de varianza (ANOVA) con interacción, seguido de la prueba *post-hoc* de Tukey, para comparar la abundancia por condiciones de uso de suelo se utilizó la prueba de Pearson's de chi-cuadrada, seguido de un análisis de residuales de los mismos, para ambos casos usando el software R 3. 2. 5 (R Core Team, 2016).

Para evaluar la diversidad funcional de los rasgos de la comunidad de abejas se utilizaron dos índices multidimensionales: **Riqueza funcional (Fric)**, cuantifica el número de rasgos observados en una comunidad, este índice estima el volumen tridimensional llenado por la comunidad de interés. **Equitatividad funcional (Feve)**, cuantifica la distribución de las

abundancias a través de un espacio creado por los rasgos funcionales, este índice va de 0-1, los valores cercanos a 0 indican una alta concentración de especies en el eje funcional y una alta concentración de las abundancias en un pequeño compartimento del espacio funcional y valores cercanos a 1 indican una alta similitud en las abundancias y una distribución homogénea de las especies en el eje funcional (Luck et al., 2013; Villéger et al., 2008) la estimación de estos índices se realizó con el paquete “FD” en el software R (Laliberté et al., 2015), para identificar el efecto del uso de suelo y la estacionalidad sobre la diversidad funcional se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) con interacción, seguido de la prueba *post-hoc* de Tukey cuando se encontraron diferencias significativas.

Resultados

Se registró un total de 6,879 ejemplares de abejas, correspondientes a cinco familias, 56 géneros y 144 especies (Apéndice 1). La riqueza por condición fue P con 110, seguida de CL con 88 y finalmente U con 73 especies respectivamente, siete rasgos presentaron diferencia significativa en cuanto al número de especies de abejas entre las diferentes condiciones de uso de suelo. La riqueza por rasgo funcional, el área P fue mayor seguido por CL, tendencia similar se observa en los siguientes rasgos funcionales; preferencia de anidar en madera, alimentación poliléctica, y en las abejas eusociales, finalmente U presentó una menor riqueza en seis rasgos funcionales en relación con P (Cuadro 1).

Cuadro 1. Riqueza de los rasgos funcionales por condición de uso de suelo.

Grupo funcional	Rasgo funcional	U μ	CL μ	P μ	F	Df	P
Dispersión (Tamaño)	Pequeñas	8.18 b ⁷	9.72 a	13.36 a	5.65	2	0.008
	Medianas	1.54	7.54	8.18	0.25	2	0.776
	Grandes		2	2.72	1.33	2	0.280
Anidación	Suelo	10.1	10.4	11.4	0.42	2	0.659
	Cavidades	3.09 b	4 ab	6.18 a	4.95	2	0.014
	Madera	3.9 ab	2.81 b	5.36 a	3.60	2	0.040
Alimentación	Polilécticas	15 b	15.18 b	21.54 a	4.37	2	0.022
	Oligolécticas	1.81	1.9	1.9	0.01	2	0.982
	Lengua corta	4.54	4.36	6.09	2.01	2	0.153
	Lengua larga	11.7 b	12.81 ab	17.27 a	3.85	2	0.033
Sociabilidad	Eusocial	1.54 b	1.27 b	2.54 a	5.22	2	0.012
	No Eusociales	14.8 b	16.1 a	21.1 a	3.91	2	0.049

Con respecto a la estacionalidad, ocho rasgos funcionales presentaron diferencias significativas, la estación presentó mayor número de especies de abejas por rasgo funcional, en comparación con la temporada seca (Cuadro 2). Sin embargo, el análisis de varianza no mostró interacción en la riqueza de abejas entre las diferentes condiciones de uso de suelo y las dos estaciones, dentro de los doce rasgos funcionales.

Cuadro 2. Riqueza de los rasgos funcionales por temporada.

Rasgo funcional	Secas μ	Lluvias μ	F	Df	P
Pequeñas	10	10.77	0.359	1	0.553
Medianas	4.06	8.21	22.55	1	<0.05*
Grandes	1.86	2.27	0.472	1	0.498
Suelo	7.86	13	16.64	1	0.0003*
Cavidades	2.46	6.05	18.79	1	0.0001*
Madera	4.6	3.55	1.79	1	0.191
Poliléticas	14.13	19.83	7.605	1	0.0103*
Oligoléticas	0.93	2.66	14.18	1	0.0008*
Lengua corta	4.06	5.79	4.86	1	0.036*
Lengua larga	10.86	16.21	10.53	1	0.0031*
Eusocial	1.8	1.79	0.948	1	0.948
Solitaria	13.13	20.84	14.89	1	0.0006*

El mayor número de individuos de abejas se observó en P (2,683), seguido de U (2,372), y finalmente CL (1,824). P presentó una menor abundancia en comparación con los sitios perturbados (CL y U), en sólo un rasgo funcional en las abejas con alimentación oligolética de los doce rasgos funcionales, y presentó la mayor abundancia en siete rasgos. U presentó la menor abundancia en el caso de las abejas que prefieren anidar en madera y U presentó la mayor abundancia en cinco rasgos, finalmente CL fue la que registró la menor abundancia en diez de los doce rasgos funcionales (Fig. 1).

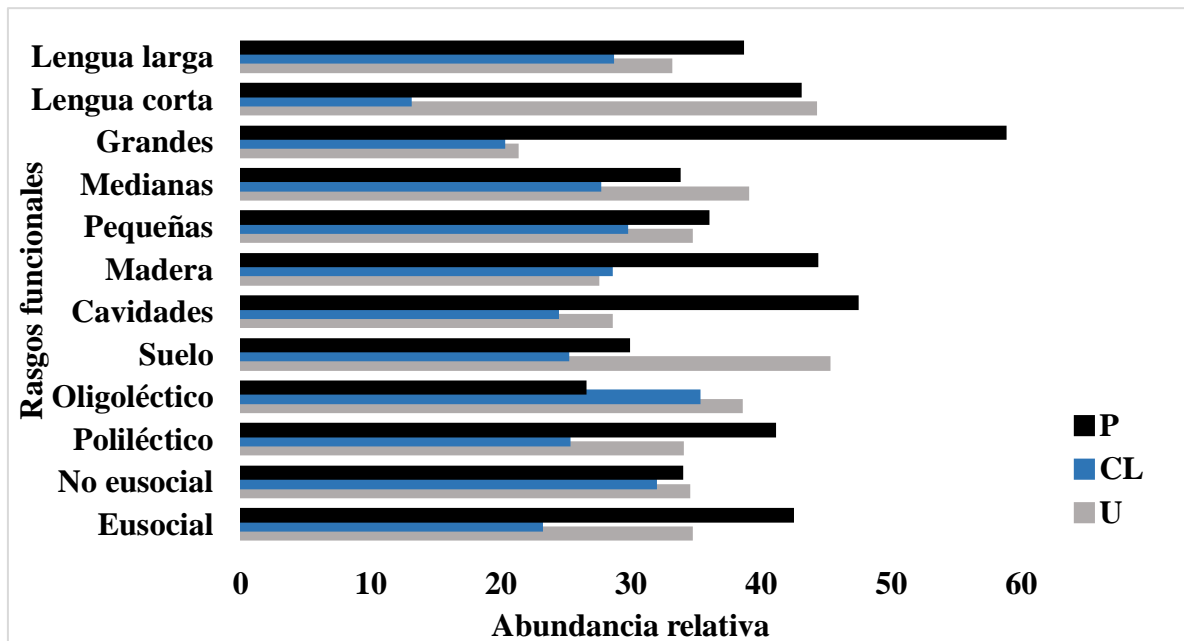


Figura. 1. Abundancia relativa por cada rasgo funcional en las tres diferentes condiciones de cada uso de suelo, área con vegetación conservada, área de cultivos y ganado, y área urbana.

La prueba de chi-cuadrada de Pearson muestra dependencia entre el tipo de uso de suelo y la abundancia de las abejas en todos los rasgos funcionales (Fig. 2), el análisis de residuales indica que la abundancia de las abejas eusociales, polilécticas, que anidan en cavidades y madera, de talla grande y lengua corta, se relaciona positivamente con el área con vegetación conservada, la abundancia de abejas se asoció positivamente con el área de cultivos y ganado con las solitarias, oligolécticas, de talla pequeña, y de lengua larga, y finalmente el número de individuos se relacionó positivamente con las abejas oligolécticas con preferencia por anidar en el suelo, de talla media y lengua corta en el área urbana (Fig. 2).

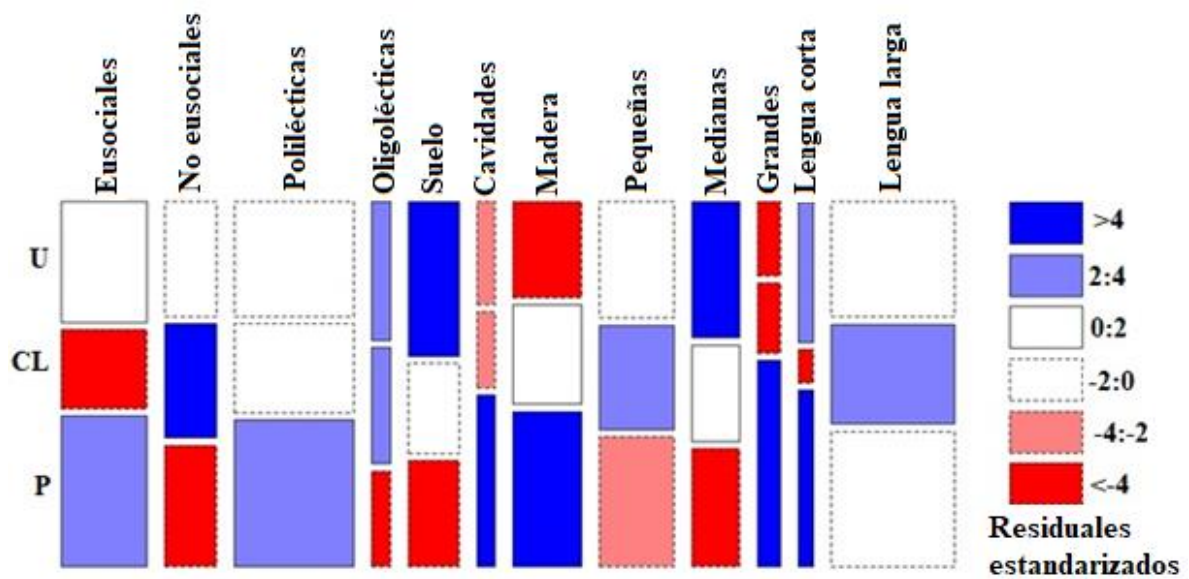


Figura. 2. Analisis de residuales de la prueba de chi-cuadrada de Pearson para comparar la independencia de la abundancia por rasgo funcional, entre las diferentes condiciones de uso de suelo.

No se encontró interacción entre el tipo de uso de suelo y la estacionalidad en ninguno de los tres índices para la diversidad funcional. La riqueza funcional fue mayor de manera significativa en P, en relación con las áreas con vegetación degradada (CL y U), las que no presentan diferencias significativas entre sí (Fig. 3). Por otra parte no se encontraron diferencias significativas en la equitatividad funcional entre las tres diferentes condiciones de uso de suelo (Fig. 3). Se encontraron diferencias significativas en la riqueza funcional mediante el ANOVA ($df= 1, F= 7.66, p= 0.01$) entre la temporada de lluvias (μ 9.72) en comparación con la temporada seca (μ 8.06). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas por temporada en la equitatividad funcional ($df=1, F= 3.44, p=0.07$).

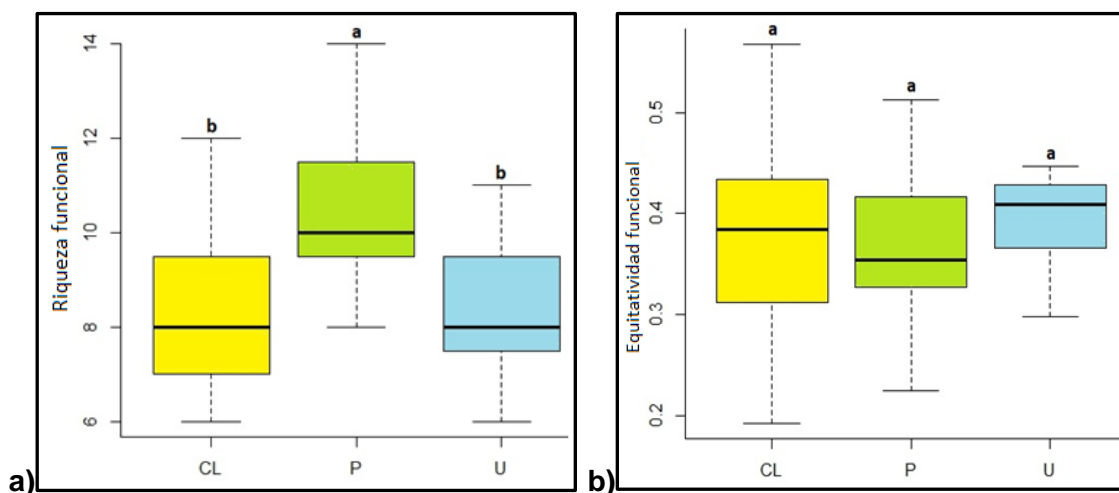


Figura. 3. a) Análisis de la riqueza funcional, y **b)** Equitatividad funcional.

Discusión

El cambio de uso de suelo tiene un efecto negativo en general en la riqueza funcional de abejas, por lo que algunas especies dentro de los rasgos funcionales en particular se ven afectadas por la degradación del hábitat, tal vez por una reducción del número de nichos ecológicos en las áreas con pérdida de vegetación (CL y U), esto se ve reforzado al analizar la riqueza de especies dentro de cada rasgo, por otra parte, la abundancia dentro de los rasgos parece no mostrar diferencias entre las diferentes condiciones de uso de suelo, tal vez esto se deba a que otras especies aprovechan los nuevos hábitats generados por el hombre y ocupan los espacios disponibles en los nuevos nichos, por lo que los cambios en las abundancias por rasgo son cubiertos por estas especies (Hall et al., 2019).

La riqueza por tamaño fue mayor en P, sin embargo, sólo de manera significativa en las abejas de talla pequeña, esto posiblemente se deba a que tienen una menor capacidad de vuelo, en relación a las abejas de mayor talla, Banaszak-Cibicka y Zmihorski (2012), reportan que las áreas perturbadas tienen a formar parches de vegetación separados entre sí, en los que las abejas pequeñas pueden establecerse y quedar aisladas, Aguilar et al. (2009), señalan que el aumento del aislamiento en abejas por estas condiciones en relación con hábitats naturales, puede provocar una disminución del tamaño poblacional, que a su vez puede desencadenar un aumento en la endogamia, disminución del flujo genético, y eventos de deriva génica, que resultan en la pérdida de especies de abejas.

En cuanto a la abundancia por talla, las abejas pequeñas y medianas se asociaron positivamente con las áreas CL y U, y las grandes en P, esto posiblemente se deba a que las abejas pequeñas y medianas necesitan menos recursos para satisfacer sus necesidades de alimentación, además estas abejas presentan menos restricciones para visitar flores que las de mayor tamaño, ya que pueden posarse sobre flores de corola pequeña y grandes, mientras que las abejas de tallas grandes necesitan flores grandes para poder posarse, también hay una relación entre el tamaño de la flor y la producción de néctar, y las abejas de talla grande prefieren las flores que producen grandes volúmenes del mismo, por lo que se ven más limitadas en sus opciones alimenticias por lo que los sitios con vegetación conservada provén hábitats más acordes a sus necesidades (Roubik, 1989).

En los sitios de anidación la riqueza y abundancia de las abejas que anidan en cavidades preexistentes y madera son mayor en P, mientras que la abundancia de las abejas que anidan en el suelo se relaciona de manera positiva con U. Carper et al., (2014) señalan que las abejas que anidan en el suelo pueden verse beneficiadas por las actividades humanas, sobre todo por la urbanización ya que pueden dejar expuestas zonas desnudas de suelo que facilitan áreas para anidar. Sin embargo, Vergara (2005) y Nantes-Parra (2005), indican que en áreas agrícolas y ganaderas, las abejas que anidan en el suelo pueden verse poco representadas debido a prácticas como el arado y a la presencia de ganado que pisan constantemente y pueden destruir las zonas donde anidan estos insectos, por otra parte, las abejas que anidan en cavidades y madera pueden verse favorecidas por una mayor heterogeneidad del paisaje para encontrar cavidades para la construcción de sus nidos y una mayor presencia de madera para anidar sobre madera viva o muerta en áreas boscosas (Carpenter et al., 2014; Nantes-Parra y González, 2000).

