



CENTRO INTERNACIONAL DE ESTUDOS
DE DOUTORAMENTO E AVANZADOS
DA USC (CIEDUS)

TESIS DE DOCTORADO

**CONTRIBUCIÓN DE LA RED DE
CERCAS VIVAS DE *Jatropha curcas*
(LINNAEUS, 1753) EN LA
DIVERSIDAD Y RECAMBIO DE
ESPECIES DE ABEJAS EN LA MATRIZ
AGROPECUARIA DE LA COSTA DEL
PACIFICO DE GUATEMALA**

JUAN MANUEL BENÍTEZ ÁLVAREZ

ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL
PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AGRÍCOLAS y MEDIOAMBIENTE

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2018





DECLARACIÓN DEL AUTOR DE LA TESIS

Contribución de la red de cercas vivas de *Jatropha curcas* (Linnaeus, 1753) en la diversidad y recambio de especies de abejas en la matriz agropecuaria de la costa del pacífico de Guatemala

D. Juan Manuel Benítez Álvarez

Presento mi tesis, siguiendo el procedimiento adecuado al Reglamento, y declaro que:

- 1) La tesis abarca los resultados de la elaboración de mi trabajo.*
- 2) En su caso, en la tesis se hace referencia a las colaboraciones que tuvo este trabajo.*
- 3) La tesis es la versión definitiva presentada para su defensa y coincide con la versión enviada en formato electrónico.*
- 4) Confirmando que la tesis no incurre en ningún tipo de plagio de otros autores ni de trabajos presentados por mí para la obtención de otros títulos.*

En Guatemala, 26 de Septiembre de 2018

Fdo.....





AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR TESIS

Contribución de la red de cercas vivas de *Jatropha curcas* (Linnaeus, 1753) en la diversidad y recambio de especies de abejas en la matriz agropecuaria de la costa del pacífico de Guatemala

D. José Carlos Otero González

INFORMA:

Que la presente tesis, corresponde con el trabajo realizado por D. Juan Manuel Benítez Álvarez, bajo mi dirección, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director de ésta no incurre en las causas de abstención establecidas en Ley 40/2015.

En Lugo, 26 de Septiembre de 2018

Fdo.....





AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR TESIS

Contribución de la red de cercas vivas de *Jatropha curcas* (Linnaeus, 1753) en la diversidad y recambio de especies de abejas en la matriz agropecuaria de la costa del pacifico de Guatemala

Dña. María Eunice Enríquez Cottón

INFORMA:

Que la presente tesis, corresponde con el trabajo realizado por D/ Juan Manuel Benítez Álvarez, bajo mi dirección, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director de ésta no incurre en las causas de abstención establecidas en Ley 40/2015.

En Guatemala, 26 de Septiembre de 2018

Fdo.....



ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN.....	3
1.1 Introducción.....	3
1.2 Objetivo general	4
1.3 Objetivos específicos.....	4
1.4 Justificación.....	5
1.5 Pregunta de la investigación.....	5
1.6 Hipótesis	5
2 REVISIÓN LITERARIA	7
2.1 Las abejas	7
2.1.1 Importancia de las abejas.....	9
2.1.2 Las abejas en América.....	11
2.1.3 Amenazas de las abejas.....	12
2.2 Los bosques	15
2.2.1 Parches o fragmentos de los bosques.....	16
2.2.2 Bordes.....	17
2.3 Matriz o superficie agropecuaria	19
2.4 Cercas vivas y su importancia	21
2.4.1 Tipos de cercas vivas.....	23
2.5 <i>Jatropha curcas</i> (Linnaeus, 1753) en las cercas vivas	23
2.5.1 Sistema de floración de <i>Jatropha curcas</i> L.	25
2.5.2 Polinización de <i>Jatropha curcas</i> L.	26
2.5.3 Diversidad de visitantes florales en <i>Jatropha curcas</i> L.....	27
3 METODOLOGÍA.....	29
3.1 Área de estudio	29
3.1.1 Determinación de la cobertura arbórea en el área geográfica de estudio.....	33
3.1.2 Determinación de la cobertura arbórea y usos de suelo en las localidades de estudio.....	34
3.2 Estudio de las plantas de las cercas vivas.....	39

3.3 Colección de especies	39
3.4 Determinación de la cobertura arbórea y usos del suelo en las áreas geográficas de estudio	41
3.5 Determinación de la carga polínica de las tres especies de abejas con mayor número de visitas a la flor de <i>Jatropha curcas</i> L.....	41
3.6 Determinación del recambio de especies de abejas en la matriz agropecuarias en las cercas vivas de <i>Jatropha curcas</i> L.....	42
3.7 Muestra de estudio	42
3.8. Metodología de diversidad.....	42
3.9 Análisis estadístico.....	44
4 RESULTADOS.....	45
4.1 Riqueza de abejas por área geográfica	45
4.2 Curva de acumulación de especies y estimación de riqueza.....	49
4.3 Abundancia de abejas por áreas geográficas.....	50
4.4 Diversidad de abejas por áreas geográficas.....	51
4.5 Diversidad de abejas por familias por áreas geográficas	54
4.6 Diversidad de abejas en los meses de muestreo.....	54
4.7 Riqueza de especies de abejas por localidades	58
4.7.1 Curva de acumulación de especies y estimación de riqueza por localidades	63
4.7.2 Abundancia de especies por localidades.....	64
4.7.3 Diversidad de abejas por localidades.....	66
4.7.4 Abundancia de abejas en los meses por localidades.....	69
4.8 Recambio de especies de abejas en las cercas de <i>Jatropha curcas</i> L.	73
4.8.1 Análisis de semejanza de especies de abejas por áreas geográficas	73
4.9 Recursos alimenticios que ofrece las plantas de <i>Jatropha curcas</i> L. a las especies de abejas más abundantes que las visita.	76
4.9.1 Recurso florístico de <i>Jatropha curcas</i> L.	76
4.9.2 Carga polínica de <i>Jatropha curcas</i> L. en las abejas	76
5 DISCUSIÓN	83
5.1 Matriz agropecuaria	83

5.1.1 Abundancia y riqueza de especies en la matriz agropecuaria...	84
5.2 <i>Jatropha curcas</i> L. como fuente de alimento para las abejas.....	85
5.3 Recambio de especies de abejas en la matriz agropecuarias con cercas vivas de <i>Jatropha curcas</i>	89
6 CONCLUSIONES	91
7 BIBLIOGRAFÍA	93



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Usos del suelo del área geográfica uno (Masagua norte)	30
Tabla 2: Usos del suelo del área geográfica dos (Masagua sur)	31
Tabla 3: Usos del suelo del área geográfica tres (Monterrico)	32
Tabla 4: Cobertura arbórea y arbustiva por área geográfica	33
Tabla 5: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica 1 (Masagua Norte)	34
Tabla 6: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica 2 (Masagua sur).....	35
Tabla 7: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica tres (Monterrico).....	36
Tabla 8: Riqueza y abundancia de abejas por área geográfica	46
Tabla 9: Abundancia de abejas por familias	47
Tabla 10: Diferencia estadística de riqueza por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)	48
Tabla 11: Diferencia estadística de riqueza entre áreas geográficas- sitios (Prueba de Wilcoxon).....	48
Tabla 12: Acumulación de especies por áreas geográficas.....	49
Tabla 13: Diferencia estadística de abundancia por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)	50
Tabla 14: Diferencia estadística de abundancia entre áreas geográficas (Sitios) (Prueba de Wilcoxon).....	50
Tabla 15: Índices de diversidad por áreas geográficas	51
Tabla 16: Diferencia estadística de <i>Nannotrigona perilampoides</i> por áreas geográficas	52
Tabla 17: Diferencia estadística de <i>Nannotrigona perilampoides</i> entre áreas geográficas	52
Tabla 18: Diferencia estadística de <i>Augochlora aurífera</i> por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon).....	53
Tabla 19: Diferencia estadística de <i>Augochlora aurífera</i> entre áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon).....	53
Tabla 20: Diferencia estadística de L. (<i>Dialictus</i>) sp por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon).....	53

Tabla 21: Diferencia estadística de <i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i> entre áreas geográficas - sitios.....	53
Tabla 22: Índice de diversidad por familias en las áreas geográficas	54
Tabla 23: Riqueza y abundancia de abejas por mes	55
Tabla 24: Riqueza de abejas por meses (Prueba de Wilcoxon).....	55
Tabla 25: Abundancia de abejas por meses (Prueba de Wilcoxon) ...	55
Tabla 26: Abundancia de abejas por familias.....	56
Tabla 27: Índices de diversidad por meses	56
Tabla 28: Riqueza de abejas entre meses (Prueba de Wilcoxon).....	56
Tabla 29: Abundancia de abejas entre meses (Prueba de Wilcoxon).	58
Tabla 30: Abundancia de abejas por familias por localidades	59
Tabla 31: Riqueza de abejas por localidades.....	59
Tabla 32: Abundancia de abejas por localidades.....	60
Tabla 33: Diferencia estadística de riqueza de abejas por localidades (Prueba de Wilcoxon).....	61
Tabla 34: Diferencia estadística de riqueza entre las localidades (Prueba de Wilcoxon).....	62
Tabla 35: Acumulación de especies por localidades	63
Tabla 36: Diferencia estadística de abundancia por localidades (Prueba de Wilcoxon).....	64
Tabla 37: Diferencia estadística de abundancia entre las localidades (Prueba de Wilcoxon).....	65
Tabla 38: Índices de diversidad por localidades.....	66
Tabla 39: Diferencia estadística de <i>Nannotrigona perilampoides</i> por localidades.	66
Tabla 40: Diferencia estadística de <i>Nannotrigona perilampoides</i> entre localidades	67
Tabla 41: Diferencia estadística de <i>Augochlora aurífera</i> entre localidades (Prueba de Wilcoxon).....	68
Tabla 42: Diferencia estadística de <i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i> entre localidades (Prueba de Wilcoxon).....	69
Tabla 43: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de mayo – Localidades.....	70