En alimentación la riqueza y abundancia de las abejas poliléticas fue mayor en P, mientras que la abundancia de las oligoléticas se relaciona positivamente con las áreas U y CL, esto podía ser explicado en gran medida por la oferta de los recursos florales por cada sitio, por una parte las especies poliléticas o generalistas tienden a tener periodos de actividad más largos, ya que algunas especies pueden presentar varias generaciones o estar presentes en gran parte del año, por lo que sus periodos de vuelo exceden la mayoría de las épocas de floración de las especies vegetales, debido a esto tienen que utilizar numerosas especies como recurso alimenticio (Dalmazzo, 2010). Las abejas poliléticas se pueden ver beneficiadas en áreas perturbadas por la habilidad que tienen de explotar plantas exóticas y plantas de jardín donde las abejas generalistas pueden forrajear (Moretti et al, 2009). Sin embargo, uno de los recursos limitantes para las abejas es el alimenticio, la disponibilidad de polen y néctar (Winfrey, 2010), que posiblemente sea mayor en P que en U y CL; por lo que un mayor número de especies generalistas es reportada en P, ya que una mayor riqueza y diversidad vegetal se ha asociado positivamente con una mayor diversidad de abejas, ya que puede proveer recursos para una mayor cantidad de especies e individuos (Martins et al., 2013).

Dalmazzo (2010) señala que las plantas usadas como ornamentales en zonas urbanas tienden a tener periodos de floración más largos que las especies silvestres, si bien esto deja un recurso disponible a un mayor periodo de tiempo, estas plantas tienden a producir una menor cantidad de flores que aquellas que florecen en periodos cortos de tiempo, las que ofrecen una mayor cantidad de alimento, aunque en épocas muy

específicas (Gentry, 1974). Por lo que una mayor complejidad en la estructura de la comunidad vegetal puede dar como resultado una mayor separación a lo largo del tiempo en la floración de las especies, al combinar aquellas con periodos largos de floración con aquellas especies que producen flores en masa en periodos cortos, por lo que se distribuyen mejor los recursos alimenticios disponibles y reduce la competencia interespecífica por estos recursos y favorece un mayor número de especies de abejas, así como un mayor periodo de actividad (Michener, 1979).

Por otra parte las abejas oligolécticas o especialistas están estrechamente relacionadas con la presencia y fenología de sus hospederos vegetales del cual se alimentan, si estas especies vegetales no se encuentran podría tener un impacto directo sobre la presencia de estas especies de abejas (Dalmazzo, 2010). Por ejemplo algunas especies de estas abejas se han adaptado y visto favorecidas por los agroecosistemas, ejemplo de éstas son las pertenecientes al género *Peponapis* y *Xenoglossa*, que suelen ser muy abundantes en los cultivos de calabaza (Michener, 1979), concidiendo con lo que se encontró en U y CL donde están presentes estos cultivos.

Las abejas usualmente colectan néctar de cualquier flor cuya estructura les permita acceso al néctar, el número de especies vegetales en que una abeja puede recolectar el néctar depende en gran medida del tamaño de su lengua, las abejas de lengua corta pueden beberlo sólo de flores con corolas abiertas y con forma de tazón similar a las flores de la familia Asteraceae (Spivak, 2011). Generalmente estas flores tienen poca cantidad de néctar como recompensa, estas flores además pueden ser visitadas por abejas de lengua larga que a su vez también tienen acceso a las flores de corolas extensas (O'toole y Raw, 1991). Sin embargo, muchas especies vegetales se han especializado en atraer abejas de lengua larga, estas flores tienen pétalos fusionados para formar una corola tubular o algunas otras formas complejas a las que solo las abejas de lengua larga pueden acceder a la recompensa al final del tubo, además estas por lo general son ricas en néctar, las abejas de lengua larga por lo general son de mayor talla y de vuelo más rápido que las abejas de lengua corta, por lo que sus necesidades calóricas son mayores y dependen de estas flores para su supervivencia (O'toole y Raw, 1999; Spivak, 2011). Por lo que esto podría explicar la mayor riqueza y abundancia que existe de abejas de lengua larga en P en relación con las áreas perturbadas, debido a una mayor riqueza y complejidad vegetal existente en el área conservada.

No todas las abejas responden de manera similar a la perturbación del hábitat, en cuanto a las no eusociales se encontró una mayor riqueza de abejas en P que en las áreas perturbadas (CL y U), mientras que la abundancia fue similar a lo largo de los diferentes sitios. En las abejas eusociales la riqueza se comportó de manera similar en las tres condiciones de uso de suelo, mientras que la abundancia es menor en CL. La disminución en la riqueza de las especies solitarias posiblemente se deba al aislamiento al quedar en parches fragmentados del hábitat y a una menor complejidad en la vegetación y el ecosistema (Lázaro y Tur, 2018). Mientras que por otra parte las abejas eusociales se pueden ver afectadas por la degradación del hábitat por varias razones, a diferencia de las abejas solitarias las sociales tienen la necesidad de regresar constantemente al nido lo que afecta su capacidad de forrajear para la búsqueda de alimento y se ven más perjudicadas por la fragmentación del hábitat. Por otra parte los hábitats que presentan la menor modificación en el paisaje, ofrecen potencialmente mayor cantidad de sitios para anidar por ejemplo (Nantes-Parra et al., 2008) reporta que la deforestación reduce la densidad de nidos, el número de especies y la diversidad de abejas eusociales de la tribu Meliponini, además las abejas sin aguijón se enfrentan a una inadecuada explotación de su miel, la cual puede ser localmente popular para alimentación o usos medicinales, lo que puede derivar en la destrucción de los nidos para la extracción de los recursos (Nantes-Parra, 2000).

La riqueza por rasgo funcional fue mayor de manera significativa en la temporada de lluvias respecto a la seca, en las abejas de tamaño medio, en las preferencias de anidación en suelo y cavidades, estrategias de alimentación en poliléticas, oligoléticas, de lengua corta y larga, y sociabilidad en las especies no eusociales. El mayor número de especies por rasgo en la temporada lluviosa tal vez se deba a que las abejas están muy relacionadas con las especies vegetales que utilizan para alimentarse, por lo que hay una conexión entre la riqueza de abejas con el número de flores disponibles (Potts et al., 2003). Además la floración de muchas especies vegetales es estacional, por lo que la coincidencia de abejas en su fase adulta con las épocas de mayor floración es alta (Reyes-Novelo et al., 2009) lo que corresponde a lo encontrado en Sierra de Quila, ya que la riqueza por rasgo funcional en general es mayor durante la temporada lluviosa. Según Hinojosa (2001) y Domínguez-Álvarez et al. (2009), el temporal de lluvias que facilita un mayor número de plantas en floración y la temperatura, son los factores determinantes sobre la riqueza de abejas a lo largo del año, debido a que la temperatura puede indicar o dar fin al periodo de actividad de estos himenópteros, además la humedad resultante del temporal lluvioso disminuye la probabilidad de que las abejas sufran de deshidratación (Hinojosa, 2001).

La modificación de los hábitats con vegetación conservada ocasionada por la expansión de las actividades agrícolas y ganaderas, y del crecimiento de las áreas urbanas que ocasiona cambios en microclimas, sobre la composición vegetal (Nantes-Parra et al., 2008), se puede limitar la dispersión y aumentar la competencia entre especies, favoreciendo a algunas que llegan a ser abundantes en sitios altamente perturbados (Nantes-Parra et al., 2008).

La deforestación reduce la densidad de nidos, el número de especies y la diversidad de abejas eusociales de la tribu Meliponini (Nantes-Parra et al., 2008). Los hábitats que presentan la menor modificación en el paisaje, las áreas que presentan una alta densidad de árboles ofrecen potencialmente mayor cantidad de sitios para anidar y presentan una mayor diversidad de meliponinos (Nantes-Parra et al., 2008). Sin embargo, en los paisajes perturbados las abejas sin aguijón se pueden ver favorecidas por no tener depredadores o enemigos naturales en estas zonas, que para su explotación destruyen la colonia o la dejan vulnerable al ataque de otros enemigos naturales, en condiciones que no pueden sobrevivir (Nantes-Parra, 2000).

Los cambios en la diversidad de los polinizadores se informan con frecuencia principalmente debido al mayor aislamiento de los parches de hábitat y la menor complejidad del paisaje causada por la simplificación ambiental (Ferreira et al., 2015). Sin embargo, no todas las especies polinizadoras responden de manera similar a los cambios de hábitat. Se sabe, por ejemplo, que las abejas sociales son sensibles a los cambios en la distribución de los hábitats de anidación y forrajeo en el paisaje (Williams et al., 2010, Garibaldi et al., 2014); por lo tanto, los cambios en la cobertura del suelo pueden afectar directamente la probabilidad de supervivencia individual, reduciendo localmente la abundancia de especies (Ferreira et al., 2015). Sin embargo, las abejas solitarias pueden verse más afectadas por la destrucción del hábitat, ya que están más especializadas en recursos alimentarios o sitios de anidación que las abejas sociales (Williams et al., 2010, Ferreira et al., 2015).

Por el contrario, los insectos no sociales con progenie de vida libre (p. ej., dípteros, coleópteros) pueden verse menos afectados por la distancia entre los parches de recursos, ya que no necesitan regresar a sus células de cría repetidamente después del forrajeo (Jauker et al., 2012). Además, se ha demostrado que la abundancia de visitantes de flores y la riqueza de especies aumentan con la abundancia floral (Hegland y Boeke 2006, Hagen y Kraemer, 2010) y la diversidad de plantas (Potts et al., 2003, Blüthgen et

al., 2007). En general, todavía hay poca información sobre cómo los diferentes grupos funcionales polinizadores pueden responder a la perturbación del hábitat (Aguirre-Gutiérrez et al., 2015, Lázaro y Tur, 2018). Sin embargo, el presente estudio sugiere que la degradación del hábitat y la estacionalidad afectan de manera significativa la riqueza, abundancia y diversidad funcional de las abejas de manera independiente, por lo que la conservación de zonas con vegetación nativa es vital para garantizar la conservación de este grupo de polinizadores y su función en los ecosistemas, resaltando la importancia de garantizar la permanencia de las áreas naturales protegidas como refugios para estos insectos.

Agradecimientos

Agradecemos a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios para mejorar el manuscrito, al programa de becas de estudios de posgrado del CONACYT por su apoyo para la elaboración del presente trabajo. Al Comité Regional para la Protección y Promoción de Recursos Naturales de Sierra de Quila por su valioso apoyo durante el proyecto. Al M.C. Hugo Eduardo Fierros-López por su ayuda para la identificación de ejemplares (CUCBA, Universidad de Guadalajara).

Literatura citada

- Aguilar R., Ashworth L., Cagnolo L., Jausoro M., Quesada M. y Galetto L. 2009. Dinámica de interacciones mutualistas y antagonistas en ambientes fragmentados. En: Ecología y evolución de interacciones planta-animal: Conceptos y aplicaciones. Editores. Medel, R., A. M. Aizen y R. Zamora. Santiago de Chile. Chile. Editorial Universitaria. 199-230 pp.
- Aguirre-Gutiérrez, J., Biesmeijer, J. C., van Loon, E. E., Reemer, M., WallisDeVries, M. F., y Carvalheiro, L. G. 2015. Susceptibility of pollinators to ongoing landscape changes depends on landscape history. *Diversity and Distributions*, 21(10): 1129-1140.
- Ascher, J. S., y Pickering, J. 2012. Discover Life bee species and world checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). URL www.discoverlife.org/mp/20q. 12 noviembre 2017.
- Banaszak-Cibicka, W., y Żmihorski, M. 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3): 331-343.
- Biesmeijer, J. C., Roberts S. P. M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T, Schaffers A. P., Potts S. G., Kleukers R., Thomas C. D., Settele J. y Kunin W. E. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313: 351-354.
- Blüthgen, N., Menzel, F., Hovestadt, T., Fiala, B., y Blüthgen, N. 2007. Specialization, constraints and conflicting interests in mutualistic networks. *Current Biology*, 17:1-6.
- Carper, A. L., Adler, L. S., Warren, P. S., y Irwin, R. E. 2014. Effects of suburbanization on forest bee communities. *Environmental Entomology*, 43(2): 253-262.

- Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78-87.
- Dalmazzo, M. 2010. Diversidad y aspectos biológicos de abejas silvestres de un ambiente urbano y otro natural de la región central de Santa Fe, Argentina. *Revista de la sociedad entomológica argentina*, 69(1-2): 33-44.
- Domínguez-Álvarez, A., Cano-Santana, Z., y Ayala-Barajas, R. 2009. Estructura y fenología de la comunidad de abejas nativas (Hymenoptera: Apoidea). *Div. de hábitats y Ecol. de comunidades*: 421-432.
- Ferreira, P. A., Boscolo, D., Carvalheiro, L. G., Biesmeijer, J. C., Rocha, P. L., y Viana, B. F. 2015. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape ecology*, 30(10): 2067-2078.
- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., y De Clerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.
- Forrest, J. R., Thorp, R. W., Kremen, C., y Williams, N. M. 2015. Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bees in an agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 52(3): 706-715.
- Fründ, J., Dormann, C. F., Holzschuh, A., y Tschamntke, T. 2013. Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts. *Ecology*, 94(9): 2042-2054.
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Leonhardt, S. D., Aizen, M. A., Blaauw, B. R., Isaacs, R., y Morandin, L. 2014. From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8): 439-447.
- Gentry, A. H. 1974. Flowering phenology and diversity in tropical Bignoniaceae. *Biotropica*, 6(1): 64-68.
- Gómez-Ortiz, Y., H. Domínguez-Vega, y Moreno, C. E. 2017. Spatial variation of mammal richness, functional and phylogenetic diversity in the Mexican transition zone. *Community Ecology*, 18(2): 121-127.
- González, V. H. 2006. Superfamilia Apoidea. En: Introducción a los Hymenoptera de la región Neotropical. Editores. Fernández, F. and M. J. Sharkey. Bogotá. Colombia. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia. 37-56 pp.
- Guerrero-Núño, J. J. and G. A. López-Coronado. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila. Guadalajara. México. Universidad de Guadalajara. 1-56 pp.
- Hall, M. A., Nimmo, D. G., Cunningham, S. A., Walker, K., y Bennett, A. F. 2019. The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits. *Biological Conservation*, 231: 1-12.
- Hagen, M., y Kraemer, M. 2010. Agricultural surroundings support flower–visitor networks in an Afrotropical rain forest. *Biological Conservation*, 143(7): 1654-1663.
- Hegland, S. J., y Boeke, L. 2006. Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecological Entomology*, 31(5): 532-538.
- Hinojosa, I. A. D. 2001. Distribución altitudinal de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) en el declive sur de la sierra de Chichinautzin. Morelos. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 1-120 pp.
- Hoehn, P., Tschamntke, T., Tylianakis, J. M., y Steffan-Dewenter, I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1648): 2283-2291.
- Jauker F., Bondarenko B., Becker H.C., y Steffan-Dewenter, I. 2012. Pollination efficiency of wild bees and hoverflies provided to oilseed rape. *Agric For Entomol.* 14(1):81–87.
- Klein, A. M., Steffan–Dewenter, I., y Tschamntke, T. 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1518): 955-961.