Tabla 44: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de junio – Localidades	71
Tabla 45: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de julio – localidades.....	72
Tabla 46: Semejanza entre las áreas geográficas 1, 2 y 3 en función del índice de Jaccard (Ij) (sobre la diagonal) número de especies (diagonal amarilla) y número de especies de abejas compartidas	74
Tabla 47: Semejanza entre las localidades en función del índice de Jaccard (Ij) (sobre la diagonal) número de especies (diagonal amarilla) y número de especies de abejas compartidas, el color verde localidades con mayor semejanza	75
Tabla 48: Recurso florístico de <i>Jatropha curcas</i> L.....	76
Tabla 49: Carga polínica por abejas.....	77
Tabla 50: Porcentaje de polen de <i>Jatropha curcas</i> L. colecta en las abejas por áreas geográficas.....	78
Tabla 51: Número de granos de polen de <i>Jatropha curcas</i> L. en 56 abejas.....	79
Tabla 52: Polen de <i>Jatropha curcas</i> entre especies de abejas (Prueba de Wilcoxon).....	80
Tabla 53: Polen de <i>Jatropha curcas</i> entre especies de abejas (Prueba de Wilcoxon).....	81
Tabla 54: Porcentaje de abejas con polen de <i>Jatropha curcas</i>	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de Guatemala	37
Figura 2: Mapa de las áreas geográficas en dos departamentos de estudios	37
Figura 3: Mapa de las áreas geográficas y localidades ubicados en el Municipio de Masagua, Escuintla	38
Figura 4: Mapa de las áreas geográficas y localidades ubicados en el Municipio de Taxisco	38
Figura 5: Cercas vivas de <i>Jatropha curcas</i> L.	39

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfica 1: Riqueza y abundancia de abejas	47
Gráfica 2: Diferencia estadística de riqueza por áreas geográficas	48
Gráfica 3: Diferencia estadística de abundancia por áreas geográficas	51
Gráfica 4: Riqueza de abejas por meses	57
Gráfica 5: Abundancia de abejas por meses	58
Gráfica 6: Análisis de semejanza de especies de abejas por áreas geográficas (Jaccard)	73
Gráfica 7: Análisis de semejanza de especies de abejas por localidades (Jaccard).....	75
Gráfica 8: Porcentaje de polen de <i>Jatropha curcas</i> L. colecta en las abejas por áreas geográficas (sitios)	78
Gráfica 9: Porcentaje de polen de <i>Jatropha curcas</i> por especies	80



RESUMEN

Los bosques son fragmentados o destruidos por el desarrollo de la humanidad, una gran área dedicada a la producción de alimento es llamada matriz agropecuaria y se estima que su calidad puede albergar una considerable abundancia y riqueza de especies. Para explorar esta hipótesis se estudiaron matrices agropecuarias con diferente cobertura arbórea, diferentes usos de la tierra y con un sistema de agroforestería en común (cercas vivas de *Jatropha curcas* L.) en la costa del Pacífico Sur de Guatemala, en donde se determinó, que (i) las matrices agropecuarias de mejor calidad albergan una mayor abundancia de abejas y que (ii) *Jatropha curcas*, planta utilizada en las cercas vivas proporcionan recursos alimenticios a las abejas, además se observó (iii) que las matrices más distanciadas presentan menor similitud de abejas.

ABSTRACT

Forests are fragmented or destroyed by the development of humanity, a large area dedicated to food production, it is called the agricultural matrix and it is estimated that its quality can accommodate considerable abundance and richness of species. In order to explore this hypothesis, agricultural matrices with different tree cover, different uses of the land and with a system of agroforestry in common (living fences of *Jatropha curcas* L.) were studied on the coast of the South Pacific of Guatemala, where it was determined that (i) the highest quality agricultural matrices have a greater abundance of bees and that (ii) *Jatropha curcas*, a plant used in live fences provide food resources to bees, in addition it was observed (iii) that the more distant matrixes exhibit less similarity of bees



1 INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

Las abejas pertenecen a la orden *Himenoptera* y a la superfamilia *Apoidea*, estos insectos están provistos de estructuras que facilitan la polinización (Michener, 2007; Quezada *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2016) de la vegetación natural y de cultivos agrícolas (Oliveira *et al.*, 2004; Bawa, 1990; Ghazoul, 2005; Ivey *et al.*, 2003; Kaminski *et al.*, 2006; Michener, 2007; Slaa *et al.*, 2006). Se estima que por encima del 70% de los cultivos agrícolas experimentan un aumento de tamaño, calidad o estabilidad debido a los servicios de los polinizadores (Ricketts *et al.*, 2008, Wilson *et al.*, 2016), contabilizándose este aumento en un valor estimado entre 120.000 y 200.000 millones de dólares estadounidenses anuales a nivel mundial (FAO, 2008).

Las abejas están muy relacionadas con los bosques, pero los bosques se están perdiendo a una velocidad del 0.13% cada año (FAO, 2015a), especialmente por la expansión agropecuaria y urbana (Hosonuma *et al.*, 2012; FAO, 2016; López, 2012; Wright, 2005). En América Latina, el pastoreo extensivo y la agricultura comercial han eliminado el 70% de la cobertura vegetal natural (Bernard *et al.*, 2011; Carr, 2009; De Sy *et al.*, 2015; Hosonuma *et al.*, 2012; FAO, 2016; Graesser *et al.*, 2015; Morton *et al.*, 2006, Müller *et al.*, 2012).

La agricultura comercial y las migraciones internas han reducido al 33% de los bosques de la superficie total de la tierra en Guatemala (FAO, 2015b). En la costa del pacífico guatemalteco los pastos extensivos (Wassenaar *et al.*, 2007), la caña de azúcar (Fradejas, 2013; Redo *et al.*, 2012) y palma africana (Duarte *et al.*, 2012) se expanden en detrimento de los bosques (INE, 2015) y a los cultivos de subsistencia: maíz, frijol, sorgo, ayote, etc. (Redo *et al.*, 2012), colocando en riesgos la seguridad alimentaria, la diversidad (Ewers *et al.*, 2005; García, 2011; Santos *et al.*, 2006; Wassenaar *et al.*, 2007), hábitat de las abejas y hábitat de otros invertebrados y vertebrados.

Los bosques son fragmentados o destruidos por el desarrollo de la humanidad, una gran área dedicada a la producción de alimento es llamada matriz agropecuaria y se estima que su calidad puede albergar una considerable abundancia y riqueza de especies (Botreau *et al.*, 2014; Jayne *et al.*, 2014; Melo *et al.*, 2013; Perfecto *et al.*, 2010; Vandermeer *et al.*, 2001). Para explorar esta hipótesis se estudiaron matrices agropecuarias con diferentes cobertura arbórea, diferentes usos de la tierra y con un sistema de agroforestería en común (cercas vivas de *Jatropha curcas* L.) en la costa del pacífico sur de Guatemala, en donde se determinó, que (i) las matriz agropecuaria de mejor calidad albergan una mayor abundancia de abejas y que (ii) *Jatropha curcas*, planta utilizada en las cercas vivas proporcionan recursos alimenticios a las abejas, además se observó (iii) que las matrices más distanciadas presentan menor similitud de abejas.

1.2 OBJETIVO GENERAL

Determinar la diversidad y recambio de especies de abejas en la matriz agropecuarias con cercas vivas de *Jatropha curcas* L. en zonas con diferente porcentaje de cobertura arbórea y diversidad de cultivos en la costa del pacífico sur de Guatemala.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la diversidad de abejas en la matriz agropecuarias con cercas vivas de *Jatropha curcas* L. en zonas con diferente porcentaje de cobertura arbórea en la costa del pacífico sur de Guatemala.
- Determinar si *Jatropha curcas* L. suministra recursos alimenticios a las especies de abejas más abundantes que las visita.
- Determinar el recambio de especies de abejas en la matriz agropecuarias con cercas vivas de *Jatropha curcas* L. en zonas con diferente porcentaje de cobertura arbórea en la costa del pacífico sur de Guatemala.

1.4 JUSTIFICACIÓN

La fragmentación de los bosques afecta negativamente a la diversidad de la flora y la fauna debido al aislamiento de poblaciones y la interrupción de procesos ecológicos. Los árboles dispersos y cercas vivas en los cultivos y pasturas permiten la alimentación, anidación y la movilización de diferentes especies de plantas y animales entre los fragmentos boscosos. Por lo tanto, es importante la búsqueda de alternativas que aumenten la cobertura arbórea como los sistemas agrosilvopastoriles, la agricultura orgánica, las cercas vivas, entre otros, que aumentan la calidad de la matriz agropecuaria y ayude a conservar de la biodiversidad. El estudio de especies de plantas utilizadas en la cobertura arbórea de la matriz agropecuaria es importante para determinar si estas permiten mantener la diversidad, proporcionan recursos y permiten el recambio de diferentes especies de animales entre estos las abejas.