- Laliberté, E., Legendre P. y Shipley, B. 2015 FD: Measuring Functional Diversity From Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0-11, URL <http://cran.r-project.org/web/packages/FD>. Estados Unidos.
- Lazarina, M., Sgardelis, S. P., Tscheulin, T., Kallimanis, A. S., Devalez, J., y Petanidou, T. 2016. Bee response to fire regimes in Mediterranean pine forests: The role of nesting preference, trophic specialization, and body size. *Basic and applied ecology*, 17(4): 308-320.
- Lazarina, M., Sgardelis, S. P., Tscheulin, T., Devalez, J., Mizerakis, V., Kallimanis, A. S., y Petanidou, T. 2017. The effect of fire history in shaping diversity patterns of flower-visiting insects in post-fire Mediterranean pine forests. *Biodiversity and Conservation*, 26(1): 115-131.
- Lázaro, A., y Tur, C. 2018. Los cambios de uso del suelo como responsables del declive de polinizadores. *Revista Ecosistemas*, 27(2): 23-33.
- Luck, G. W., Carter, A., y Smallbone, L. 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS one*, 8(5).
- Lundgren, R., Totland, Ø., y Lázaro, A. 2016. Experimental simulation of pollinator decline causes community-wide reductions in seedling diversity and abundance. *Ecology*, 97(6): 1420-1430.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., y Lechowicz, M. J. 2015. Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200: 12-20.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., y Wilson, J. B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1): 112-118.
- Michener, C. D. 1979. Biogeography of the bees. *Annals of the Missouri botanical Garden*, 277-347.
- Michener, C. D., R. J. McGinley and B. N. Fanforth. 1994. The Bee Genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea). Washington. Estados Unidos. Smithsonian Institution Press, 1-217 pp.
- Michener, C. D. 2000. The Bees of the World. Baltimore. Estados Unidos. Johns Hopkins University Press. 1-830 pp.
- Moretti, M., De Bello, F., Roberts, S. P., y Potts, S. G. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal of animal ecology*, 78(1): 98-108.
- Nantes-Parra, G. 2005. Abejas silvestres y polinización. *Manejo integrado de plagas y agroecológica*, 75: 7-20.
- Nantes-Parra, G., y González V. H.. 2000. Las abejas silvestres de Colombia: Por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(2): 5-36.
- Nates-Parra, G., Palacios, E., y Parra, A. 2008. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae) en Meta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 56(3): 1295-1308.
- O'toole, C. y A. Raw, 1999. Bees of the world. New York. Estados Unidos. Facts on file. 1-33 pp.
- Potts, S. G., B. Vulliamy, A. Dafni, G. Ne'eman y P. Willmer. (2003). Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84 (10): 2628-2642.
- Potts, S. G., Biesmeijer J. C, Kremen C., Neumann P., Schweiger O., y Kunin W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impact and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6): 345-353.
- R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. Fecha de consulta 02 de octubre del 2020.

- Reyes-Novelo, E., Mééndez V. R., Ayala R., y Delfín H. G. 2009. Abejas Silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como Bioindicadores en el Neotrópico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10 (1): 1-13.
- Roubik, D. W. 1989. Ecology and Natural History of Tropical Bees. Cambridge. Estados Unidos. Cambridge University Press. 1-504 pp.
- Spivak, M. 2011. Attracting native pollinators: Protecting North America's bees and butterflies. Minnesota. Estados Unidos. Storey Publishing. 1-120 pp.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., y Tylianakis, J. M. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89(4): 944-951.
- Vergara C.H. 2005. Effects of Agriculture on Bee Community (Hymenoptera: Apoidea). *Journal of Agronomy*, 4(4): 277-280.
- Villéger, S., Mason, N. W., y Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301.
- Villavicencio, R., Santiago A. L., Godínez J. J., Chávez J. M., y Toledo S. L. 2012. Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural en la Sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(11): 9-23.
- Williams, N., Crone, E., Roulston, T., Minckley, R., Packer, L., y Potts, S. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol. Conserv.*, 143: 2280-2291.
- Winfrey, R. 2010. The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195: 169-197.
- Woodcock, B. A., Harrower, C., Redhead, J., Edwards, M., Vanbergen, A. J., Heard, M. S., y Pywell, R. F. 2014. National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key UK arable crops. *Journal of Applied Ecology*, 51(1): 142-151.

Capítulo 4. Apéndice 1. Listado de las especies registradas en las diferentes condiciones de uso de suelo: Área Urbana (U), con vegetación conservada (P) y cultivos y ganado (CL), y su clasificación dentro de los rasgos funcionales: **Sociabilidad** (S): No eusociales (N) y eusociales (E). **Alimentación** (Al): Polilécticas (P) y oligolécticas (O). **Lengua** (L): Corta (S) y larga (L), **Sitio de anidación** (A): Suelo (S), Cavidades (C) y madera (M). **Talla** (T): Pequeña (P), mediana (M) y grandes (G).

Especie	U	P	CL	S	Al	L	A	T
<i>Agapostemon leunculus</i> Vachal, 1903	20	21	6	N	P	C	S	P
<i>Agapostemon nasutus</i> Smith, 1853	9	1		N	P	C	S	P
<i>Ancyloscelis apiformis</i> (Fabricius, 1793)	35	8	2	N	O	L	S	P
<i>Andrena</i> sp. 1		25		N	P	C	S	M
<i>Andrena</i> sp. 2		12		N	P	C	S	M
<i>Andrena</i> sp. 3		1		N	P	C	S	M
<i>Andrena</i> sp. 4			1	N	P	C	S	P
<i>Anthidiellum apicale</i> (Cresson, 1878)	1	42	13	N	P	L	C	P
<i>Anthidiellum azteca</i> (Urban, 2001)		2		N	P	L	C	P
<i>Anthidium parkeri</i> González & Griswold, 2013		8		N	P	L	C	M
<i>Anthodioctes gualanensis</i> (Cockerell, 1912)		1		N	P	L	C	M
<i>Anthodioctes</i> sp. 1		7	4	N	P	L	C	M
<i>Anthophora capistrata</i> Cresson, 1878		1		N	P	L	S	M
<i>Anthophora squammulosa</i> Dours, 1864	160		39	N	P	L	S	M
<i>Anthophorula serrata</i> (Friese, 1899)		26	31	N	P	L	S	P
<i>Ashmeadiella buconis</i> (Cresson, 1878)			29	N	O	L	C	P
<i>Ashmeadiella opuntiae</i> (Cockerell, 1879)		1		N	O	L	C	P
<i>Augochlora aurifera</i> Cockerell, 1897	42			N	P	C	S	P
<i>Augochlora quiriguensis</i> Cockerell, 1913	6	28	17	N	P	C	S	P
<i>Augochlora sidaefolia</i> Cockerell, 1913	9	4	6	N	P	C	S	P
<i>Augochlora smaragdina</i> Friese, 1917	13	12	11	N	P	C	S	P
<i>Augochlora</i> sp. 1	29	34	2	N	P	C	S	P
<i>Augochlora</i> sp. 2	37			N	P	C	S	P
<i>Augochlora</i> sp. 3		2		N	P	C	S	P
<i>Augochloraella neglectula</i> (Cockerell, 1897)	25	3	28	E	P	C	S	P
<i>Augochloropsis ignita</i> (Smith, 1861)	4		1	N	P	C	S	P
<i>Augochloropsis metallica</i> (Fabricius, 1793)	4	23	11	N	P	C	S	P
<i>Aztecantidium xochipillium</i> Michener & Ordway, 1964		2		N	P	L	C	G
<i>Bombus diligens</i> Smith, 1861		3	1	E	P	L	C	G

<i>Bombus steindachneri</i> Handlirsch, 1888		9	1	E	P	L	C	G
<i>Calliopsis hondurasica</i> Cockerell, 1897			2	N	P	C	S	P
<i>Calliopsis</i> sp. 1	1			N	P	C	S	P
<i>Calliopsis</i> sp. 2		1		N	P	C	S	P
<i>Centris agilis</i> Smith, 1874		3		N	P	L	S	G
<i>Centris aterrима</i> Smith, 1854			6	N	P	L	S	M
<i>Centris atripes</i> Mocsáry, 1899		4	1	N	P	L	S	M
<i>Centris flavofasciata</i> Friese, 1899			4	N	P	L	S	G
<i>Centris nitida</i> Smith, 1874	125	3	14	N	P	L	S	M
<i>Centris trigonoides</i> Lepeletier, 1841	18			N	P	L	S	M
<i>Centris varia</i> (Erichson, 1848)	37	68	30	N	P	L	S	M
<i>Ceratina arizonensis</i> Cockerell, 1898	1	5	3	N	P	L	M	P
<i>Ceratina</i> sp. 4	7			N	P	L	M	P
<i>Ceratina capitosa</i> Smith, 1879	1	6	1	N	P	L	M	P
<i>Ceratina eximia</i> Smith, 1862	3	7		N	P	L	M	P
<i>Ceratina</i> sp. 1	1	42	47	N	P	L	M	P
<i>Ceratina</i> sp. 2	20	12	9	N	P	L	M	P
<i>Ceratina</i> sp. 3	20	10	5	N	P	L	M	P
<i>Coelioxys aztecus</i> Cresson, 1878	1	1	1	N	P	L	P	M
<i>Coelioxys</i> sp. 1			1	N	P	L	P	P
<i>Coelioxys</i> sp. 2			1	N	P	L	P	M
<i>Colletes maconnelli</i> Metz, 1910		16		N	P	C	S	M
<i>Colletes</i> sp. 1		42		N	P	C	S	M
<i>Colletes</i> sp. 2	1	5	1	N	P	C	S	P
<i>Colletes</i> sp. 3		1		N	P	C	S	P
<i>Colletes</i> sp. 4		1		N	P	C	S	M
<i>Colletes</i> sp. 5		8		N	P	C	S	M
<i>Diadasia australis</i> (Cresson, 1878)	56	5	159	N	O	L	S	M
<i>Diadasia</i> sp. 1			1	N	O	L	S	M
<i>Dianthidium macrurum</i> (Cockerell, 1913)		20	70	N	P	L	C	M
<i>Dianthidium</i> sp. 1		10	1	N	P	L	C	P
<i>Dieunomia micheneri</i> (Cross, 1958)			1	N	P	C	S	M
<i>Epicharis elegans</i> Smith, 1861	6			N	P	L	S	G
<i>Eufriesea micheneri</i> Ayala and Engel, 2008		3		N	P	L	C	G
<i>Euglossa viridissima</i> Friese, 1899	76	66	8	N	P	L	C	M
<i>Eulaema polychroma</i> (Mocsáry, 1899)	6	11		N	P	L	C	G

<i>Exomalopsis similis arida</i> Cockerell, 1929			1	N	P	L	S	P
<i>Exomalopsis similis moesta</i> Timberlake, 1890	51	2	25	N	P	L	S	P
<i>Exomalopsis</i> sp. 1		33	21	N	P	L	S	P
<i>Exomalopsis</i> sp. 2	26	3	2	N	P	L	S	P
<i>Exomalopsis</i> sp. 4	8	7		N	P	L	S	P
<i>Exomalopsis</i> sp. 5		4		N	P	L	S	P
<i>Halictus ligatus</i> Say, 1837	113	3		E	P	C	S	P
<i>Heriades bruneri</i> Titus, 1904		1		N	O	L	C	P
<i>Heriades variolosa</i> Cockerell, 1929		20	6	N	O	L	C	P
<i>Hylaeus</i> sp. 1	2	26	5	N	P	C	S	P
<i>Hylaeus</i> sp. 2	1		4	N	P	C	S	P
<i>Hylaeus</i> sp. 3		4		N	P	C	S	P
<i>Hylaeus</i> sp. 4		4		N	P	C	S	P
<i>Hylaeus</i> sp. 5	1			N	P	C	S	P
<i>Hypanthidium mexicanum</i> (Cresson, 1878)		1		N	P	L	C	P
<i>Lasioglossum acarophyllum</i> McGinley, 1986	2	11		N	P	C	S	P
<i>Lasioglossum desertum</i> Smith, 1879		1		N	P	C	S	P
<i>Lithurgopsis apicalis</i> Cresson, 1875		5	52	N	O	L	S	M
<i>Megachile exilis</i> Cresson, 1878	38	11		N	P	L	C	M
<i>Megachile otomita</i> Cresson 1878	69			N	P	L	C	M
<i>Megachile reflexa</i> (Snell, 1990)	8	4	36	N	P	L	C	M
<i>Megachile</i> sp. 1		1		N	P	L	C	M
<i>Megachile frugalis</i> Cresson, 1872		10	17	N	P	L	C	M
<i>Megachile albitarsis</i> Cresson, 1872	13	8		N	P	L	C	M
<i>Megachile concinna</i> Smith, 1879	2	2	5	N	P	L	C	M
<i>Megachile flavihirsuta</i> Mitchell, 1939	2	14	1	N	P	L	C	M
<i>Megachile gentilis</i> Cresson, 1872	23	62	13	N	P	L	C	M
<i>Megachile parallela</i> Smith, 1853	2	2	1	N	P	L	C	M
<i>Megachile petulans</i> Cresson, 1878	5	9	4	N	P	L	C	M
<i>Megachile</i> sp. 2	1			N	P	L	C	M
<i>Megachile zapoteca</i> Cresson, 1872		16	1	N	P	L	C	M
<i>Melissodes morrilli</i> Cockerell, 1918	46	8	18	N	P	L	S	M
<i>Melissodes</i> sp. 1	3	7	6	N	P	L	S	M
<i>Melissodes</i> sp. 2	20	12	12	N	P	L	S	M
<i>Melissodes</i> sp. 3			2	N	P	L	S	M
<i>Melissodes</i> sp. 4			1	N	P	L	S	M

<i>Melissodes tepaneca</i> Cresson, 1878	1	7	28	N	P	L	S	M
<i>Melitoma marginella</i> (Cresson, 1872)	70	49	1	N	O	L	S	M
<i>Mesocheira bicolor</i> (Fabricius, 1804)			5	N	P	L	P	M
<i>Mexalictus</i> sp. 1		3		N	P	C	S	P
<i>Mydrosoma serratum</i> (Friese, 1899)		43	7	N	O	C	S	M
<i>Paranthidium jugatorium</i> (Say, 1824)		14	2	N	P	L	C	M
<i>Paranthidium vespoides</i> (Friese, 1921)	3	54		N	P	L	C	M
<i>Paratetrapedia moesta</i> (Cresson, 1878)		9	4	N	P	L	S	P
<i>Partamona bilineata</i> (Say, 1837)	439	245	84	E	P	L	M	P
<i>Peponapis azteca</i> (Hurd and Linsley, 1966)	125	1	49	N	O	L	S	M
<i>Peponapis utahensis</i> (Cockerell, 1905)	1			N	O	L	S	M
<i>Perdita</i> sp. 1		20	2	N	O	C	S	P
<i>Plebeia cora</i> Ayala, 1999		145		E	P	L	M	P
<i>Protandrena</i> sp. 1	12	42	2	N	O	C	S	P
<i>Protandrena</i> sp. 3		11		N	O	C	S	P
<i>Protandrena</i> sp. 2	37	16		N	O	C	S	P
<i>Protandrena</i> sp. 4	3		3	N	O	C	S	P
<i>Protandrena</i> sp. 5		2		N	O	C	S	P
<i>Protandrena</i> sp. 6	1			N	O	C	S	P
<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	66	2	6	N	P	C	S	M
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 2			2	N	P	C	S	P
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 3	2			N	P	C	S	P
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 4		1		N	P	C	S	P
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 5	1		1	N	P	C	S	P
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 1	2	14	1	N	P	C	S	P
<i>Scaptotrigona hellwegeri</i> (Friese, 1900)	134	196	388	E	P	L	M	P
<i>Stelis costaricensis</i> Friese, 1921		1		N	P	L	P	P
<i>Tetraloniella salviae</i> LaBerge, 1989		32	2	N	O	L	S	M
<i>Tetraloniella balluca</i> LaBerge, 2001		1	2	N	P	L	S	M
<i>Tetraloniella donata</i> (Cresson, 1878)		19	6	N	P	L	S	M
<i>Tetraloniella pomonae</i> (Cockerell, 1915)	5	22	14	N	P	L	S	M
<i>Tetrapedia maura</i> Cresson, 1878		8	23	N	P	L	S	P
<i>Trachusa pectinata</i> Brooks and Griswold, 1988		38	1	N	P	L	S	M
<i>Triepeolus</i> sp. 1	2	25		N	P	L	P	M
<i>Trigona fulviventris</i> Guérin, 1835		172	14	E	P	L	M	P
<i>Frieseomelitta nigra</i> Cresson, 1878	122	87	320	E	P	L	M	P

<i>Xenoglossa gabpii</i> (Cresson, 1878)	1			N	P	L	S	G
<i>Xylocopa guatemalensis</i> Cockerell, 1912	214	1		N	P	L	M	G
<i>Xylocopa mexicanorum</i> Cockerell, 1912	134	124	43	N	P	L	M	G
<i>Xylocopa muscaria</i> (Fabricius, 1775)	1	53	1	N	P	L	M	G
<i>Xylocopa tabaniformis tabaniformis</i> (Smith, 1854)	108			N	P	L	M	G

CAPÍTULO 5. Cambios en la interacción abeja-planta y traslape de nicho bajo diferentes condiciones de uso de suelo.

Alvaro E. Razo-León¹, Miguel Vásquez-Bolaños², Alejandro Muñoz-Urias¹, Francisco M. Huerta-Martínez¹

¹ *Departamento de Ecología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México* ² *Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA, Universidad de Guadalajara, km 15.5 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan, C.P. 45110, Apdo. Postal 139, Jalisco, México.*

Corresponding author: *Alejandro Muñoz-Urias* (almurias@gmail.com)

Resumen

Las abejas han desarrollado adaptaciones morfológicas y conductuales, debido a su estrecha relación con las plantas, estos rasgos influyen en los procesos como la polinización. Sin embargo, el ser humano ha modificado el paisaje, con efectos negativos sobre las comunidades de polinizadores, por lo que el objetivo de este trabajo es contrastar las comunidades de abejas en función de su biología y en la interacción abeja-planta en tres condiciones de conservación del hábitat.

Se estudió la comunidad de abejas en: 1) Área urbana (U), 2) agrícola y ganadera (CL), y 3) vegetación conservada (P) de bosque tropical caducifolio en el área de protección de flora y fauna Sierra de Quila y su zona de influencia. Se realizaron muestreos durante un año (tres días por mes). En cada condición se realizaron cuatro transectos, el periodo de trabajo por transecto fue de 60 minutos. Se registró y comparó la riqueza y abundancia de las especies de abejas, y su interacción con las plantas mediante un análisis de varianza, chi cuadrada, y el uso del paquete bipartite del software R respectivamente.

En la interacción abeja-planta se presentaron diferencias significativas en los hábitats perturbados, en la asimetría de la interacción, número de especies de abejas, robustez de las plantas y vulnerabilidad, riqueza y diversidad de interacciones. En conclusión, la degradación de los hábitats con vegetación nativa representa un efecto negativo en la riqueza y abundancia de algunos grupos biológicos de abejas, así como modifica la interacción planta-abeja.

Introducción

La biodiversidad va más allá de un conjunto de especies, los diferentes tipos de interacciones (Ejem. polinización) juegan un papel trascendente en la organización y persistencia de los organismos (Ferreira et al., 2013), las interacciones bióticas pueden afectar diversos componentes del ecosistema como la resiliencia ante cambios del hábitat (Bascompte y Jordano, 2008). Las interacciones planta-polinizador son consideradas como casos particulares que forman relaciones muy estrechas y complejas (Beltran y Travers, 2017), estas relaciones son de suma importancia en los ecosistemas terrestres, ya que asisten la reproducción sexual de muchas especies de plantas (Scheper et al., 2014), que son necesarias para la supervivencia de una gran variedad de seres vivos, incluido el hombre (Quesada et al., 2012).

Existen diferentes grupos de animales que visitan las flores para alimentarse, usualmente de néctar y polen o algún otro recurso que obtienen de las mismas (lípidos florales, fragancias, etc). Esto es parte de una relación simbiótica que beneficia a ambas partes (Murcia, 2002). Las flores presentan señales para atraer gremios particulares de polinizadores, como la coloración de los pétalos, guías de néctar, perfumes y su forma floral, factores que en sinergia influyen en el tipo de visitante (Espino et al., 2012), además las plantas han desarrollado diferentes estrategias florales como abrir preferentemente durante el día, producción de fragancias agradables, desarrollo de recompensas (néctar, polen, lípidos, fragancias), colores llamativos azules, morados, amarillos, blancos y con espectros ultravioleta, con plataformas que permitan posarse y captar aún más la atención de las abejas como polinizadores, por lo que intervienen muchos factores en la interacción abeja-planta (Roubik, 1989).

Las abejas son de los más importantes agentes polinizadores tienen hábitos fitófagos a lo largo de todo su ciclo de vida a diferencia de otros, además son muy eficientes en el traslado de polen ya que muestran cierta especificidad a las flores que visitan, presentan correspondencia morfológica y comportamiento adecuado para retirar el polen de los estambres y trasladarlos a los estigmas, además de depositar en su cuerpo considerables cantidades de polen (Nantes-Parra, 2005). Por lo que se ha llegado a estimar que polinizan hasta el 50% de las plantas en los trópicos (Nantes-Parra y González, 2000) y aproximadamente un 30% de los alimentos vegetales para consumo humano (O'Toole y Raw 1999).

Las interacciones entre planta-visitante floral se pueden representar gráficamente en forma de redes. Que se construyen a partir de una matriz, donde los animales pueden ser colocados en columnas y las especies vegetales en filas (Kratochwil et al., 2009; Lara-Rodríguez et al., 2012), que son unidades por enlaces que representan las (interacciones) (Bascompte y Jordano, 2008; Dupont et al., 2003). Los análisis de patrones de estas redes de interacción visitante-planta, han sido evaluados en diferentes tipos de comunidades y muchos de los trabajos de investigación apuntan que las interacciones no se dan de manera aleatoria, más bien presentan una estructura común de forma anidada o encajada (Bascompte y Jordano, 2006; Guimaraes et al., 2007; Quesada et al., 2012). Este anidamiento se da como resultado de dos factores; “las especies generalistas (las que presentan mayor número de conexiones) interactúan con el otro subgrupo de especies generalistas y las especies especialistas que interactúan con un subgrupo de generalistas” (Bascompte y Jordano, 2008; Jordano et al., 2009; Kratochwil et al., 2009; Lara-Rodríguez et al., 2012; Quesada et al., 2012; Tylianakis et al., 2010). Esto sugiere que la estructura anidada y la asimetría en la distribución de las interacciones entre especies confieren estabilidad a las redes de interacción planta-visitante floral (Blüthgen et al., 2008).

Por otra parte, el ser humano debido a sus actividades ha modificado el paisaje, degradando el entorno natural, estos cambios en el uso de suelo y sobre la estructura de la vegetación, influyen sobre las comunidades de polinizadores (Klein et al., 2007). Varios trabajos muestran evidencias de una disminución de las comunidades de abejas ya sea en su riqueza, abundancia o diversidad de manera general, o de algunos grupos en específico (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010; Martins et al., 2013; van der Sluijs y Vaage, 2016; Winfree et al., 2009).

Por lo que también hay evidencia que sugiere que las actividades humanas (disturbio, fragmentación del hábitat, cambio de uso de suelo, etc.) pueden afectar drásticamente las interacciones polinizador-planta, ya sea cambiando la distribución de las especies de plantas o polinizadores dentro de la red, o teniendo un impacto negativo sobre la tasa reproductiva y la dinámica poblacional en especies focales de plantas y por consecuencia en los recursos disponibles para los polinizadores (Ferreira et al., 2013).

Debido a esto es muy importante conocer la arquitectura que componen las redes entre plantas y sus visitantes, el cómo se distribuyen las interacciones entre estos dos grupos, y que tan intensos son estos enlaces, para entender con mayor precisión el funcionamiento de estas comunidades (Bascompte y Jordano, 2006), además de

brindarnos información de que especies son las más generalistas y especialistas, cuáles son las más importantes en el mantenimiento de la estructura de la red, y evaluar su grado de vulnerabilidad frente a posibles perturbaciones que podrían desencadenar un desequilibrio en el ecosistema (Beltran y Travers, 2017). Además de hacer comparaciones entre diferentes tipos hábitats y su conservación en una misma región, proporciona información acerca de estos cambios para comprenderlos mejor y que sean útiles con fines de conservación y manejo de las comunidades de polinizadores y vegetación nativa (Dalmazzo, 2010). Por lo que en el presente estudio analizamos las redes de interacción abeja-planta, sus cambios en dieta y traslape de nicho en tres diferentes condiciones de uso, que constan de un sitio altamente conservado de bosque tropical caducifolio (BTC), uno de agricultura y ganadería, y un área urbana con vegetación secundaria relacionada al BTC, por lo que esperamos encontrar cambios en la estructura de la red de interacción abeja-plantas, su alimentación y traslape de nicho en función de la conservación del hábitat.

Material y métodos

Área de estudio

El Área de Protección de Flora y Fauna de la Sierra de Quila (APFFSQ) presenta una extensión de 15,192 ha. y se localiza al centro del estado de Jalisco, a unos 100 km al Suroeste de Guadalajara en Jalisco (Fig. 1), entre los paralelos 20°12'10" y 20°23'23" de latitud norte y 103°53'25" y 104°11'35" de longitud oeste, dentro de la región fisiográfica de la Faja Neovolcánica Transversal, se trabajó en la zona correspondiente al municipio de: Tecolotlán y el APFFSQ se encuentra rodeada de zonas agrícolas y algunas poblaciones urbanas. (Guerrero-Nuño y López-Coronado, 1997; Villavicencio y Ávila, 2015).

Recolección de datos

Los datos de las abejas se recolectaron en tres diferentes sitios de estudio contiguos, con diferente grado de conservación de la vegetación en relación con el bosque tropical caducifolio (BTC): I) vegetación conservada (P) dentro del área de protección de flora y fauna Sierra de Quila (APFFSQ); II) cultivos en su mayoría *Zea mays* L. y con cabezas de ganado, que conserva remanentes de vegetación secundaria y algunos árboles del BTC, III) área urbana que corresponde al pueblo de Tecolotlán.

Se trabajó durante un año de noviembre del 2015 a octubre del 2016, en cada uno de los meses, se dedicó un día de muestreo por cada condición de uso de suelo, entre las 10:00 y las 16:00 horas. En cada sitio con diferente grado de conservación se realizaron cuatro transectos de 50 m de longitud, por 5 m de ancho, el punto inicial del recorrido y la dirección de los mismos se determinaron al azar, el transecto se recorrió durante un periodo de 60 minutos, en los que se registró las especies de abejas presentes y su abundancia, de las especies de abejas que no fue posible determinar a vista se recolectaron ejemplares, para su posterior identificación en laboratorio con ayuda de literatura especializada a género o especie, además se recolectaron ejemplares de las plantas visitadas por abejas. Estos ejemplares fueron determinados por especialistas en el área del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara.

Análisis de datos

Para comparar la riqueza ($q=0$) y la diversidad ($q=1$ y 2) de las interacciones en las tres diferentes condiciones de uso de suelo se realizaron curvas de interpolación e interpolación de las interacciones abeja-planta utilizando el software R, mediante el paquete INEXT (Hsieh, et al., 2016).

Red de interacción abeja-planta

Con los datos recolectados en el muestreo, se elaboró una matriz cuantitativa de interacción adyacencia $A \times P$ (abejas x plantas) con la cantidad de veces que cada par de especies fue observada interactuando y "0" en los casos donde no se registró ninguna interacción. Los métricos de la red bipartita de interacción abeja-planta y su gráfico se elaboraron con el programa R-paquete bipartite de Dormann *et al.* (2008).

Métricos de la red de interacción

-Tamaño de la red: Está dado por la riqueza de especies de abejas y plantas.

-Número de interacciones: Número total de interacciones registradas.

-Asimetría de la red (AR): "Es el equilibrio entre visitantes florales y plantas que conforman la red a partir de la desviación de la razón 1:1 del número de especies de plantas con respecto al número de visitantes florales, donde la asimetría de la red = Animales – Plantas / Plantas + animales. Valores negativos indican más especies de plantas que animales, y valores positivos más animales que plantas" (Blüthgen et al. 2006).

-Conectividad (C): “Es la proporción de las interacciones observadas con respecto al total de combinaciones posibles entre pares de especies.

Donde:

$$C = IM$$

I = a las interacciones observadas y M corresponde al tamaño de la matriz, dado por el número total de especies de abejas (A) multiplicado por el de plantas (P)” (Quesada *et al.*, 2012).

Anidamiento: “Este se puede cuantificar con el grado de anidamiento (**N**), que se calcula reorganizando las filas y columnas de la matriz de acuerdo a un orden decreciente de las interacciones, donde se estima para los datos recolectados la isóclina de N máxima. La ausencia de interacciones al lado izquierdo de la isóclina o la presencia al lado derecho contribuyen a disminuir N . Estas interacciones difieren de una matriz perfectamente anidada y un algoritmo estima la distancia de cada una a la isóclina y la promedia. Lo que proporciona la temperatura de anidamiento o grado de desorden de la matriz (T), con valores que van de 0 a 100, donde los resultados cercanos a 0 son indicativos de matrices muy anidadas y los próximos a 100 indican una matriz aleatoria) (Atmar y Patterson 1993; Bascompte y Jordano, 2008). Para cuantificar N (el grado de orden, el anidamiento se define como:

$$N = 100 - T100$$

Donde los valores de N cercanos a 1 indican fuertes patrones de anidamiento, valores intermedios sugieren que las interacciones están realizándose al azar y valores cercanos a cero indican que la matriz puede estar organizada en compartimentos” (Bascompte y Jordano, 2006; Lara-Rodríguez *et al.*, 2012).

H2’: Una medida de especialización de la red, basada en la desviación del número de interacciones registradas de una especie y lo esperado en relación al número total de especies (Total de interacciones registradas) (Blüthgen *et al.*, 2006). Se calcula con el índice de diversidad de Shannon pero para las interacciones, el valor está estandarizado en relación con la diversidad mínima y máxima por lo que varía entre 0 (sin especialización) y 1 (especialización completa) (Dorman *et al.*, 2009).

Traslape de nicho: Se calcula la media de la similitud en las interacciones del mismo nivel trófico, basado en la similitud del índice Horn-Morisita, los valores cercanos a 0 indican un uso diferente de nicho, un valor de 1 indica un traslape de nicho perfecto (Dorman et al., 2009).

Cambios en la dieta y traslape de nicho

Se seleccionaron las especies más abundantes de abejas (21 en total) y que están presentes en al menos dos de las tres áreas, para evaluar la similitud de los recursos alimenticios utilizados por especie de abejas en función de las diferentes condiciones de uso de suelo, a partir del índice de Jaccard, y el traslape de nicho de estas especies se estimó a partir del índice de Pianka.

Donde O_{jk} = Índice de traslape de Nicho de Pianka entre la especie j y la especie k.

P_{ij} = Proporción del recurso i del total de recursos usado por la especie j

P_{ik} = Proporción del recurso i del total de recursos usado por la especie k

$$O_{jk} = \frac{\sum_1^n P_{ij}P_{ik}}{\sqrt{\sum_1^n P_{ij}^2 \sum_1^n P_{ik}^2}}$$

La medida de este índice oscila entre 0 (no usan los mismos recursos) y 1 (traslape completo de recursos) (Krebs, 1989).

Resultados

Se registraron en total 14,068 individuos de abejas, pertenecientes a cinco familias, 51 géneros, y 172 especies, que visitaron 130 especies de plantas. Fabaceae con 31, Asteraceae con 23 y Lamiaceae con 11 especies fueron las familias que mayor riqueza presentaron. Las especies de plantas más visitadas por abejas fueron *Bursera kerberi* con 1810 visitas, *Hyptis albida* con 1,433, *Baccharis pteronoides* con 851, *Nissolia microptera* con 776 y *Cosmos sulphureus* con 670.

La mayor riqueza de abejas entre condiciones de uso de suelo se presentó en P con 126 spp., las abejas con la mayor abundancia en P fueron las abejas eusociales *Apis mellifera* con 2,336, *Partamona bilineata* con 245, *Scaptotrigona hellwegeri* con 196, *Tigona fulviventris* con 172, y *Plebeia cora* con 145 individuos, y las abejas que visitaron

un mayor número de especies de plantas fueron *Apis mellifera* con 31, *Augochloropsis metallica* con 10, *Anthidiellum apicale*, *Megachile zapoteca*, *Plebeia cora*, *Scaptotrigona hellwegeri* y *Frieseomelitta nigra* con ocho especies cada una. Para CL se registró una riqueza de abejas de 99 especies, el mayor número de individuos se registró para *Apis mellifera* 2, 911, *Scaptotrigona hellwegeri* con 388, *Frieseomelitta nigra* 320 y *Diadasia australis* 159, y las abejas más generalistas fueron *Apis mellifera* con 41 spp., *Augochorella neglectula*, *Tetrapedia maura* y *Xylocopa mexicanorum* con ocho spp., respectivamente. Finalmente, en U se observó 86 spp., la mayor abundancia la presentaron *Apis mellifera* 1,784, *Partamona bilineata* con 439 y *Anthophora squamulosa* con 160, *Scaptotrigona hellwegeri* y *Xylocopa mexicanorum* con 135 y Las abejas que más especies de plantas visitaron en U son *Apis mellifera* con 38 spp, *Anthophora squamulosa* con 10 spp y *Exomalopsis similis moesta* con nueve.