1.5 PREGUNTAS DE LA INVESTIGACIÓN

- ¿Existe mayor diversidad de abejas en la matriz agropecuaria con mayor porcentaje de cobertura arbórea y mayor diversidad de cultivos?
- ¿Las plantas de *Jatropha curcas* L. proporcionan alimento a las abejas que las visitan?
- ¿Existe recambio de especies de abejas en las matrices agropecuarias de la costa del pacifico sur de Guatemala?

1.6 HIPÓTESIS

- ¿La matriz agropecuaria con mayor porcentaje de cobertura arbórea y mayor diversidad de cultivos albergan mayor diversidad de abejas?

- ¿*Jatropha curcas* L. proporciona alimento a las abejas que las visitan?
- ¿Existe recambio de abejas en las matrices agropecuarias de la costa del pacifico sur de Guatemala?



2 REVISIÓN LITERARIA

2.1 LAS ABEJAS

Las abejas son un grupo importante de insectos pertenecientes a la orden *Himenoptera* y a la sección *Aculeata*, junto a las avispas y hormigas (Michener, 2007; Quezada *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2016). La Superfamilia *Apoidea* está constituida por el grupo de las avispas (esfeciformes), en donde se encuentran las Familias *Ampulicidae*, *Sphecidae*, *Crabronidae* y por el grupo de las abejas (Apiformes) con las siguientes Familias: *Stenotritidae*, *Colletidae*, *Andrenidae*, *Halictidae*, *Megachilidae*, *Apidae*, *Melittidae* (Michener, 2007; Wilson *et al.*, 2016).

La gran mayoría de abejas hembras están provistas de setas y estructuras que les facilita la recolección de polen (excepto las parásitas); las escopas son setas rígidas especiales ubicadas en las patas y vientre, además, la corbícula es parte de la tibia de la pata posterior de algunas abejas de la familia *Apidae*. Las avispas no poseen setas ni corbícula, de cintura delgada, con largas y delgadas patas, cuerpo brillante; pero la principal diferencia con las abejas es su alimentación, las abejas utilizan el polen como fuente de proteínas para alimentar a sus larvas y probablemente para el desarrollo ovárico de las hembras ponedoras de huevos (existiendo algunos géneros de abejas que utilizan carroña como fuente proteica). Las avispas utilizan arañas o insectos para alimentar a la cría como fuente de proteína, pero ambos grupos visitan las flores para recoger néctar como suplemento energético en sus alimentos (Michener, 2007; Wilson *et al.*, 2016).

A nivel organizativo, las abejas van desde solitarias hasta altamente eusociales. En las abejas solitarias, una hembra selecciona y construye el nido, aprovisiona alimento a las celdas de su poca descendencia y muere o se va antes de que emerja su progenie, en cambio las abejas altamente eusociales como la *Apis mellifera* (Linnaeus, 1758) y especies de la Tribu *Meliponini*, las obreras son las

responsables de la selección del sitio, construcción del nido, almacenar alimento, alimentar y proteger a la cría, mientras que la reina es la encargada de producir la descendencia y ambas castas (reina y obrera) no pueden vivir solas y son morfológicamente diferentes. Las colonias de las abejas altamente sociales son permanentes (Michener, 2007).

Las abejas visitan las flores para recolectar polen, néctar y aceites florales. El polen es la principal fuente de proteínas para la mayoría de las abejas adultas y para las larvas (Wilson *et al.*, 2016). El polen se encuentra en las anteras de las flores, las abejas lo recolectan y este se adhiere debido a las cargas electrostáticas a las patas y el cuerpo de la abeja, además es espinoso o pegajoso. Algunas abejas transportan el polen seco al nido y otras lo humedecen con néctar para facilitar el transporte (Michener, 2007). Muchas de las abejas recolectan polen de varios tipos de flores (poliléticas), otras se especializan en un taxón particular (oligolecticas) y algunas especies de abejas se especializan en una especie de flor (monoléticas) (Michener, 2007; Wilson *et al.*, 2016).

El néctar es la fuente de energía, proporciona carbohidrato a la dieta alimenticia y contribuye con el metabolismo del nitrógeno en las abejas. La mezcla de néctar y polen producen el alimento a las larvas en desarrollo. Muchas abejas toman néctar de las mismas flores que les proporcionan polen. La mayoría de las abejas son generalistas con el tipo de néctar a utilizar, pero algunas abejas solitarias son especialistas de las flores de algunas especies de plantas, ya que los adultos tienen temporadas cortas de actividad de vuelo y coinciden con la floración de algunas plantas favoritas. Ciertas abejas especializadas utilizan los aceites florales para mezclarlos con polen y a veces con néctar para la alimentación larval, las abejas adultas rara vez ingieren los aceites y como otras abejas, dependen del néctar para sus propias fuentes de energía (Michener, 2007).

Las abejas recolectan otros productos como el agua para el control de la temperatura en la colmena y para ablandar el suelo

durante la excavación. Además, algunas abejas recolectan sudor, lágrimas y orina, probablemente por su agua y sales. Machos de las abejas *Euglossini* recogen fragancias aromáticas de flores de orquídeas y de otras familias de plantas para atraer a las abejas hembras. Algunas *Trigonas* (*Meliponinos*) recolectan carne para la alimentación de la cría (Michener, 2007).

Los nidos de las abejas están contruidos en el suelo o en la madera y están compuestas por pocas o varias celdas. La mayoría de las abejas excavan celdas en el suelo, las alinean con una capa de tierra lisa y aplican a la superficie una película secretada de material similar a la cera para evitar la humedad y cualquier bacteria en el suelo. Algunas construyen celdas con hojas, pulpas de hojas masticadas, tallos de plantas, resinas, barro etc. Otras abejas construyen su nido en huecos de los tallos de las plantas. En algunas tribus de la subfamilia *Apinae* (*Apini*, *Bombini* y *Meliponini*) construyen sus colonias y celdas con cera secretada por las glándulas metasomales. La función de las celdas en la colonia es para almacenar el alimento necesario para el desarrollo de la cría, en donde la abeja coloca el huevo y cierra. Pero hay algunas abejas que utiliza las celdas para aprovisionar alimento de reserva (miel y polen) (Michener, 2007; Murray *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2016).

En la Tribu *Meliponini*, la cría está protegida por el involucro que son múltiples capas de cera mezclada con resinas y esta a su vez está protegido por el Batumen que consiste en una o varias capas de cera mezcladas con resina y barro (Michener, 2007).

2.1.1 Importancia de las abejas

Los productos de la colmena de la *Apis mellifera* L. y de los *meliponinos* como: la miel, cera, propóleo, polen, entre otros; constituyen una fuente importante de alimento, medicina e ingresos económicos a nivel mundial (Hilmi *et al.*, 2011; Nantes, 2005; Quezada *et al.*, 2010), pero la actividad más importante de las abejas

es la polinización de la vegetación natural así como de muchos cultivos agrícolas (Bawa, 1990; Roubik, 2018a; Ghazoul, 2005; Ivey *et al.*, 2003; Kaminski *et al.*, 2006; Michener, 2007; Oliveira *et al.*, 2004; Slaa *et al.*, 2006). En los bosques tropicales, las abejas juegan un papel transcendental en la polinización de diferentes especies de árboles, arbustos y plantas herbáceas, igualmente las abejas son eficientes polinizadoras de las plantas del desierto y matorral xerófilo (Michener, 2007). Los polinizadores son principalmente abejas hembras, que recolectan polen como fuente principal de proteínas en sus propios alimentos y especialmente para alimentar a sus larvas (Michener, 2007; Nantes, 2005). La polinización incrementa tanto el número de frutos como la cantidad de semillas por fruto en plantas cultivadas y silvestres, manteniendo la diversidad genética y asegurando las futuras generaciones de las plantas (Nantes, 2005).

Por la capacidad vibratoria que realizan algunas especies de abejas y por la frecuencia de visita a los cultivos de las solanáceas se les considera como los polinizadores efectivos de esta familia de plantas, ya que aumenta la productividad y la calidad de los frutos en cultivos de *Solanum lycopersicum* (Karst.,1882), (Kremen *et al.*, 2002; Palma *et al.*, 2008; Silva-Neto *et al.*, 2017; Vinícius *et al.*, 2017), *Capsicum annum* (Linnaeus, 1753) (Ram, 2000), *Solanum violaceum* (Ortega, 1798) (Wanigasekara *et al.*, 2012), *Solanum melongena* (Linnaeus, 1753), (Patricio *et al.* 2012; Shanika *et al.*, 2017).

También se ha documentado la importancia de las abejas silvestres en la polinización de las cucurbitáceas (Adamson *et al.*, 2012; Meléndez *et al.*, 2002); *Citrullus lanatus* (Matsum y Nakai, 1916) (Winfree *et al.*, 2007), Calabaza (Enríquez *et al.*, 2015). La producción de café registra un aumento gracias a la polinización por abejas (Klein *et al.*, 2003; Krishnan *et al.*, 2012; Roubik, 2002). En los cultivos de girasol (Greenleaf *et al.*, 2006) de manzana (Ladurner *et al.*, 2004), de canola (Morandin *et al.*, 2005) las abejas silvestres aumentan la producción por área de cultivo. Con la disminución de los polinizadores se amenaza la seguridad alimentaria del mundo y

también contribuye a la pérdida de plantas, ya que la falta de polinizadores reduce el éxito reproductivo de especies de árboles tropicales (Harvey *et al.*, 2008).

Se estima que por encima del 70% de los cultivos agrícolas experimentan un aumento de tamaño, calidad o estabilidad debido a los servicios de los polinizadores (Ricketts *et al.*, 2008; Roubik, 2018a; Roubik, 2018b; Wilson *et al.*, 2016), contabilizándose este aumento en un valor estimado entre 120.000 y 200.000 millones de dólares estadounidenses anuales a nivel mundial (FAO, 2008).