La riqueza de especies de plantas registrada por condición de uso de suelo fue similar, en P se presentaron 58 spp, en CL 63 spp, y en U 54 spp. Las familias de plantas más visitadas por condición se presentan en la Fig. 1. Las especies vegetales con mayor número de visitas en P fueron *Hyptis albida* 869, *Baccharis pteronoides* con 682 y *Vitex mollis* con 353, Las especies de plantas que fueron visitadas por el mayor número de especies de abejas en P fueron *Cosmos sulphureus* e *Hyptis albida* con 26 spp., seguidas de *Hyptis* sp. 1 y *Marina scopa* con 23 spp., en CL *Bursera kerberi* 1,332, *Hyptis* sp. 1, con 506, y *Nissolia microptera* 445 individuos fueron las plantas con el mayor número de visitas y las que recibieron la mayor riqueza de abejas fueron *Dyssodia tagetiflora*, *Hyptis mutabilis* con 20 spp., y *Salvia polistachya* con 12 spp., y en U *Ipomoea noctulifolia* con 581, *Hyptis albida* con 421 y Fabaceae sp. 1 con 390 fueron en las que se registró el mayor número de individuos, y las que recibieron la mayor riqueza de abejas fueron *Hyptis albida* con 22 spp., *Ipomoea noctulifolia* con 19 spp., y *Phaseolus vulgaris* con 13 spp.

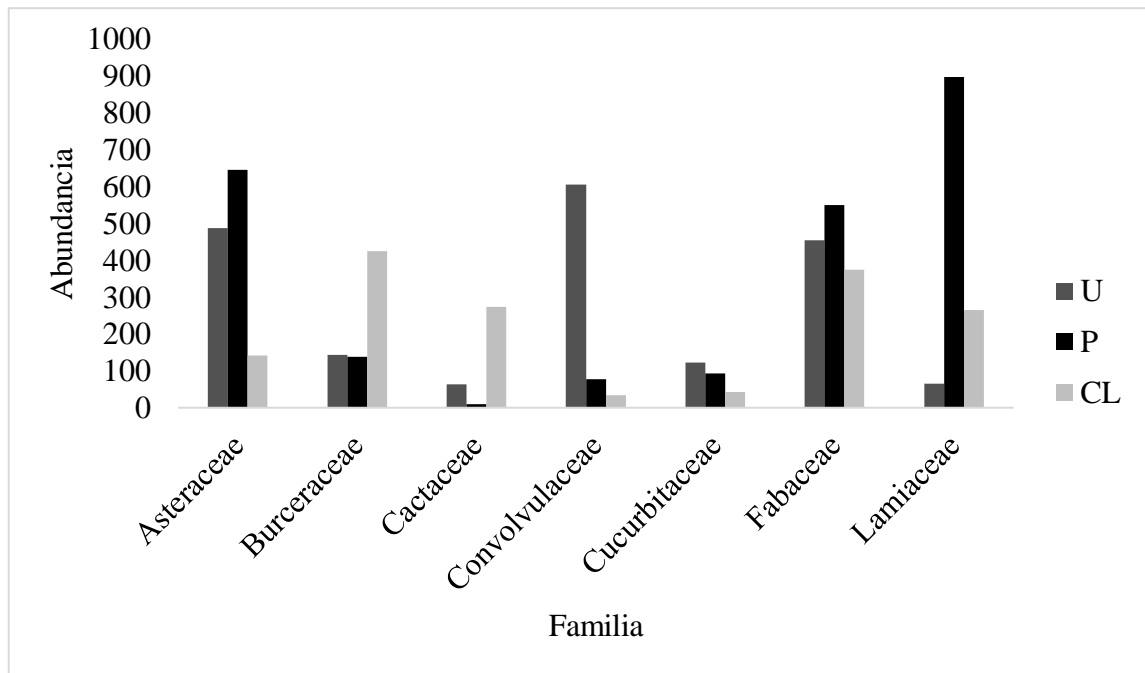
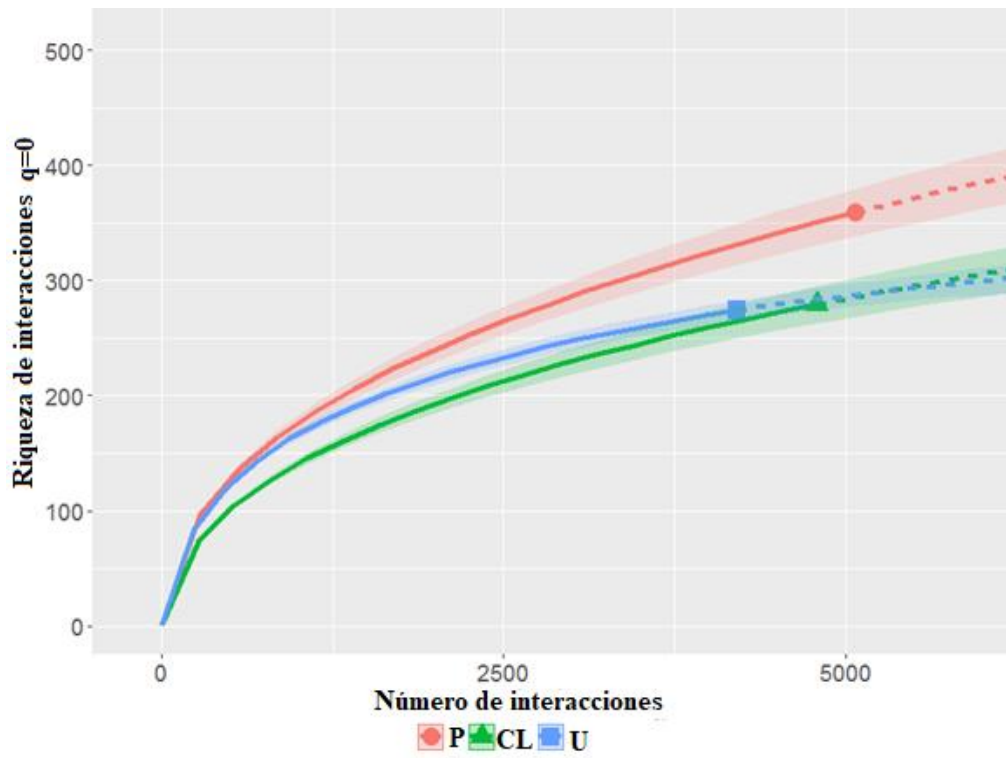
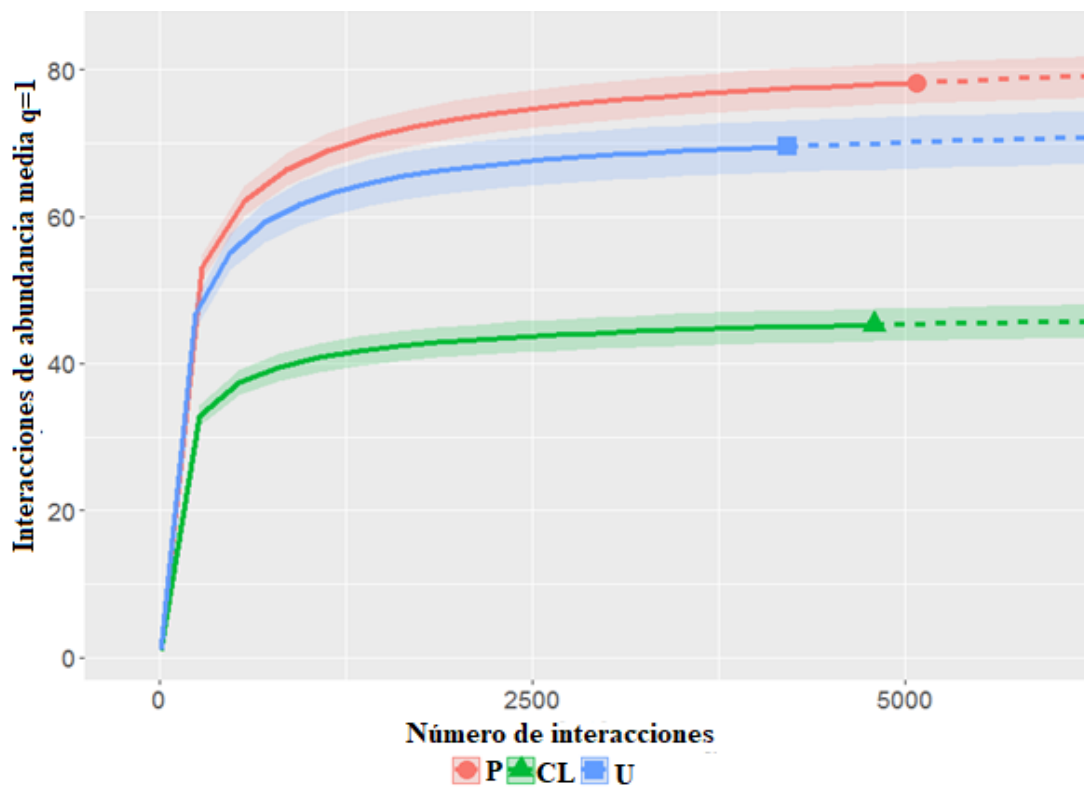


Figura. 1. Familia de plantas donde se registró la mayor abundancia de abejas por condición de uso de suelo, área urbana (U), con vegetación conservada (P) y culivos y ganado (CL).

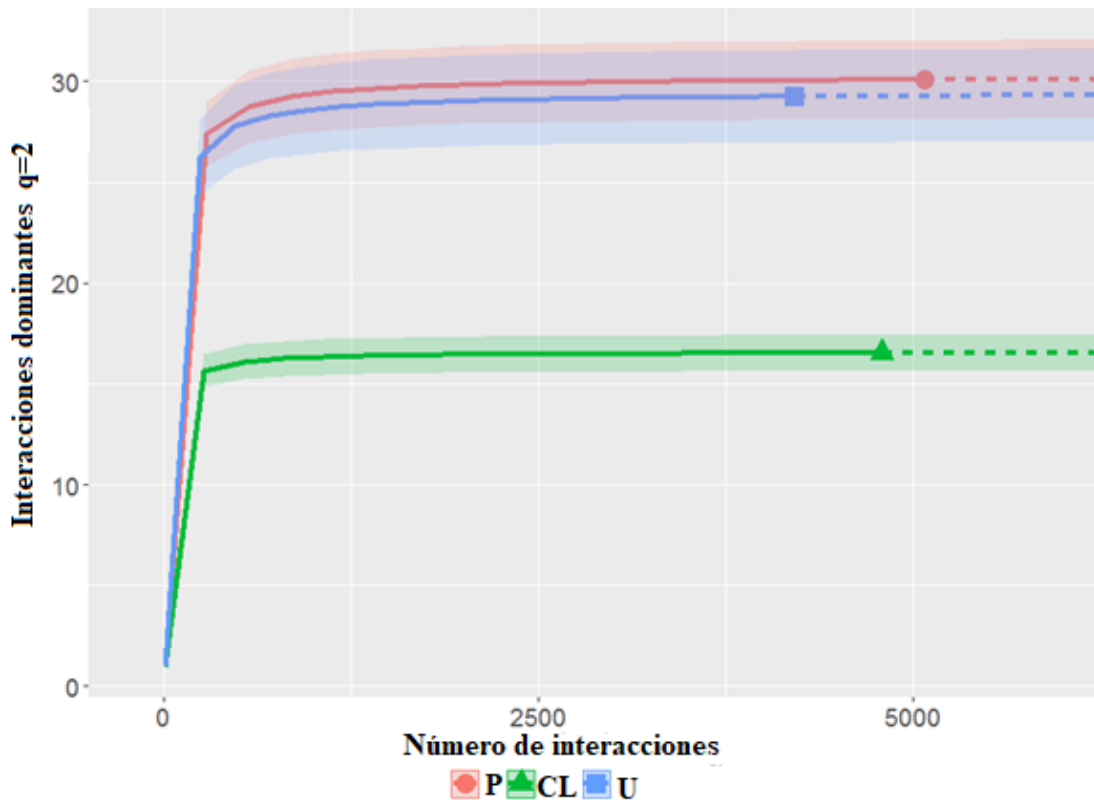
La curva de rarefacción de interacciones entre abejas y plantas indica que la riqueza de interacciones es mayor en el área conservada con 359 pares de interacciones abeja-planta (P), y fue menor en las áreas perturbadas CL con 279 y U con 274 respectivamente, y la riqueza de interacciones abeja-planta es similar entre CL y U (Fig. 2). Por otra parte la diversidad de interacciones de abundancia media fue también mayor en P que en las áreas que presentan cambio de uso de suelo (CL y U), entre estas condiciones U es significativamente mayor que CL y finalmente el número de interacciones dominantes fue mayor en P y U que en CL.



a)



b)



c)

Figura. 2. Curvas de intrapolación e interpolación de las interacciones abeja-planta entre las diferentes condiciones de uso de suelo, **a)** Riqueza de interacciones $q=0$, **b)** Interacciones de abundancia media $q=1$, **c)** Interacciones dominantes $q=2$.

Los aspectos de la interacción abeja-planta que mostraron diferencias significativas se relacionan de manera directa con la riqueza de abejas como son: El promedio de especies de abejas que fue mayor significativamente en P que en las áreas con cambio de uso de suelo, al igual que la asimetría de la red y la vulnerabilidad, el resto de métricos de la interacción no mostraron diferencias significativas entre las diferentes condiciones de uso de suelo (Cuadro 1).

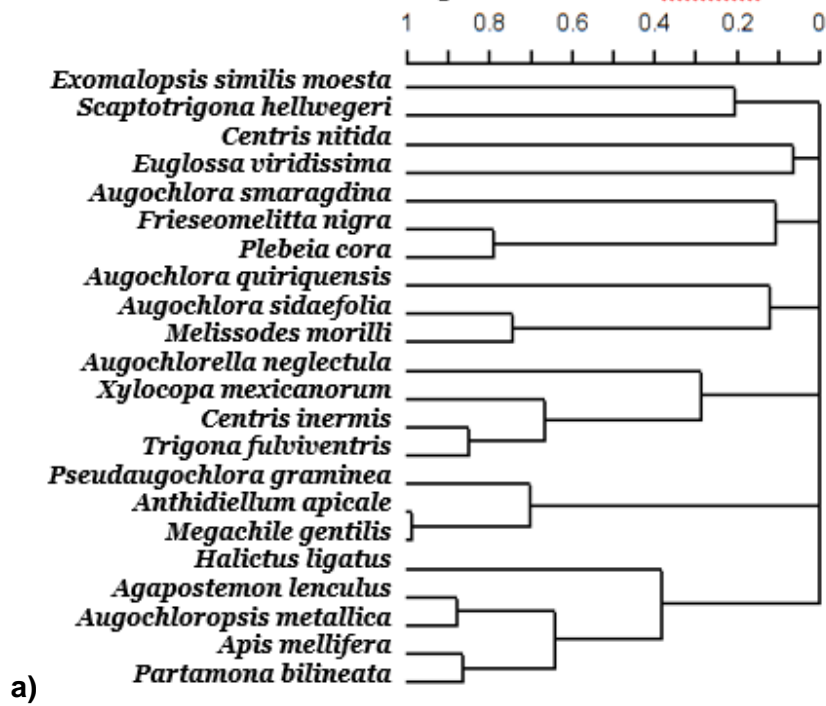
La similitud de los recursos que utilizaron las especies de abejas para su alimentación, muestran de manera general cambios drásticos en las especies de plantas que utilizan las diferentes condiciones de uso de suelo. Por ejemplo en el caso de las abejas sociales que son las más abundantes, se encontró que *Apis mellifera* tiene una similitud promedio de 22% entre condiciones, *Partamona bilineata* y *Scaptotrigona hellwegeri* del 14%, y *Trigona fulviventris* cambio su dieta completamente entre P y CL. Por otra parte las abejas no eusociales muestran resultados similares por ejemplo *Euglossa viridissima*, *Pseudoaugochlora graminea* y *Xylocopa mexicanorum*, presentaron prácticamente cambios totales en sus dietas a través de las diferentes condiciones de uso de suelo (Apéndice B).