2.1.2 Abejas en América

Se han identificado más de 25.000 especies de abejas en el mundo (Michener, 2007; Pantoja, 2014), aunque se estima que pueden existir arriba de 30.000 (Wilson *et al.*, 2016). Se han registrado más de 4.000 especies en Canadá y Estados Unidos (Wilson *et al.*, 2016), en México se reportan más de 2.000 especies distribuidas en 144 géneros y 6 familias (Ayala *et al.*, 1996; Quezada *et al.*, 2010; Ramírez, 2012). En el Neotrópico se reportan 6.000 especies de abejas nativas (Roubik, 1995). Colombia reporta 1.000 especies de abejas, agrupadas en 90 géneros y 5 familias (Nantes, 2005; Smith *et al.*, 2007).

En Guatemala se estima una riqueza de 500 especies de abejas pertenecientes a las familias *Andrenidae*, *Apidae*, *Colletidae*, *Halictidae*, *Megachilidae* (Enríquez *et al.*, 2015; Escobedo *et al.*, 2014; Yurrita *et al.*, 2013). La familia *Apidae* representa una diversidad de 227 especies (Yurrita *et al.*, 2013).

El trópico y subtrópico americano las abejas que presentan mayor abundancia son los *Meliponini* que pertenecen a la Subfamilia *Apinae* y esta a su vez a la Familia *Apidae* (Michener, 2007; Wille, 1976). En Guatemala reportan 33 especies de abejas sin aguijón (Marroquín, 2000).

2.1.3 Amenazas de las abejas

2.1.3.1 Efecto de los plaguicidas peligrosos en las abejas

Uno de los grandes problemas que afectan a los insectos polinizadores en la matriz agropecuaria, son los pesticidas utilizados en la producción agropecuaria (Park *et al.*, 2018). Durante el año 2013 Guatemala reporto un uso de 20.489,4 toneladas de pesticidas totales, de estos, los insecticidas cubrieron 954.4 toneladas (FAO, 2018a). Las abejas recolectan sus alimentos en los cultivos y en la vegetación silvestre circundante en donde se ha cultivado con semilla impregnada o con aplicaciones en los cultivos de estos químicos, especialmente insecticidas neonicotinoides y piretroides (Potts *et al.*, 2015).

Los neonicotinoides son insecticidas neuroactivos sistémicos ampliamente utilizados en la agricultura (Karahan *et al.*, 2015), los insectos mueren al ingerir cualquier parte de las plantas aplicada con este producto. Las abejas al consumir estos pesticidas, presentes en trazas en el néctar y el polen (Krupke *et al.*, 2012) reducen la abundancia, la anidación y la reproducción (Gill *et al.*, 2012; Laycock *et al.*, 2012; Rundlöf *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2018; Potts *et al.*, 2015; Whitehorn *et al.*, 2012). Además, provocan parálisis, deriva (Krupke *et al.*, 2012), reduce el vigor (Karahan *et al.*, 2015), hasta puede causar una muerte generalizada en la colonia, por la toxicidad en las reservas alimenticias (Lu *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2010).

2.1.3.2 Competencia y desplazamiento de las abejas por especies introducidas

Algunas especies de plantas, sobre todo las exóticas, se tornan invasoras cuando los bosques son deforestados y fragmentados, esta abundancia de plantas ofrece temporalmente mayor disponibilidad de alimento a los polinizadores (Stout *et al.*, 2009) pero interrumpen sus hábitos alimenticios y los procesos de polinización (Didham *et al.*, 2007; Ghazoul, 2004), consiguiendo llegar hasta la pérdida de plantas nativas (Dupont *et al.*, 2004; Hejda *et al.*, 2006) y polinizadores (Moroñ *et al.*, 2009).

La introducción de especies de abejas no nativas puede desplazar a los polinizadores nativos al competir por los recursos alimenticios y de anidación (Dupont *et al.*, 2004; Roubik *et al.*, 2009). También las abejas no endémicas transmiten parásitos a los polinizadores nativos (Goulson, 2003), y son mejores polinizadoras de plantas exóticas (Morón *et al.*, 2009). La abeja mayor productora de miel (*Apis mellifera* L.) es una especie nativa de África, oeste de Asia y Europa (Michener, 2007) e introducida a todos los demás continentes. Esta abeja utiliza una gran cantidad de especies de plantas para la obtención de sus recursos alimenticios, alterando el comportamiento de los polinizadores (Aizen *et al.*, 2014; Richman *et al.*, 2017; Torné *et al.*, 2015), a su vez resulta ser un polinizador menos eficiente que otros polinizadores nativos (Agüero *et al.*, 2018; Greenleaf *et al.*, 2006; Stout *et al.*, 2009), afectado el éxito reproductivo de las plantas (Aizen *et al.*, 2014). La *Apis mellifera* compite por recursos alimenticios con otras abejas silvestres (Garibaldi *et al.*, 2017), se estima que 40 colmenas de la abeja melífera recolectan en tres meses el polen que necesitan cuatro millones de larvas de *Megachile rotundata* (Fabricius, 1787) (Cane *et al.*, 2016).

La abeja africanizada (*Apis mellifera scutellata* Lepeletier, 1836) ha logrado extenderse en un amplio territorio (Ellis *et al.*, 2009) dominando los paisajes perturbados (Cairns *et al.*, 2005), visitan diferentes especies de plantas (Dimou *et al.*, 2007) y compiten con una amplia gama de animales que se alimentan de polen y néctar (Dupont *et al.*, 2004). Otras especies de *Apis* que están aumentando en hábitat no nativos son *Apis cerana* (Fabricius, 1793), *Apis dorsata* (Fabricius, 1793) y *Apis florea* (Fabricius, 1787) (Roubick, 2018a).

Los abejorros *Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758) originario de Europa y *Bombus ruderatus* (Fabricius, 1775) originario de Europa y África, están desplazando y afectando a otras especies de *Bombus* nativos en diferentes regiones de América en donde han sido introducidas (Morales *et al.*, 2013; Roubik, 2018a; Schmid-Hempel *et al.*, 2014).

2.1.3.3 Efecto de la fragmentación de los bosques en las abejas

Se ha documentado la disminución de poblaciones de abejas en los agroecosistemas y áreas naturales (Pantoja, 2014); siendo posiblemente las abejas nativas las más amenazadas (Parra *et al.*, 2000). La disminución de abejas ha surgido por varias razones, por la pérdida de hábitat, por la deforestación y fragmentación de los bosques (Coro, 2009; Kennedy *et al.*, 2013; Landaverde *et al.*, 2017; Murray *et al.*, 2009), el uso de plaguicidas peligrosos para estos insectos (Greenpeace, 2014), por la competencia y el desplazamiento por especies introducidas (Dupont *et al.*, 2004; Roubik *et al.*, 2009).

Cuando los bosques son deforestados y fragmentados provoca cambios en la temperatura del aire y suelo, en la humedad del aire y suelo, en la radiación solar, en los vientos, en la evapotranspiración en los nutrientes del suelo (Herbst *et al.*, 2007; Saunders *et al.*, 1991; Siqueira *et al.*, 2004), alterando el hábitat de todos los organismos que se desarrollan en el bosque (Arroyo *et al.*, 2005; Cayuela, 2006; Lima *et al.*, 1999) y muchas veces llevándolo hasta la desaparición en los paisajes formados (Santos *et al.*, 2006).

Además, la pérdida de hábitat reduce los recursos para la alimentación y anidación de las diferentes especies de las abejas (Heard, 1999; Kremen *et al.*, 2002; Meléndez *et al.*, 2013; Murray *et al.*, 2009; Palacio, 2004). Se estima que al aislar los cultivos arriba de 1 km del área natural reducen la riqueza y abundancia de visitantes florales (Garibaldi *et al.*, 2014).

La fragmentación de los bosques genera terrenos con remanentes de vegetación natural aislados (parches o fragmentos de bosques) y rodeados de una matriz agropecuaria o modificada por usos antropogénicos (Matriz agropecuaria) y una zona en donde interactúa el parche del bosque con la matriz modificada (Borde del parche de bosque) (Bennett *et al.*, 2010; Ortega, 2009).

Las interacciones entre las plantas y los polinizadores disminuye cuando los bosques son fragmentados, además reduce el flujo polínico

de las plantas, amenazando la sobrevivencia de plantas y polinizadores (Bawa, 1990). La fragmentación de los bosques conduce al aislamiento de las especies de abejas y con ello el desgaste de la diversidad genética hasta llegar a la posible desaparición (Landaverde *et al.*, 2017).

2.2 LOS BOSQUES

Durante miles de años la cobertura vegetal de la tierra se ha eliminado para extender la agricultura y la ganadería (FAO, 2016). En las últimas décadas los bosques han disminuido considerablemente. En 1990 se contaba con una extensión de 4.128 millones de hectáreas (ha), la cual redujo a 3.999 millones de hectáreas en el 2015 constituyendo el 31,6% de la superficie total de la tierra, con una pérdida del 0,13% de bosque cada año. En este período, el trópico americano y el africano han sufrido la mayor pérdida de cobertura boscosa (FAO, 2015a). En América del Norte y América Central los bosques naturales están disminuyendo a una velocidad del 0.11 % anual y América del sur 0.43% anual (FAO, 2015a).

En Centroamérica, Panamá es el país que reporta mayor superficie boscosa (62.1%) y la menor superficie de la tierra con bosque lo tiene El Salvador con el 12.8%, mientras que Costa Rica, Honduras y Nicaragua ocupan el 54%, 41% y 25.9% respectivamente (FAO, 2015b; Redo *et al.*, 2012).

Los factores que han intervenido en la eliminación de los bosques a nivel mundial son: la agricultura comercial con el 40%, seguida por la agricultura de subsistencia (33%), la expansión urbana (incluyendo las infraestructuras) y la minería con el 20% y 7% respectivamente. Otros factores que intervienen en las pérdidas de bosques en el trópico y subtropical son la ineficiencia de los sistemas productivos y la pobreza, ya que la población busca oportunidades de ingresos en la frontera forestal al no recibir las suficientes entradas económicas de las parcelas agrícolas (Hosonuma *et al.*, 2012; FAO, 2016; López,

2012; Wright, 2005). Además, los incendios, inundaciones, huracanes, derrumbes son factores menos importantes que influyen directamente en la pérdida de bosques (FAO, 2016), pero, indirectamente estos factores climáticos obligan a las poblaciones más empobrecidas y vulnerables a explotar los bosques para la producción agropecuaria (Carr, 2009; Gray *et al.*, 2012).

Con el fomento de programas y técnicas agropecuarias (Revolución verde), en la década de los 60s, América latina incremento la fragmentación de los bosques más ampliamente que en el resto del planeta, pero en los últimos años se ha agudizado este problema, debido al aumento del pastoreo extensivo y la agricultura comercial (soya, palma aceitera, caña de azúcar), eliminado arriba del 70% de la cobertura vegetal natural (Bernard *et al.*, 2011; Carr, 2009; De Sy *et al.*, 2015; Hosonuma *et al.*, 2012; FAO, 2016; Graesser *et al.*, 2015; Morton *et al.*, 2006, Müller *et al.*, 2012).

La agricultura comercial y las migraciones internas han reducido al 33% de los bosques de la superficie total de la tierra de Guatemala (FAO, 2015b). En los últimos años los campesinos pobres han tenido que migrar y buscar su sostén en las reservas forestales, debido al desalojos de sus tierras por los terratenientes y empresas transnacionales (Fradejas, 2013), derecho legal a su finca, pobreza de la tierra, factores climáticos y plagas (Carr, 2004; López, 2012).

2.2.1 Parches o fragmentos de bosques

Los parches de bosques desempeñan una función esencial en el ciclo del agua, la conservación de los suelos, la fijación de carbono, hábitats para diferentes especies de plantas y animales (Arroyo *et al.*, 2008; FAO, 2016; Turner *et al.*, 1996). Los parches proporcionan anidación para invertebrados (Donaldson *et al.*, 2002), omnívoros, carnívoros y herbívoros (Arroyo *et al.*, 2005; Navarro *et al.*, 2014), también proveen servicios importantes, como la polinización (FAO,

2018b; FAO, 2018c; Ricketts, 2004) y la dispersión de semillas por animales (Bodin *et al.*, 2006).

En Latinoamérica, la explotación agrícola y ganadera forma una matriz agropecuaria con pequeños remanentes de bosque y muchas veces solo se encuentran arboles dispersos y cercas vivas que desempeñan como un valioso refugio de fauna silvestre y vegetación nativa (De La Ossa, 2013, Villanueva *et al.*, 2008). La fragmentación del bosque modifica la actividad de los polinizadores, ya que reduce la densidad poblacional de estos e incrementa el aislamiento espacial entre las plantas, que les proveen de alimento. En el caso de las abejas, el rango de vuelo es muy corto (entre 200 a 3.000 metros), por lo que la fragmentación contribuye a su extinción debido a falta de recursos alimenticios y sus hospederos.

Los parches con vegetación natural y mejor conservados presentan mayor riqueza de abejas nativas (Balboa, 2010; Cairns *et al.*, 2005; Knoll *et al.*, 2012; Meneses *et al.*, 2010). Las Tribus *Meliponini*, *Euglossini*, *Bombini* mantienen mayor abundancia en las áreas boscosas (Brosi, 2009; Brosi *et al.*, 2008; Brosi *et al.*, 2007; Kenefic *et al.*, 2014; Knoll *et al.*, 2012; Romero *et al.*, 2013), igualmente los manglares proporcionan alimento y lugares de anidación a los *meliponinos* (Eltz *et al.*, 2002).

Algunos estudios muestran que la diversidad de las abejas *Euglossini* está estrechamente relacionado con el tamaño del fragmento de bosque, que solo los fragmentos grandes poseen mayor riqueza y abundancia de estas abejas (Souza *et al.*, 2005; Aguiar *et al.*, 2011; Knoll *et al.*, 2012).

2.2.2 Bordes

El microclima y la biodiversidad de los bordes están influenciado por las condiciones micro climáticas del centro del parche y por todas las actividades realizadas en la matriz agropecuaria, por lo tanto, en

esta área se genera una biodiversidad diferente al centro del parche como en la matriz antropogénica (Fischer *et al.*, 2007; Santiago *et al.*, 2010). Esta zona presenta condiciones importantes para la conservación de la biodiversidad (Harper *et al.*, 2015; Parkins *et al.*, 2018), pero es vulnerable, entre otras, a la invasión de especies oportunistas o exóticas que amenazan las especies endémicas (Meiners *et al.*, 1999).

En los bordes la humedad relativa y la materia orgánica aumenta desde la matriz hacia el interior del parche del bosque, mientras que la temperatura, la velocidad del viento y la disponibilidad de luz disminuye (Montes *et al.*, 2010; Peña *et al.*, 2005; Romero *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012). Estas condiciones permiten que plantas pioneras o invasoras menos exigentes en materia orgánica, en humedad y más tolerantes a las altas temperaturas, a los vientos fuertes y a mayor disponibilidad luz se desarrollen desde el borde hasta 100 m hacia el interior del parche boscoso, mientras que las plantas nativas presentan menos daños, menor mortalidad y mayor abundancias por encima de los 100 m desde el borde hacia el centro del parche (Arrollo *et al.*, 2013; Echeverry *et al.*, 2006; Granados *et al.*, 2014; Laurance *et al.*, 1998; Magura *et al.*, 2016; Normann *et al.*, 2016; Peña *et al.*, 2005; Riutta *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2006; Sampaio *et al.*, 2012; Siqueira *et al.*, 2004). Otras comunidades como los roedores también se ven amenazados por el efecto borde, pues, algunas especies presentan mayor abundancia en el interior del parche (Fuentes *et al.*, 2009), igualmente sucede con ciertas especies de escarabajos (Donaldson *et al.*, 2002), también la aves sufren mayor parasitismo y más depredación de los nidos en los bordes de los bosque que en el centro (León, 2013; Manolis *et al.*, 2002), en cuanto las abejas, algunos *meliponinos* presentan mayor abundancia en el centro del bosque y en los borde que en la matriz agropecuaria (Brosi *et al.*, 2008; Brosi *et al.*, 2007), debido entre otras razones, que el centro del bosque y el borde proporcionan mayor cantidad de árbol para anidar y por el rango de dispersión de estas especies de abejas (Brosi *et al.*, 2008).

2.3 MATRIZ O SUPERFICIE AGROPECUARIA

La calidad de la matriz agropecuaria dependerá de la capacidad de conservar la biodiversidad en el parche, de proporcionar alimento y refugio durante el tiempo de migración y en algunas especies anidación, y lo más importante evitar la extinción y la depresión endogámica de los organismos (Perfecto *et al.*, 2010; Vandermeer *et al.*, 2001).

Los sistemas agropecuarios de exportación con altas demandas de energía, uso intensivo de agroquímicos y con poca o nada de vegetación natural generan matrices de muy baja calidad (Bernard *et al.*, 2011), mientras que la agricultura amigable con la naturaleza con prácticas agrícolas sostenibles y no degradantes genera una matriz de alta calidad para la preservación y conservación de la biodiversidad (Botreau *et al.*, 2014; Jayne *et al.*, 2014; Melo *et al.*, 2013; Perfecto *et al.*, 2010).

La agricultura amigable con la naturaleza como la agricultura orgánica reduce los efectos ambientales de la agricultura convencional. Además, podría producir suficientes alimentos para la población humana. En la agricultura orgánica el uso de plantas fijadoras de nitrógeno sustituye los fertilizantes químicos mejorando la humedad y la biodiversidad del suelo (Badgley *et al.*, 2006). Además, este tipo de agricultura incorporan diferentes plantas del bosque como fuentes de alimento y medicina (Posey, 1985). Estos sistemas son mayormente utilizados en las pequeñas granjas familiares que a su vez son más productivas que las granjas agroexportadoras (Thapa, 2007). Se estima que las granjas familiares suministran el 53% de la producción agrícola mundial, capaz de mejorar la seguridad alimentaria y nutricional, a la vez aglutina un gran número de pequeños agricultores (Altieri *et al.*, 2012; Graeub *et al.*, 2016). En Mesoamérica las fincas familiares utilizan el sistema milpa, en donde el maíz es intercalado con otras plantas importantes para la dieta alimenticia (Isakson, 2009). Desafortunadamente existe una tendencia de destrucción de la cultura de pueblos nativos y la eliminación de las

fincas familiares por grandes empresas agroexportadoras (Jayne *et al.*, 2014) que degradan la biodiversidad, los suelos y los recursos hídricos (Schelhas *et al.*, 2006; Altieri *et al.*, 2012), incrementado el aislamiento espacial entre las plantas que les proveen refugio y alimento a las abejas (Brosi *et al.*, 2008).