Cuadro 1. Valores de los índices de la red de interacción abeja-planta a través de las diferentes condiciones de uso de suelo.

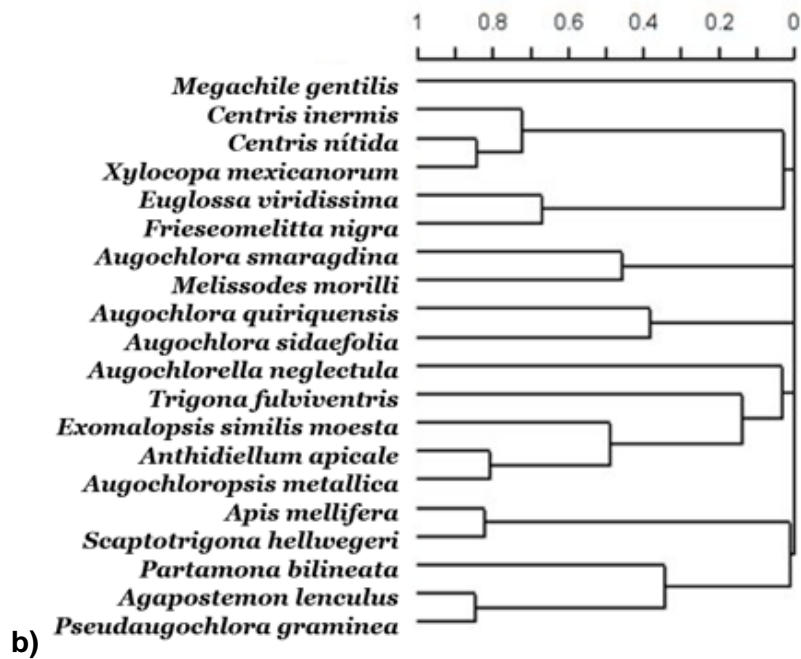
	U	CL	P	F	GI	P
Especies de abejas	24.5b	26.875b	40.37a	15.26	2	0.00013*
Especies de plantas	12	13.62	13	0.57	2	0.57
Número de visitas	525.87	598.5	634.12	0.019	2	0.89
Conectividad	0.13	0.13	0.12	0.268	2	0.76
Anidamiento	18.26	16.07	15.55	0.49	2	0.65
Asimetría de la red	0.31b	0.34b	0.51a	5.25	2	0.01*
H ₂	0.71	0.66	0.73	0.91	2	0.44
Traslape de nicho abejas	0.15	0.17	0.19		2	

Por otra parte el traslape de nicho de Pianka muestra una división en el uso de los recursos alimenticios en las diferentes condiciones de uso de suelo, se encontró que pocas especies de abejas con mayor abundancia tienen valores altos de traslape de nicho, sólo *Augochlora sidaefolia* y *Partamona bilineata* en el área urbana y, *Anthidiellum apicale* y *Megchile gentilis* presentaron valores de traslape de nicho mayores al 95%, lo que indica una marcada división de los recursos alimenticios en las tres condiciones de uso de suelo, además se encontró que los valores de traslape de nicho cambiaron según la condición de uso de suelo, por ejemplo *Apis mellifera* en P muestra una marcada coincidencia en el uso de los recursos alimenticios con *Partamona bilineta* otra abeja altamente eusocial. Sin embargo, en las áreas con cambio de uso de suelo (CL y U) utilizan recursos alimenticios totalmente distintos, por otra parte, a pesar de que *Apis mellifera* es la abeja que más especies vegetales visita, en CL tiene valores altos de traslape de nicho con una sola especie *Scaptotrigona hellwegeri* y en U no muestra valores altos de traslape con ninguna especie.

Índice de traslape de Nicho de Pianka en P



Índice de traslape de Nicho de Pianka en CL



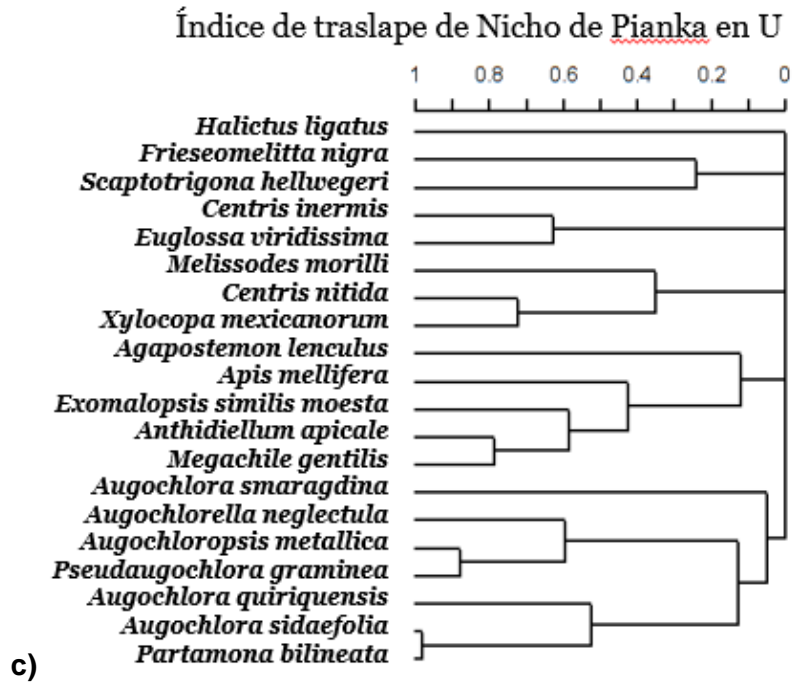


Figura. 3. Comparación del traslape de nicho con el índice de Pianka de las abejas más abundantes en las diferentes condiciones de uso de suelo.

Discusión

En los últimos años se ha registrado una disminución tanto en la riqueza de abejas como de su abundancia o diversidad por varios factores, entre ellos la pérdida de hábitat se ha señalado como uno de los más importantes (Poots et al., 2010), lo que presupone no sólo un efecto sobre la comunidad de estos polinizadores, sino también sobre las interacciones polinizador-planta, incluso con posibles efectos negativos sobre la reproducción de diversas especies vegetales. Sin embargo, aún no se conoce con precisión el efecto que tiene el cambio de uso de suelo sobre los patrones en las interacciones (Beltrán y Traveset, 2017).

En el presente estudio se encontró una similar riqueza vegetal visitada por abejas entre las diferentes condiciones de uso de suelo. Sin embargo, el efecto de la perturbación sobre la comunidad vegetal es visible por el hecho de que las especies de plantas que son visitadas por el mayor número de especies de individuos de abejas cambian a través de las diferentes condiciones, a excepción de *Hyptis albida*, y que las familias de plantas más visitadas también cambian por condición, lo que nos indica cambios en la explotación de recursos por parte de estos insectos en función de la condición del uso de suelo.

Además el cambio de uso de suelo tiene un efecto negativo sobre la riqueza y diversidad de abejas silvestres (Ver capítulo III), pero en cada una de las condiciones de uso de suelo las abejas altamente eusociales son las más abundantes y de las que registran el mayor número de interacciones, de estas *Apis mellifera* es la abeja dominante en los diferentes sitios y la más generalista, por lo que en el caso contrario que en las plantas, las especies más abundantes y conectadas de abejas tienden a permanecer entre las diferentes condiciones, ya algunos autores han reportado que las abejas sociales se ven menos perjudicadas ante el cambio de su hábitat natural en relación a las abejas solitarias (Williams et al., 2010; Ferreira et al., 2013), menciona que algunas especies de estas abejas tienden a ser flexibles en la obtención de recursos para alimentación y en sitios para anidar, por lo que si se modifica gradualmente el ambiente estas especies plásticas pueden verse beneficiadas (Nates-Parra et al., 2008).

Por otra parte se observan fuertes cambios en las relaciones abeja-planta a través de las condiciones, con una disminución en la riqueza y diversidad de las interacciones de manera significativa al comparar un área con vegetación conservada con áreas que sufrieron cambio en el uso de suelo, lo reportado por Geslin et al., (2013) coincide con lo encontrado en el presente trabajo, y señala que un mayor número y diversidad de interacciones confieren una mayor estabilidad a los ecosistemas, por lo que es importante la conservación de los polinizadores y plantas nativas para garantizar el servicio ecosistémico de la polinización, ya que documentaron una reducción en el éxito reproductivo de algunas plantas conforme aumenta la perturbación del hábitat, y que se debe evitar concentrar los esfuerzos por mantener únicamente una especie de abeja como es *Apis mellifera*. Por otra parte Campos-Navarrete et al. (2013) y Jaukeret et al. (2018) también reportan una disminución de la riqueza y diversidad de las interacciones en hábitats perturbados, hace referencia que esta pérdida puede disminuir las especies redundantes lo que vuelve más vulnerable el sistema de polinización, y puede limitar los recursos alimenticios para las abejas y los vectores de polen para las plantas, por lo que una mayor riqueza y diversidad de relaciones polinizador-planta favorecen una mayor resiliencia y continuidad del ecosistema.

Además se registraron cambios drásticos en la composición de las interacciones abeja-planta, cambian casi por completo entre interacciones, la baja similitud de las interacciones entre las diferentes condiciones sugiere que el cambio de uso de suelo no solo genera cambios en la comunidad, si no que reemplaza casi totalmente, por lo que diferentes condiciones de uso de suelo genera comunidades distintas, esto coincide con lo encontrado por Beltrán y Traveset (2017) y Jauker et al., (2018), quienes consignan

pérdidas de hasta un 80% en las interacciones únicas, además encuentran que estos cambios afectan sobre todo a las especies con bajas abundancias y especialistas, ya que son las que tienden a desaparecer entre condiciones de conservación del hábitat, mientras que las especies más generalistas no sólo se mantienen entre condiciones, si no que dominan la comunidad y conservan su papel funcional (principalmente *Apis mellifera*). Quizá esto se deba a que las especies que conforman sociedades presentan una mayor abundancia, mejores estrategias de forrajeo, y son las que aportan el mayor número de interacciones en las relaciones planta-abeja (Adedoja y Kehinde, 2018). Por otro lado, las especies raras y poco abundantes son más susceptibles a perderse con las perturbaciones, porque si la planta de la que se alimentan o el polinizador que los visitan desaparecen, por consecuencia les depara el mismo destino, sobre todo si no pueden formar nuevas interacciones con otras especies por el cambio abrupto de las mismas (Beltrán y Traveset, 2017; Campos-Navarrete et al., 2013; Geslin et al., 2013), por lo que para garantizar la conservación de las abejas silvestres, se tienen que preservar la vegetación nativa.

En cuanto a la estructura de la red se encontraron diferencias significativas en la riqueza de abejas por unidad de muestreo, aproximadamente un 50% más especies en el área conservada (P) que en las perturbadas (CL y U). Sin embargo, de manera general la arquitectura de la red tiende a permanecer homogénea entre las diferentes condiciones de uso de suelo, salvo en aquellos que se ven afectados por la riqueza de abejas, las tres condiciones presentan valores similares de conectividad, además se registraron valores bajos, se ha observado que en redes mutualistas es común que la conectividad sea baja debido a las interacciones prohibidas que se deben a las restricciones morfológicas y fenológicas en las interacciones abeja-planta (Quesada et al., 2012; Tylianakis et al., 2010), por otra parte las redes en las tres condiciones son anidadas y presentaron valores similares del mismo.

La estructura anidada es una característica que aparece en muchas de las redes de interacción visitante-planta (Bascompte y Jordano, 2008; Kratochwil et al., 2009; Quesada et al., 2012; Tylianakis et al., 2010), se piensa que los sistemas de polinización dan origen a este patrón en las interacciones debido al proceso coevolutivo, ya que esta estructura confiere a los sistemas de polinización una mayor resiliencia ante la dismiución de especies (Bascompte y Jordano, 2006; Bascompte y Jordano, 2008), siempre y cuando la pérdida de especies no afecte a las más conectadas o más generalistas, ya que de otra forma sería necesario que desaparezcan un gran número de especies para que la red llegue a verse en peligro. Las especies generalistas al ser las más conectadas

son las que contribuyen en mayor medida a las redes (Memmott et al., 2004), debido a esto tal vez el anidamiento no muestre cambios entre las condiciones porque entre sitios tienden a permanecer las especies más conectadas y abundantes, y debido a que una fuerza selectiva favorece la conservación del patrón de anidamiento en los nuevos hábitats perturbados a pesar de las especies que componen la nueva comunidad (Apéndice A).

Las redes en las tres condiciones tienden a ser asimétricas, se registró una mayor riqueza de abejas que de plantas a las que visitan, las redes de interacción visitate-planta tienden a reflejar este patrón, ya que hay más especies de animales polinizadores que de especies que componen la flora, donde una planta no depende exclusivamente de una sola especie de polinizador y viceversa (Quesada et al., 2012). Sin embargo, la asimetría fue significativamente mayor en P lo que también podría indicar una mayor redundancia en las especies de polinizadores.

Los valores de especialización de H_2' tendiendo a ser medianamente elevados, aunado a los bajos niveles de traslape de nicho en las abejas, como lo señalan Beltrán y Traveset, (2017), esto nos da indicios de que existe una baja cantidad de especies redundantes, que esto así, es un indicativo de fragilidad en el sistema de polinización ante las pérdidas de especies, porque si llega a desaparecer una especie no existe o existen muy pocas que puedan realizar su función ecológica. Al reducirse la biodiversidad de las redes también disminuye la redundancia de especies (Jauker et al., 2018).

Los patrones de alimentación cambian en función del tipo de uso de suelo, al grado de llegar a utilizar recursos completamente diferentes en la mayoría de los casos, lo que nos indica que las especies más dominantes de abejas muestran una amplia flexibilidad en sus recursos alimenticios. Se observaron pocos casos donde el traslape de nicho es elevado y se encontraron cambios en el traslape de nicho entre las especies más dominantes de abejas según las condiciones de uso de suelo, a pesar de que la mayoría de las especies de abejas son consideradas generalistas (polilécticas) en relación a su alimentación (Williams et al., 2010). No se encontraron altos valores de traslape de nicho de la red en general o considerando a las especies más dominantes, esto posiblemente se deba al efecto de las interacciones entre las diferentes especies de abejas e incluso con otros polinizadores, que pueden modificar el nicho fundamental o las preferencias de alimentación de una especie en ausencia de otras (Ashton et al., 2010), precisamente para que las diferentes condiciones de uso de suelo puedan mantener su riqueza de abejas, es necesario que estas se vean obligadas a reducir el traslape en los recursos

alimenticios, ya que sin importar la especie todas las abejas compiten por los mismos recursos (polen y néctar), por lo que para lograr coexistir en zonas conservadas y en mayor medida en las perturbadas donde escasean más las fuentes de alimento, se puede llevar a cabo una reducción o cambio parcial o total del nicho alimenticio, por lo que diferentes especies de abejas visitarían diferentes especies de plantas, en función del hábitat, las abejas pueden cambiar su alimentación incluso a plantas que prefieren en menor medida y disminuir los recursos utilizados, aumentando su especialización en algún recurso vegetal debido a la competencia con otras especies de abejas, por ejemplo en el área conservada y en la zona de cultivos y ganados *A. mellifera* muestra valores altos de traslape de nicho con las abejas sin aguijón pero en el área urbana no muestra una fuerte competencia con otra especie de abeja que sea abundante, tal vez porque bajo estas condiciones las abejas nativas eusociales no pueden competir con esta abeja introducida y se ven desplazadas a utilizar otros recursos o llegando incluso a ser excluidas de estos hábitats.