Las parcelas agropecuarias que utilizan la diversificación de cultivos, producción orgánica, cercas vivas, árboles dispersos y vegetación endémica circundante (Steffan *et al.*, 2002) favorecen al control natural de plagas (Bianchi *et al.*, 2006; Tschardt *et al.*, 2005), mejoran la infiltración de aguas, reducen la erosión del suelo y estabilizan los servicios proporcionados por los grupos de polinizadores (Enríquez *et al.*, 2015; Greenleaf *et al.*, 2006; Öckinger *et al.*, 2007; Kremen *et al.*, 2004; Krishnan *et al.*, 2012; Kim *et al.*, 2006; Meléndez *et al.*, 2002; Morandin *et al.*, 2005; Roubik, 2002). Además, albergar algunas especies de abejas, especialmente las abejas solitarias que anidan en el suelo, paredones y en los postes de las cercas (Balboa, 2010), como las Tribus *Augochlorini* y *Halictini* de la familia *Halictidae* (Brosi *et al.*, 2008; Brosi *et al.*, 2007), y abejas sociales que se adaptan a hábitat perturbados (Meneses *et al.*, 2010; Palacio, 2004).

Las poblaciones de polinizadores silvestres aumentan y mejoran la producción de algunos cultivos dentro de una matriz agrícola a través de mejores prácticas de manejo en fincas, junto con el mantenimiento de hábitats de alta calidad a nivel de paisaje alrededor de las granjas (Jha *et al.*, 2009; Öckinger *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2006; Kennedy *et al.*, 2013; Potts *et al.*, 2005), siendo de esta manera, un recurso natural importante en la economía agropecuaria (Klein *et al.*, 2006). A su vez la riqueza y el número de visitas de polinizadores nativos en el cultivo disminuye significativamente al aumentar la distancia de los bosques o vegetación nativa, provocando la disminución de los frutos y el conjunto de semillas (Ricketts, 2004; Ricketts *et al.*, 2008).

El mantenimiento de la vegetación silvestre en los paisajes agropecuarios protege y conserva las abejas nativas (Jha *et al.*, 2009; Kennedy *et al.*, 2013; Kremen *et al.*, 2004; Krishnan *et al.*, 2012), además estabilizan los niveles y la actividad de polinización a largo plazo (Ricketts, 2004) permitiendo la anidación y recursos alimenticios (Klein *et al.*, 2006).

2.4 CERCAS VIVAS Y SU IMPORTANCIA

La conectividad de los fragmentos de bosques por medio de cobertura vegetal, que pueden ser cercas vivas, es determinante para la riqueza y abundancia de abejas (Castro, 2015; Solís, 2014). Las cercas vivas delimitan los campos agrícolas, las pasturas y los límites de las fincas, y forman elaboradas redes de cobertura arbórea y crea microclimas adecuados para el sustento de especies vegetales y animales (Harvey *et al.*, 2003; Bennett, 1999). Las cercas vivas son parte de un sistema agrosilvopastoril que provee hábitat, recursos e incrementa la conectividad, permitiendo la movilidad de los animales silvestres en los sistemas agropecuarios, además incrementa la productividad y la diversificación en la finca (De La Ossa, 2013).

Las cercas vivas es una práctica agroforestal que los campesinos han desarrollado. Establece la siembra de árboles, arbustos o palmas en los límites de las propiedades, en la división de los potreros o usos de la tierra en las fincas (Clavo *et al.* 2000, Avendaño *et al.* 2000, Harvey *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Villanueva *et al.*, 2008, De La Ossa, 2013), siendo muy utilizadas en Centro América (Harvey *et al.*, 2003, Tobar *et al.*, 2008, Villanueva *et al.*, 2008) y muy dominantes en paisajes agropecuarios (De La Ossa, 2013). Forman elaboradas redes de cobertura en las zonas rurales (Harvey *et al.*, 2003), redes que establecen una interconexión (autopista biológica) entre los parches de bosques y facilita la movilización de los organismos en determinados territorios (Villanueva *et al.*, 2008). En México, se han reportado 218 plantas utilizadas para cercas vivas, las familias con mayor número de

especie son las *Leguminosae*, *Euphorbiaceae*, *Fagaceae*, *Solanaceae*, *Apocynaceae* y *Poaceae* (Avendaño *et al.*, 2000).

Los productores implementan y manejan las cercas vivas porque constituye un ahorro (Villanueva *et al.*, 2008), por su facilidad de manejo, costos bajos en comparación con las cercas muertas, su durabilidad en el tiempo, porque ocupan áreas reducidas de la finca (Zapata *et al.*, 2006), reducen el estrés calórico en los bovinos (Harvey *et al.*, 2003), además producen ingresos adicionales en forraje, leña, postes, madera, frutos, medicina, aceites. (Harvey *et al.*, 2003, Villanueva *et al.*, 2008, Sánchez *et al.*, 2008), estacas vivas para las nuevas cercas (Harvey *et al.*, 2003), también reducen la presión del bosque debido a la oferta de productos maderables y no maderables. Asimismo, están asociadas con la protección y mejoramiento del suelo e influyen en su nutrición. Igualmente, las cercas vivas son de gran importancia en la generación de estrategias de restauración ecológica en paisajes agropecuarios en el trópico (Tobar *et al.*, 2008, De La Ossa, 2013) y en la fijación de carbono (Ibrahim *et al.*, 2007).

La mayoría de las fincas ganaderas de Centro América utilizan cercas vivas, con plantas endémicas de la zona (Harvey *et al.*, 2003), encontrando especies comestibles, medicinales, ornamentales, combustible, maderables, forrajeras, melíferas (Avendaño *et al.*, 2000), constituyendo un componente muy importante en la cobertura arbórea de las fincas que permiten el hospedaje, la conservación y movilización de un número considerable de especies animales (Harvey *et al.*, 2003, Villanueva *et al.*, 2008; De La Ossa, 2013), incluyendo aves (Pulido-Santacruz *et al.*, 2011; Trejo *et al.*, 2008), murciélagos, escarabajos estercoleros (Harvey *et al.*, 2003) y mariposas (Lang *et al.*, 2003, Tobar *et al.*, 2006; Tobar *et al.*, 2010), también proporcionan recursos para la anidación, forrajeo y movilización a las abejas (Morandin *et al.*, 2013).

2.4.1 Tipos de cercas vivas

Según la composición de especies y estructura, como altura y diámetro de las copas, las cercas vivas pueden ser clasificadas como simples y multiestratos o complejas.

Cercas vivas simples son aquellas que tienen una o dos especies dominantes y manejadas bajo poda a una altura similar. Generalmente, las cercas vivas simples se podan una vez por año en zonas de trópico húmedo y cada dos años en zonas de trópico subhúmedo o seco (Villanueva *et al.*, 2008), pero este tipo de cerca reduce la complejidad estructural, la disponibilidad de recursos para la fauna silvestre (Lang *et al.*, 2003, Villanueva *et al.*, 2008). Las cercas simples son menos importantes para la comunidad faunística que viven en ella que las cercas complejas (Tobar *et al.*, 2008).

Las cercas vivas multiestratos o complejas tienen más de dos especies leñosas de diferentes alturas y usos, mantienen un porcentaje de los árboles sin poda y con ello se favorece la conectividad y disponibilidad de recursos de las cercas vivas de manera permanente (Villanueva *et al.*, 2008, Sánchez *et al.*, 2008). Cuanto mayor es la complejidad de las cercas vivas, mayor será la abundancia y riqueza de especies (Lang *et al.*, 2003, Tobar *et al.*, 2008). Por todo ello las cercas vivas contribuyen a la conservación de la biodiversidad (Ibrahim *et al.*, 2007).

2.5 *JATROPHA CURCAS* (LINNAEUS, 1753) EN LAS CERCAS VIVAS

Jatropha curcas L. es una de las especies de plantas utilizadas en cercas vivas en algunas regiones de las fincas de América del Sur (Clavo *et al.*, 2000), de Norte América (Avendaño *et al.*, 2000) y de Centro América (Siles *et al.*, 2013), además esta planta se desarrolla bien en suelos con alta retención de humedad y no presentan daños físicos por los animales que pastorean en los potreros (Clavo *et al.*,

2000) y se desarrolla con mayor éxito en establecimiento de pastizales (Zahawi, 2005).

Jatropha curcas L. es arbusto (Wiesenhütter, 2003; Jongschaap *et al.*, 2007; Machado, 2011; Galaz *et al.*, 2012) caducifolio, ramificado de poca altura con una copa ancha e irregular, corteza verde amarillenta, exuda una savia amarillenta y sabor astringente. Las hojas son simples, alternas, lámina acorazonada, con tres a cinco lóbulos y de borde liso (Barrance *et al.*, 2003). Es una especie nativa de México y Centro América que históricamente se ha utilizado en cercas vivas (Avendaño *et al.*, 2000; Barrance *et al.*, 2003; Wiesenhütter, 2003; Jongschaap *et al.*, 2007; Kumar *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2009; Sandino *et al.*, 2012; Galaz *et al.*, 2012; Salinas *et al.*, 2012; González *et al.*, 2014), debido a que los animales (vacas y cabras) no se lo comen por poseer sustancias amargas. Pertenecce a la familia de las *Euphorbiaceae* y es muy poco exigente en términos de clima y suelo (Wiesenhütter, 2003).

A esta planta se le atribuyen diversos atributos medicinales, el aceite de la semilla se utiliza para el control de enfermedades de la piel y aliviar los dolores causado por el reumatismo; el látex tiene propiedades antibióticas, anticoagulante, cicatrizante, antiinflamatorio, antiséptico; las hojas y corteza son utilizados para efectos diuréticos, estreñimiento, fiebre, además posee propiedades anticancerígenas (Barrance *et al.*, 2003; Jongschaap *et al.*, 2007; Kumar *et al.*, 2008; Galaz *et al.*, 2012). También, se utiliza en la producción de jabón, cosméticos, pesticidas, combustible y como tutor de otros cultivos (Barrance *et al.*, 2003; Jongschaap *et al.*, 2007; Kumar *et al.*, 2008; Sandino *et al.*, 2012).

La planta de *Jatropha curcas* L. es utilizada para ornato en parques y jardines, en conservación de suelo y agua debido a su sistema radicular adecuado que permite la filtración del agua y evita la erosión del suelo y recupera la fertilidad (las hojas y tallos son utilizado como abonos verdes).

2.5.1 Sistema de floración de *Jatropha curcas* L.

La floración de *Jatropha* es monoica. En la misma inflorescencia están presentes flores masculinas, flores femeninas y algunas hermafroditas en forma de racimos (Raju *et al.*, 2002; Barrance *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2012), produciendo un promedio de 1,25 inflorescencias por rama (Rincón *et al.*, 2016). La inflorescencia es una panícula con aproximadamente 10 – 20 % de flores femeninas y 80 – 90 % de flores masculinas en los ápices del tallo principal y las ramas de la inflorescencia (Aker, 1997).

Las flores, masculinas y femeninas son pequeñas (6-8 mm), de color verdoso-amarillo y pubescentes. Los pétalos son de 6-7 mm de largo con una longitud del pecíolo que va entre 6-23 mm. (Galaz *et al.*, 2012; Salinas *et al.*, 2012). Además, las flores contienen en la base trazas de néctar de 0,30 ml por flor (Atmowidi *et al.*, 2008), asimismo las flores masculinas presentan una cantidad de polen que oscila entre los 3.062 - 5.016 granos de polen por flor (Rincón *et al.*, 2016).

La inflorescencia se forma terminalmente en el eje axial de la hoja en las ramas que rinde un manojito de aproximadamente 5 y 10 frutos ovoides (Kumar *et al.*, 2008; Galaz *et al.*, 2012). En la flor masculina se colocan 10 estambres en dos espirales distintos de 5 cada uno en una sola columna en el androceo (Salinas *et al.*, 2012).

La floración se inicia después de un período seco y en estado latente, se induce por períodos prolongados de lluvia o disponibilidad de agua en el suelo (Raju *et al.*, 2002; Jongschaap *et al.*, 2007; Kumar *et al.*, 2008). La floración en la península de Yucatán se reporta desde abril hasta septiembre (Rincón *et al.*, 2016), mientras que para Centro América se registra que ocurre en los meses de mayo, junio y julio (Barrance *et al.*, 2003).

Las flores masculinas se encuentran abiertas por un período de 8-10 días y florecen 2 a 6 días antes que las flores femeninas, mientras que las flores femeninas están abiertas por sólo 2-4 días (Jongschaap

et al., 2007; Kumar *et al.*, 2008; Atmowidi *et al.*, 2008), ambas flores florecen todo el día desde las 5:30 hasta las 18:30 horas (Atmowidi *et al.*, 2008).

2.5.2 Polinización de *Jatropha curcas* L.

Las flores femeninas se encuentran rodeadas por un gran número de flores masculinas, siendo una estrategia para asegurar la polinización hasta el máximo. La receptividad del estigma que dura tres días también proporciona adicionalmente oportunidades para la polinización (Atmowidi *et al.*, 2008). Las flores individuales se agrupan en inflorescencias racimosas, una disposición que promueve la atracción y la tasa de forrajeo por los recolectores (Raju *et al.*, 2002).

En las plantas de *Jatropha curcas* L. puede presentar autopolinización y polinización cruzada, sin embargo, hay mayor número de abortos en frutos en la autopolinización. Además, los frutos y semillas son de menor calidad (Raju *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2012), esto confirma que la polinización cruzada es el mecanismo más importante en la polinización de *J. curcas* L. (Herrera *et al.*, 2011), igualmente teniendo en cuenta la abundancia de visitante, frecuencia y búsqueda de alimento, se manifiesta que los insectos juegan un papel crucial en la ecología de la polinización de *J. curcas* L. (Negussie *et al.*, 2013). También los síndromes que presentan la flor como la exhibición floral, la secreción de néctar, fragancia floral y el tamaño de grano de polen confirman la importancia de los insectos en esta planta (Samra *et al.*, 2013).

Estudios presentan que cuando existe polinización cruzada en *Jatropha curcas* L. se obtiene mayor cuajado de las flores (Wang *et al.*, 2012), un mayor número de frutos, más largos y las semillas alcanzaran un mayor peso que las producidas por autogamia (Rincón *et al.*, 2016).

2.5.3 Diversidad de visitantes florales en *Jatropha curcas* L.

La planta de *Jatropha curcas* L., posee una diversidad de visitantes florales entre estos están: abejas (Samra *et al.*, 2013), hormigas (*Hymenoptera*), polillas (*Lepidoptera*), escarabajos (*Coleoptera*), trips (*Thysanoptera*) y moscas (*Diptera*) (Atmowidi *et al.*, 2008). Las abejas promueven la polinización cruzada ya que estas visitan un mayor número de flores para la recolección de polen y néctar realizando un mayor contacto con los órganos reproductores (Rincón *et al.*, 2016). Entre los géneros de abejas que visitan a las flores de *J. curcas* L. están: *Trigona*, *Cephalotrigona*, *Augochlora*, *Augochlorella*, (Herrera *et al.*, 2011), *Apis* (Negussie *et al.*, 2013).





3 METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

Para determinar el efecto que tiene la explotación agropecuaria en las abejas, se estudió riqueza y abundancia de las abejas en la matriz agropecuaria, para ello se seleccionó la floración de *Jatropha curcas* L. en tres áreas geográficas. En cada área geográfica se estudiaron tres localidades y en cada una de ellas se ubicaron seis puntos de muestreo diferentes. Las áreas geográficas presentan diferentes grados de intervención agropecuaria y están ubicados en dos departamentos pertenecientes a la costa del pacífico sur de Guatemala (ver figura 1 y 2), dos áreas geográficas de estudios se encuentran ubicados en el Municipio de Masagua en el departamento de Escuintla (ver figura 3). Esta zona presenta una temperatura media anual de 27.6 °C; con una precipitación anual de 2.347 mm (muestra una época lluviosa que va desde mayo a octubre y una época seca de noviembre a abril, el rango altitudinal es de 38 y 48 msnm. (Ubeda, 2013). En cada localidad y en cada mes de estudio se seleccionaron 10 plantas de *Jatropha curcas* L. al azar, en donde se cuentan el número de racimos, el número de flores femeninas y masculinas por planta.

Masagua tiene una aérea 473,18 km² de los cuales solamente 3,61 km² presentan cobertura boscosa en todo el municipio, es decir, el 99,24 % del área cuenta con vegetación arbórea, las arboles se encuentran dispersos en pasturas, en cercas vivas, borde de los caminos en los caños y ríos (Ubeda, 2013). El 94 % del total de la extensión de los suelos del Municipio de Masagua es utilizado en actividades agropecuarias; el 63% lo ocupa el cultivo de caña de azúcar y el 25 % en cultivos anuales, ganadería y la infraestructura 6% (Ubeda, 2013).

Las áreas geográficas seleccionadas en este municipio presentan una matriz agropecuaria de exportación, además conservan la menor cobertura arbórea. El área geográfica (Masagua norte) cuenta con 4.72 % de cobertura vegetal, con árboles dispersos en los potreros y

cultivos (Tabla 1). En esta área geográfica se encuentran ubicados 3 localidades con las coordenadas geográficas de 14°05'05.17"N, 90°53'10.06"O para la Hacienda el Campo; 14°05'41.24"N, 90°53'00.64"O para la Hacienda el Molino; y la Hacienda los Morenos con las coordenadas 14°05'05.10"N, 90°52'31.60"O (con una altura de metros sobre el nivel del mar de 46, 48, 36 respectivamente), la separación máxima entre localidades es de 1.355 metros y la mínima de 1.102 metros (n=3, \bar{x} =1.217.00, D.E=128,06).

El área geográfica uno (Masagua Norte) registra un área total de 235,56 hectáreas, los porcentajes más altos les corresponde a los pastizales (48,02%), seguido por la agricultura anual (30,63%) y por el cultivo de la caña de azúcar (13,82%), en cambio los árboles y arbustos dispersos están entre los porcentajes más bajos (4,72%) (Tabla 1). Esta área geográfica presenta un bajo porcentaje de árboles dispersos en los potreros y cultivos (Tabla 4).

Tabla 1: Usos del suelo del área geográfica uno (Masagua norte)

USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
Árboles y arbustos dispersos	11,11	4,72
Caña de azúcar	32,56	13,82
Pastizales	113,12	48,02
Urbano	6,62	2,81
Agricultura anual	72,15	30,63
TOTAL	235,56	100,00

El área geográfica dos (Masagua sur) en este lugar existe el menor porcentaje de árboles dispersos (4.09%) (Tabla 2), dentro o adyacente a cultivos extensivos o pastizales, se localizan en las siguientes puntos cardinales 14°02'28.86"N, 90°52'54.96"O para la Hacienda el Cruce; 14°03'25.90"N, 90°52'03.13"O para la Finca el Seminario y 14°03'21.80"N, 90°52'36.27"O para la Hacienda el Paisano. Estas localidades están a una altura de metros sobre el nivel del mar de 36, 40, 40 respectivamente), con distanciamiento máximo entre

localidades de 2.390 metros y la mínima de 1.006 metros ($n=3$, $\bar{x}=1,716.67$, $D. E=692.75$). La separación máxima entre estas dos áreas geográficas es de 5.762 metros (5,7 km) y la mínima de 3.056 metros (3 km).