Posiblemente este proceso se dé independientemente de la conservación del hábitat en las comunidades de abejas por lo que sin importar el tipo de uso de suelo se mantiene una alta especialización (H2) y valores bajos de traslape de nicho. Sin embargo, la perturbación del hábitat, que conlleva fuertes cambios en la vegetación y la disponibilidad de los sitios para anidar, traen consigo el establecimiento de nuevas especies y las relaciones que se mantienen entre ellas. Aunque se mantienen ciertos patrones en las interacciones entre sitios, el cambio en la composición de especies y las interacciones entre ellas es tan drástico que prácticamente hablamos de comunidades diferentes entre áreas con vegetación nativa y los sitios perturbados por la actividad humana. Para conservar las comunidades de abejas silvestres es necesario garantizar a su vez áreas con vegetación nativa, ya que las alteraciones en estos hábitats traen consigo la desaparición de esta singular comunidad abeja-planta que se produce bajo estas condiciones, a pesar de que en las áreas de cambio de uso de suelo los sistemas de polinización no corren riesgo por las especies que se establecen en estos sitios, son en cuanto a su composición e interacciones muy diferentes a las que se presentan en los sitios conservados. La conservación del servicio de la polinización no necesariamente va de la mano con la conservación de este grupo de polinizadores como son las abejas, señala Carvalho et al., (2014) la perturbación en el hábitat modifica de manera drástica la calidad y cantidad de relaciones abeja-planta, llegando incluso a cambiarlas casi en su totalidad, por lo que no solo se pierden algunas especies de estos insectos si no algo más complejo y que posiblemente sea imposible de recuperar.

Agradecimientos

Agradecemos a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios para mejorar el manuscrito, al programa de becas de estudios de posgrado del CONACYT por su apoyo para la elaboración del presente trabajo, al Comité Regional para la Protección y Promoción de Recursos Naturales de Sierra de Quila por su valioso apoyo durante el proyecto, al M.C. Hugo Eduardo Fierros-López por su ayuda para la identificación de ejemplares (CUCBA, Universidad de Guadalajara).

Literatura citada

- Adedoja, O., y Kehinde, T. 2018. Changes in interaction network topology and species composition of flower-visiting insects across three land use types. *African journal of ecology*, 56(4), 964-971.
- Ashton, I. W., Miller, A. E., Bowman, W. D., y Suding, K. N. 2010. Niche complementarity due to plasticity in resource use: plant partitioning of chemical N forms. *Ecology*, 91(11), 3252-3260.
- Atmar, W. y B. D. Petterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented hábitat. *Oecologia*, 96: 373-382.
- Bascompte, J. y P. Jordano. 2006. *The structure of Plant-Animal Mutualistic Networks*. En: Pascual, M. y J. Dunne (Eds.). *Ecological networks*, Oxford University Press, Oxford.
- Bascompte, J. y P. Jordano. 2008. Redes mutualistas de especies. *Investigación y Ciencia*, 384: 50-59.
- Beltrán, R., y Traveset A. 2017. Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat. *Revista Ecosistemas*, 27(2), 102-114.
- 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 Netherlads. *Science*, 313: 351-354.
- Blüthgen, N., Fründ, J., Vázquez, D. P., y Menzel, F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits. *Ecology*, 89(12), 3387-3399.
- Blüthgen, N., Menzel, F., y Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC ecology*, 6(1), 9.
- Campos-Navarrete, M. J., Parra-Tabla, V., Ramos-Zapata, J., Diaz-Castelazo, C., y Reyes-Novelo, E. 2013. Structure of plant–Hymenoptera networks in two coastal shrub sites in Mexico. *Arthropod-Plant Interactions*, 7(6), 607-617.
- Carvalho, D. M., Presley, S. J., y Santos, G. M. M. 2014. Niche overlap and network specialization of flower-visiting bees in an agricultural system. *Neotropical entomology*, 43(6), 489-499.

- Dalmazzo M. 2010. Diversidad y aspectos biológicos de abejas silvestres de un ambiente urbano y otro natural de la región central de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 69(1–2): 33–44.
- Dormann, C. F., B. Gruber y J. Frund. 2008. Introducing the Bipartite Package: Analysing Ecological Networks, *RNews*, 8: 8-11. <http://www.R-project.org/>. Fecha de consulta: 10 de enero del 2015.
- Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., y Gruber, B. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2(1): 1-18.
- Dupont, Y. L., D. M. Hansen y J. M. Olesen. 2003. Structure of a plant-flower-visitor network in the high-altitude sub-alpine desert of Tenerife, Canary Islands. *Ecography*, 26: 301-310.
- Espino, J., Y. E. Baños y E. C. García. 2012. Biología reproductiva y visitantes florales de dos especies de *Salvia* con síndrome de polinización por aves y abejas. *Ciencia Nicolaita*, 55: 52-60.
- Ferreira, P. A., Boscolo, D., y Viana, B. F. 2013. What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks?. *Ecological Indicators*, 31, 35-40.
- Geslin, B., Gauzens, B., Thebault, E., y Dajoz, I. 2013. Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PloS one*, 8(5).
- Guerrero-Núño, J. J. and G. A. López-Coronado. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila. Guadalajara. México. Universidad de Guadalajara. 1-56 pp.
- Guimaraes, P. R., C. Sazima, S. Furtado y I. Sazima. 2007. The nested structure of marine cleaning symbiosis: is it like flowers and bee?. *Biology letters*, 3: 51-54.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A., y Hsieh, M. T. 2016. Package 'iNEXT'. URL <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/> (accessed 228 2017).
- Jauker, F., Jauker, B., Grass, I., Steffan-Dewenter, I., y Wolters, V. 2018. Partitioning wild bee and hoverfly contributions to plant–pollinator network structure in fragmented habitats. *Ecology*, 100(2).
- Jordano, P., D. Vázquez y J. Bascompte. 2009. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. En: *Ecología y evolución de interacciones planta-animal: Conceptos y aplicaciones*. Editores. Medel, R., M. A. Aizen y R. Zamora. Santiago de Chile. Chile. Editorial Universitaria. 17-42 pp.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., y Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.
- Kratochwil, A., M. Beil y A. Schwabe. 2009. Complex structure of pollinator-plant interaction-webs: random, nested, with gradients or modules? *Apidologie*, 40: 634-650.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. New York. Estados Unidos. Harper & Row. 1-100 pp.
- Lara-Rodríguez, N. Z., R. Díaz-Valenzuela, V. Martínez-García, E. Mauricio-López, S. Anaid-Díaz, O. I. Valle, A. D. Fisher-de, C. Lara y R. Ortiz-Pulido. 2012. Redes de interacción colibrí-planta del centro-oeste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 569-577.
- Martins A. C., Gonçalves RB, Melo G. A. 2013. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. *Zoologia (Curitiba)*. 30(2): 157–176.
- Memmott, J., N. M. Waser y M. V. Price. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *The Royal Society*, 271: 2605-2611.
- Murcia, C. 2002. *Ecología de la polinización*. En: *Ecología y conservación de los bosques neotropicales*. Editores. Guariguata, M. R., y G. H. Kattan. Cartago. Costa Rica. Libro Universitario Regional. 1-600 pp.

- Nantes-Parra, G. 2005. Abejas silvestres y polinización. *Manejo integrado de plagas y agroecológica*, 75: 7-20.
- Nantes-Parra, G. y V. H. González. 2000. Las abejas silvestres de Colombia: Por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(2): 5-36.
- Nates-Parra, G., Palacios, E., y Parra, A. 2008. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae) en Meta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1295-1308.
- O'toole, C. y A. Raw, 1999. Bees of the world. New York. Estados Unidos. Facts on file. 1-33 pp.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger y W. E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: trends, impact and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6): 345-353.
- Quesada, M., F. Rosas, M. López, M. Araiza, R. Aguilar, L. Ashworth, G. V. Rosas, M. G. Sásnchez y R. S. Martén. 2012. Ecología y Conservación Biológica de Sistemas de Polinización de Plantas Tropicales. En: Ecología y Evolución de las Interacciones bióticas. Editores. del Val, E. y K. Bouge.. Ciudad de México, México. Fondo de Cultura Económica, CIECO y UNAM. 75-93 pp.
- Roubik, D. W. 1989. Ecology and Natural History of Tropical Bees. Cambridge. Estados Unidos. Cambridge University Press. 1-504 pp.
- Tylianakis, J. M., E. Laliberté, A. Nielsen y J. Bascompte. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, 143: 2270-2279.
- van der Sluijs JP, Vaage NS. 2016. Pollinators and Global Food Security: The Need for Holistic Global Stewardship. *Food Ethics*. 1(1): 75–91.
- Villavicencio, G. R. y C. R. Ávila. 2015. *Mapa de uso de suelo y vegetación (2014) para el área natural Sierra de Quila y zona de influencia*. Informe técnico final. Universidad de Guadalajara, México.
- Williams, N. M., Crone, E. E., T'ai, H. R., Minckley, R. L., Packer, L., y Potts, S. G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, 143(10), 2280-2291.
- Winfree R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G, Aizen M. A., (2009). A meta--analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*. 90(8): 2068–2076.

Capítulo 5. Apéndice 1. Redes de interacción abeja-planta de las diferentes condiciones de uso de suelo

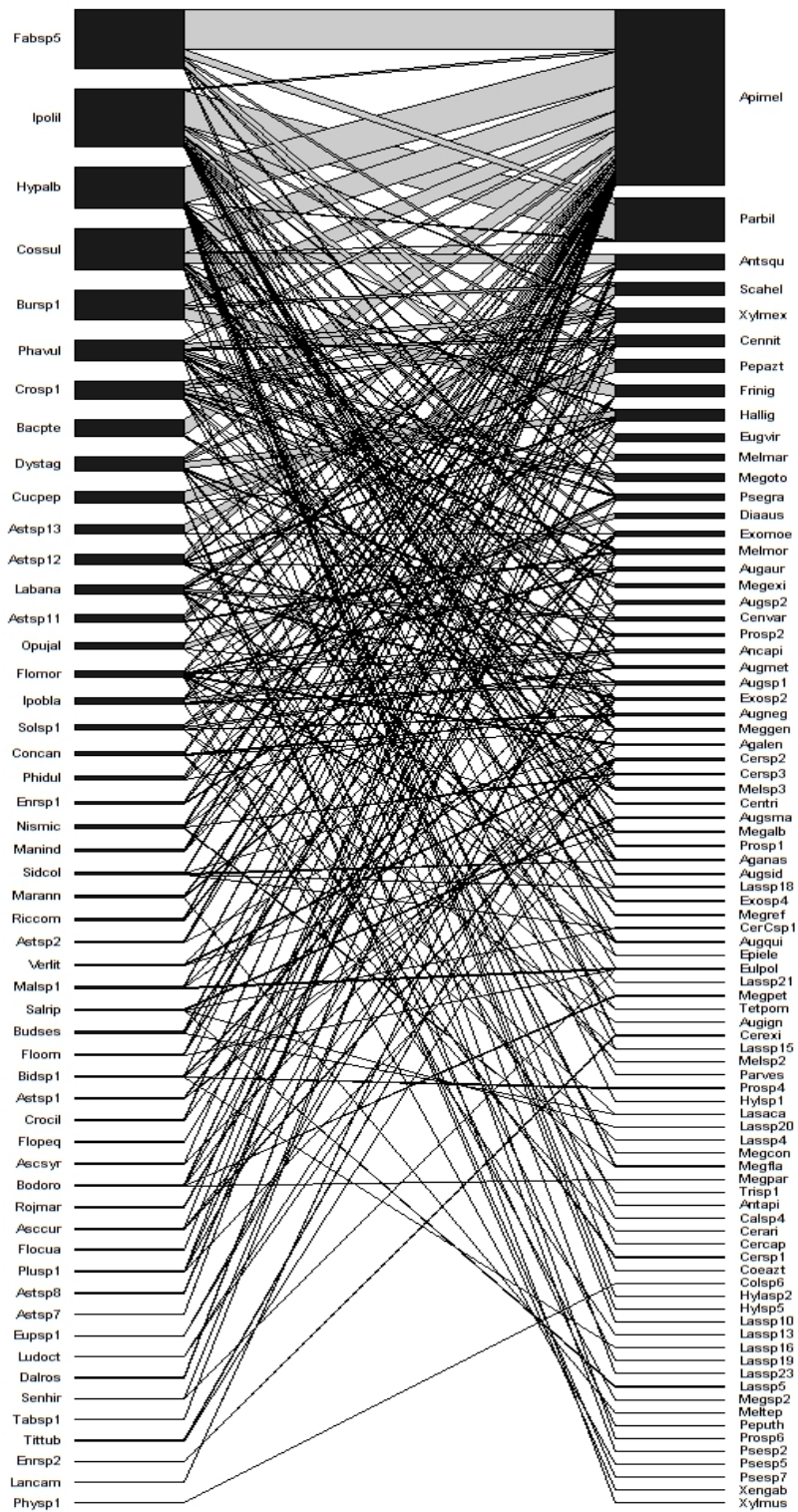


Fig. 4. Red de interacción abeja-planta del área urbana (U), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas.

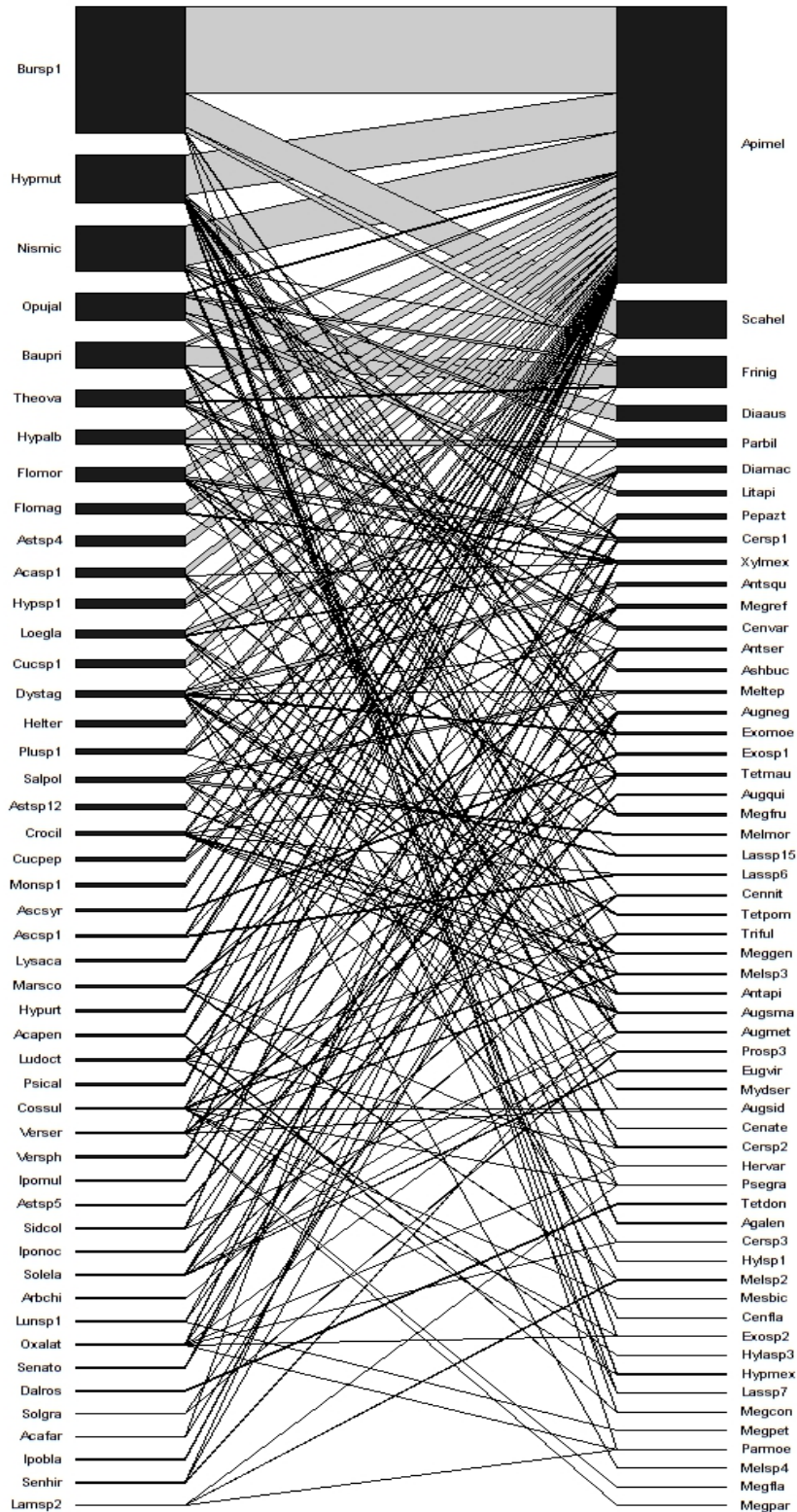


Fig. 5. Red de interacción abeja-plantas del área de cultivos y ganado (CL), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas.

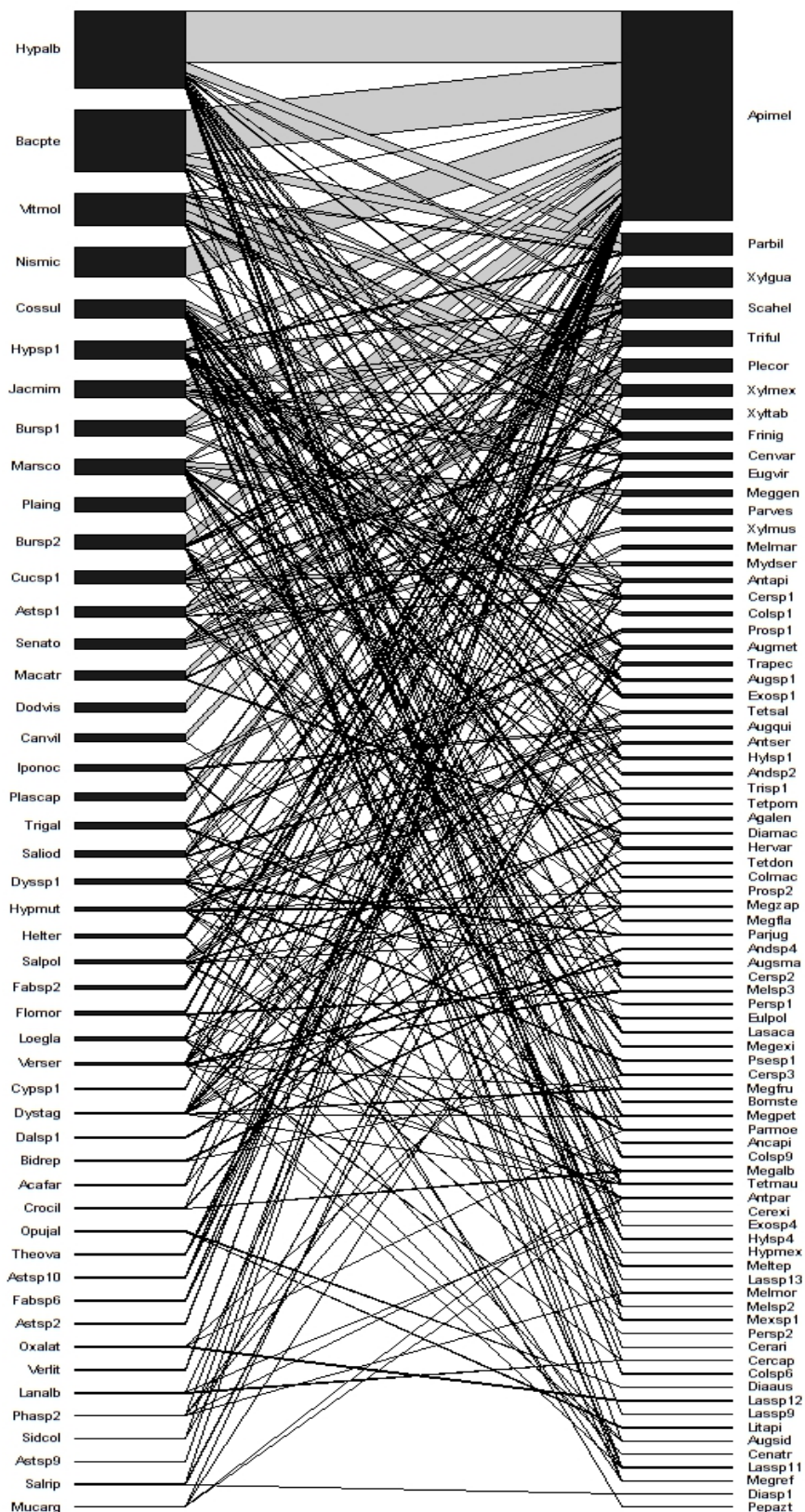


Fig. 6. Red de interacción abeja-planta del área con vegetación conservada (P), del lado izquierdo se presentan las especies vegetales y del lado derecho las especies de abejas.

Capítulo 5. Apéndice 2.

Cuadro 2. Índice de similitud de Jaccard de los recursos vegetales utilizados por las abejas con mayor abundancia entre las diferentes condiciones de uso de suelo.

Especie	P-U	P-CL	U-CL
<i>Agapostemon leunculus</i>	0.1667	0	0
<i>Anthidiellum apicale</i>	0.125	0.07692	0
<i>Apis mellifera</i>	0.173	0.2452	0.2641
<i>Augochloropsis metallica</i>	0.07142	0.1428	0.1
<i>Augochlorella neglectula</i>	0	0	0.0714
<i>Augochlora quiriguensis</i>	0	0.1428	0
<i>Augochlora sidaefolia</i>	0	0.5	0
<i>Augochlora smaragdina</i>	0	0.09	0
<i>Centris nitidanitida</i>	0	0.166	0
<i>Centris varia</i>	0	0.3333	0
<i>Euglossa viridissima</i>	0	0	0
<i>Exomalopsis similis moesta</i>	0	0.1666	0.0833
<i>Frieseomelitta nigra</i>	0.0714	0.0714	0.0769
<i>Halictus ligatus</i>	0.111	NA	NA
<i>Megachile gentilis</i>	0	0.09	0.8333
<i>Melissodes morrilli</i>	0.1428	0	0
<i>Partamona bilineata</i>	0.125	0.1428	0.1666
<i>Pseudaugochlora graminea</i>	0	0	0
<i>Scaptotrigona hellwegeri</i>	0.09	0.2	0.1428
<i>Trigona fulviventris</i>	0	NA	NA
<i>Xylocopa mexicanorum</i>	0	0.1666	0

Capítulo 5. Apéndice 3. Listado de las especies vegetales registradas en las diferentes condiciones de uso de suelo: Área Urbana (U), con vegetación conservada (P) y cultivos y ganado (CL).

U	CL	P
<i>Asclepia curassavica</i> L.	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.
<i>Asclepias glaucescens</i> H.B.K.	<i>Acacia macilenta</i> Rose.	<i>Adenophyllum cancellatum</i> (Cass.) Villareal.
Asteraceae sp. 1.	<i>Acacia pennatula</i> (Schlecht & Cham) Benth.	Asteraceae sp. 1.
Asteraceae sp. 2.	Arb sp. 2.	Asteraceae sp. 2.
Asteraceae sp. 3.	Arb. sp.1.	Asteraceae sp. 3.
Asteraceae sp. 4.	<i>Asclepia aff. contrayerba</i> Sessé y Moc.	<i>Asterohyptis stellulata</i> Epling.
Asteraceae sp. 5.	<i>Asclepia glaucescens</i> H.B.K.	<i>Baccharis pteronioides</i> D.C.
Asteraceae sp. 6.	Asteraceae sp. 1.	<i>Baccharis trinervis</i> (Lam.) Pers.
<i>Baccharis pteronioides</i> D. C.	Asteraceae sp. 2.	<i>Bidens odorata</i> Cav.
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae sp. 3.	<i>Burcera kerberi</i> Engl.
<i>Bidens reptans</i> (L.) Hitchc.	<i>Asterohyptis stellulata</i> Epling.	<i>Canavalia villosa</i> Benth.
<i>Budleja sessiliflora</i> Kunth.	<i>Bauhinia pringlei</i> S.Watson.	<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.
<i>Burcera</i> sp. 3.	<i>Bidens odorata</i> Cav.	<i>Croton ciliatoglandulifera</i> Ort.
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist.	<i>Bidens reptans</i> (L.) Hitchc.	<i>Cyclanthera dissecta</i> (Torr. & A.Gray) Arn.
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	<i>Burcera kerberi</i> Engl.	<i>Dalea roseiflora</i> (Rydb.).
<i>Crotalaria mollicula</i> Kunth.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist.	<i>Dalea</i> sp.1.
<i>Croton ciliatoglandulifera</i> Ort.	<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	<i>Dodonaea viscosa</i> L. Jacq.
<i>Cucurbita pepo</i> L.	<i>Croton ciliatoglandulifera</i> Ort.	<i>Dyssodia tagetiflora</i> Lag.
<i>Dalea roseiflora</i> (Rydb.).	<i>Cucurbita pepo</i> L.	<i>Euphorbia macvaughii</i> Carbajal & Lomelí.

<i>Dyssodia tagetiflora</i> Lag.	<i>Cyclanthera dissecta</i> (Torr. & A.Gray) Arn.	Fabaceae sp. 1.
Enr. sp.1.	<i>Dalea roseiflora</i> (Rydb.).	Fabaceae sp. 2.
Enr. sp.2.	<i>Dyssodia tagetiflora</i> Lag.	Fabaceae sp. 3.
<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	<i>Echinopepon jaliscanus</i> Rose.	Fabaceae sp. 4.
Fabaceae sp.1.	<i>Fabaceae</i> sp.1.	Fabaceae sp. 5.
Flo. sp. 2.	<i>Fabaceae</i> sp.2.	Fabaceae sp. 6.
Flo. sp.1.	Flo sp. 1.	Flo. sp. 1.
Flo. sp.3.	Flo sp. 2.	<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (D.C.) Hochr.
Flo. sp.4.	Flo sp. 3.	<i>Hyptis albida</i> Kunth.
<i>Hyptis albida</i> Kunth.	<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (D.C.) Hochr.	<i>Hyptis mutabilis</i> Briq.
<i>Ipomoea noctulifolia</i> McPherson.	<i>Hyptis albida</i> Kunth.	<i>Hyptis</i> sp. 1.
<i>Ipomoea squamosa</i> Choisy.	<i>Hyptis mutabilis</i> Briq.	<i>Ipomoea noctulifolia</i> McPherson.
<i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	<i>Hyptis</i> sp.1.	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don
<i>Lantana camara</i> L.	<i>Hyptis</i> sp.2.	<i>Lantana achyranthifolia</i> Desf.
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand.	<i>Hyptis urticoides</i> Kunth.	<i>Lasianthaea macrocephala</i> (Hook. & Arn.) K.M.Becker.
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven.	<i>Ipomoea murucoides</i> Roem. y Schult.	<i>Loeselia glandulosa</i> (Cav.) G. Don.
<i>Malpigiaceae</i> sp.1.	<i>Ipomoea noctulifolia</i> McPherson.	<i>Macroptilium atropurpureum</i> (Moc. y Sesse ex DC.) Urban.
<i>Mangifera indica</i> L.	<i>Ipomoea tricolor</i> Cav.	<i>Marina scopa</i> Barneby.
<i>Martynia annua</i> L.	<i>Liliaceae</i> sp.1.	<i>Melampodium sericeum</i> Lag.
<i>Melampodium sericeum</i> Lag.	<i>Loeselia glandulosa</i> (Cav.) G. Don.	<i>Nissolia microptera</i> Poir.
<i>Nissolia microptera</i> Poir.	<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand.	<i>Opuntia jaliscana</i> Bravo.
<i>Opuntia jaliscana</i> Bravo.	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven.	<i>Oxalis latifolia</i> Trel.
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Lun sp.1.	<i>Oxalis macrocarpa</i> R. Knuth.

Physalis sp. 1.
Pithecelobium dulce (Roxb.) Benth.
Pla. sp.1.
Plumbago sp.1.
Ricinus comunis L.
Salvia riparia Kunth.
Semna hirsuta Irwin y Barneby.
Sida collina Schltld.
Solanum sp.1
Thevetia ovata (Cav.) A.D.C.
Tithonia tubiformis (Jacq.) Cass.
Verbena litoralis Kunth.

Lysiloma acapulcense (Kunth) Benth.
Marina scopa Barneby.
Montanoa sp.1.
Nissolia microptera Poir.
Opuntia jaliscana Bravo.
Oxalis latifolia Trel.
Phaseolus sp.1.
Psittacanthus calyculatus (DC.) G. Don.
Salvia polystachya Ortega.
Salvia riparia Kunth.
Semna hirsuta Irwin y Barneby.
Senna atomaria (L.) H.S.Irwin & Barneby.
Sicyos deppei G. Don.
Sida collina Schltld.
Solanum elaeagnifolium Cav.
Solanum grayi Rose.
Solanum umbellatum Dunal.
Thevetia ovata (Cav.) A.D.C.
Verbesina sphaerocephala A. Gray.
Vernonia serratuloides Kunth.

Phaseolus sp. 1.
Pla. sp. 1.
Pla. sp. 2.
Pla. sp. 3.
Poaceae sp. 1.
Salvia iodantha Fernald.
Salvia polystachya Ortega.
Salvia riparia Kunth.
Senna atomaria (L.) H.S.Irwin & Barneby.
Sida collina Schltld.
Thevetia ovata (Cav.) A.D.C.
Triumfetta galeottiana Turcz.
Verbena litoralis Kunth.
Verbesina sphaerocephala A. Gray.
Vernonia serratuloides Kunth.
Vitex mollis Kunth.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES GENERALES

El Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila (APFFSQ) y su zona de influencia es de suma importancia para la conservación de las abejas nativas en el occidente del país, sirve como un refugio para las mismas, debido al gran número de especies que se registró en el presente trabajo, que corresponde a cerca del 70% de las especies de abejas reportadas hasta el momento para el estado, lo anterior le da al APFFSQ un rango prioritario para la conservación, por que garantizar la continuidad de esta área natural conlleva al resguardo de una gran riqueza de polinizadores nativos, de las cuales algunas especies tienen potencial económico ya sea con fines de producción de miel como las abejas sin aguijón o para polinización en invernaderos como los abejorros.

El presente estudio sugiere que el cambio de uso de suelo tiene un efecto negativo sobre la riqueza, abundancia y diversidad de abejas, ya que el área con vegetación conservada, presentó de manera significativa valores más altos que las áreas perturbadas. Sin embargo, las abejas respondieron de manera diferente a la perturbación, mientras que las familias Colletidae, Andrenidae y Megachilidae son más abundantes en el área P, la familia Halictidae lo es en el área urbana, mientras que existen valores medios de recambio de especies entre las diferentes condiciones de uso de suelo (aprox. 40%), por lo que la degradación del hábitat tiene como consecuencia un fuerte efecto sobre la comunidad de estos polinizadores.

La degradación del hábitat y la estacionalidad afectan de manera significativa la riqueza y diversidad funcional de las abejas. El mayor número de especies y abundancia por rasgo en la temporada lluviosa tal vez se deba a que las abejas están relacionadas con las especies vegetales que utilizan para alimentarse, más rico y abundante en la temporada lluviosa. Además la floración de muchas especies vegetales es estacional, por lo que la presencia de las abejas en su fase adulta con las épocas de mayor floración es alta.

El presente estudio sugiere que la composición y riqueza de los rasgos funcionales de las abejas la cambian por la perturbación del hábitat que modifica de manera drástica la calidad y cantidad de recursos tanto alimenticios como de anidación, así como la simplificación de la estructura del mismo, llegando incluso a mostrar altas tasas de reemplazo, por lo que mantener esta área natural favorece la conservación de un mayor número de rasgos funcionales en la comunidad de abejas, que puede ayudar a mantener el servicio de la polinización de los ecosistemas naturales y agrícolas cercanos al área natural.

Además se encontró que los patrones de alimentación cambian en función del tipo de uso de suelo, al grado de que las abejas llegar a utilizar recursos completamente diferentes en la mayoría de los casos, lo que nos indica que las especies de abejas muestran una amplia flexibilidad en sus recursos alimenticios.

Se observaron pocos casos donde el traslape de nicho es elevado y se encontraron cambios en el traslape de nicho entre las especies más dominantes de abejas según las condiciones de uso de suelo, precisamente para que las diferentes condiciones de uso de suelo puedan mantener su riqueza de estos insectos, es necesario que estas se vean obligadas a reducir el traslape en los recursos alimenticios, para lograr coexistir en zonas conservadas y en mayor medida en las perturbadas donde escasean más las fuentes de alimento, se puede llevar a cabo una reducción o cambio parcial o total del nicho alimenticio, por consecuencia diferentes especies de abejas visitarían diferentes especies de plantas, en función del hábitat.