El área geográfica dos (Masagua sur) cuenta con un área total de 235,56 hectáreas, de las cuales el 52,78% pertenecen a pastizales, el 43,12% al cultivo de caña de azúcar y una pequeña área le corresponde a árboles y arbustos (4,09%) dispersos en los cultivos o potreros (Tabla 2). Esta área geográfica conserva el menor porcentaje de árboles dispersos dentro o adyacente a cultivos extensivos o potreros (Tabla 4).

Tabla 2: Usos del suelo del área geográfica dos (Masagua sur)

USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
Caña de azúcar	101,58	43,12
Pastizales	124,34	52,78
Zonas Boscosas	9,64	4,09
TOTAL	235,56	100,00

Las áreas geográficas uno y dos son zonas dedicadas en su mayoría a la producción bovina y caña de azúcar, esta matriz agrícola no presenta fragmentos de bosque, únicamente árboles dispersos y cercas vivas. El área geográfica tres se encuentran ubicados inmediatos a un fragmento de bosque de mangle y remanentes de bosque seco, además exhibe una matriz agropecuaria más diversa.

El área geográfica tres (Monterrico) se ubica en el Municipio de Taxisco en el Departamento de Santa Rosa (ver figura 4), este punto se encuentra en la Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico. Esta reserva tiene una extensión de 2.800 hectáreas (28 km²) de las cuales el 70% son acuáticas (estuarinas y marinas) y el 30% son terrestres. En esta Reserva existe una gran variedad de flora como las asociaciones de manglar (*Laguncularia racemosa* (Gaertn, 1807), *Rhizophora sp*) tule, lirios acuáticos (*Eichhornia sp*). Además, existe una franja de terreno seco y arenoso entre el mar y los estuarios en

donde se encuentran árboles de bosque seco caducifolio, cultivos de ajonjolí, pashte, maíz, sandía, frutales y ganadería (García, 2013).

En la Reserva Natural la época seca se presenta en los meses de noviembre a abril y la lluviosa se inicia en el mes de mayo y finaliza en octubre, con una precipitación atmosférica media anual de 1.000 mm y la temperatura media de 30°C (García, 2013).

El área geográfica seleccionada en Monterrico posee una matriz agropecuaria diversificada aledaños a manglares, y bosque seco caducifolio. Las localidades se ubican en las coordenadas geográficas de 13°54'06.75" N, 90°30'12.55" O para la finca la Costa; 13°53'54.03" N, 90°29'00.94" O para la finca el Mango; 13°53'00.64" N, 90°27'13.33" O para la finca el Sardo (con una altura de metros sobre el nivel del mar de 9,5, 7 y 8 respectivamente). La separación máxima entre localidades es de 5.758 metros y la mínima de 2.192 metros ($n=3$, $\bar{x}=3.852$, $D. E=1.795,68$). Esta área geográfica (Monterrico) es el que presenta un área mayor de cobertura boscosa (Tabla 4), ocupando el 36,58% del área total. Además, muestra una mayor diversidad en la producción agropecuaria (Tabla 3). La separación máxima entre estos las áreas geográficas de Masagua es de 51,8 km y la mínima de 43,6 km.

Tabla 3: Usos del suelo del área geográfica tres (Monterrico)

USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
Cuerpos de agua	17,83	7,57
Cultivos permanentes herbáceos	90,34	38,35
Urbano	16,93	7,19
Zonas Boscosas y arbustivas	86,16	36,58
Zonas húmedas	8,28	3,52
Pastizales	13,16	5,59
Agricultura anual	2,86	1,21
TOTAL	235,56	100,00

Tabla 4: Cobertura arbórea y arbustiva por área geográfica

ÁREAS GEOGRÁFICAS	COBERTURA ARBÓREA (%)
1 (Masagua Norte)	4,72
2 (Masagua sur)	4,09
3 (Monterrico)	36,58

3.1.1 Determinación de la cobertura arbórea en el área geográfica de estudio

Las especies de árboles principalmente observados en los recorridos realizados a 500 m alrededor de cada localidad de el área geográfica uno y dos son: cedro (*Cedrela odorata* L., 1753), caoba (*Swietenia macrophylla* King, 1886), conacaste (*Enterolobium cyclocarpum* Grisebach, 1860), maquilishuat (*Tabebuia rosea* Bertero, 1845), laurel (*Cordia alliodora* Oken, 1841), palo de jiote (*Bursera simaruba* Sargent, 1890), piñón (*Jatropha curcas* L.), madre cacao (*Gliricidia sepium* Kunth ex Walp., 1842), guácimo (*Guazuma ulmifolia* Lam. 1789), melina (*Gmelina arborea* Roxb. 1814), cenicero, papaturro, pito, ceiba (*Ceiba pentandra* Gaertn. 1791), guarumo (*Cecropia peltata* Bertoro, 1840), volador, quebracho liso, ixcanal, almendro de río, plantas de la familia inga y frutales.

Los árboles observados de mayor representación en el área geográfica tres son: cedro (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*), conacaste (*Enterolobium cyclocarpum* Grisebach, 1860), maquilishuat (*Tabebuia rosea*), laurel (*Cordia alliodora*), castaño, palo de jiote (*Bursera simaruba*), piñón (*Jatropha curcas*), madre cacao (*Gliricidia sepium*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*), melina (*Gmelina arborea*), cenicero, papaturro, pito, ceiba (*Ceiba pentandra*) guarumo (*Cecropia peltata*), quebracho liso, mangollano (*Pithecellobium dulce* Martius, 1837), funera, volador, guachipilín, mora, marañón (*Anacardium occidentale* L. (1753), tecomasuche (*Cochlospermum vitifolium* Spreng. 1827), plumajillo, mango (*Mangifera indica* Wallich, 1847).

3.1.2- Determinación de la cobertura arbórea y usos de suelo en las localidades de estudio.

Las localidades uno (Hacienda el Campo), dos (Hacienda el Molino) y tres (Hacienda los Morenos) que corresponden al área geográfica uno (Masagua norte) cuentan con un porcentaje de cobertura arbórea de 4,64%, 0,06%, 0,02% respectivamente. La producción más representativa de esta zona es la caña de azúcar y ganadería. Cada localidad cuenta con 78,52 hectáreas (Tabla 5).

Tabla 5: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica 1 (Masagua Norte)

LOCALIDAD	USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
1	Árboles y arbustos dispersos	10,92	4,64
H. El Campo	Caña de azúcar	2,95	1,25
	Pastizales	58,03	24,63
	Urbano	6,62	2,81
2	Agricultura anual	23,28	9,88
H. El Molino	Pastizales	55,09	23,39
	Vegetación arbustiva baja	0,15	0,06
3	Agricultura anual	48,87	20,75
H. Morenos	Arboles dispersos	0,04	0,02
	Caña de azúcar	29,61	12,57
TOTAL		235,56	100,00

En el área geográfica dos (Masagua sur), únicamente la localidad 4 (Hacienda el Cruce) presenta cobertura arbórea (4,09%). Mientras que las localidades 5 (Finca el Seminario) y 6 (Hacienda el Paisano) solo constan de cercas vivas. La matriz agrícola de esta zona es mayoritariamente la producción de caña de azúcar y bovina (Tabla 6).

Tabla 6: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica 2 (Masagua sur)

LOCALIDAD	USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
4 H. el Cruce	Caña de azúcar	8,26	3,51
	Pastizales	60,62	25,73
	Zonas Boscosas	9,64	4,09
5 F. Seminario	Caña de azúcar	43,05	18,28
	Cobertura arbórea	0,00	0,00
	Pastizales	35,47	15,06
6 H. Paisano	Caña de azúcar	50,27	21,34
	Cobertura arbórea	0,00	0,00
	Pastizales	28,25	11,99
TOTAL		235,56	100,00

En la matriz agropecuaria de las localidades del área geográfica tres (Monterrico) muestran mayor diversificación, en el cual un porcentaje alto del área productiva lo ocupa los cultivos permanentes herbáceos como: ajonjolí (*Sesamum indicum* L.), pashte, maíz (*Zea mays* L. 1753), sandía (*Citrullus lanatus* Matsum. y Nakai, 1916), piña (*Ananas comosus* Merrill, 1917). En cuanto al área arbórea la localidad 7 (finca la Costa) muestra el 2,69 % que corresponde a manglar y a un pequeño fragmento de bosque seco. La localidad 8 (Finca el Mango) presenta la mayor cobertura boscosa seguida por la localidad 9 (Finca el Sardo) con el 17,15% y 15,96% respectivamente de manglar (Tabla 7).

Tabla 7: Cobertura arbórea de las localidades del área geográfica tres (Monterrico)

LOCALIDAD	USO DEL SUELO (2012)	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)
7 F. la Costa	Cuerpos de agua	2,34	0,99
	Cultivos permanentes herbáceos	58,1	24,66
	Urbano	3,47	1,47
	Zonas Boscosas	6,33	2,69
	Zonas húmedas	8,28	3,51
8 F. el Mango	Cuerpos de agua	10,67	4,53
	Cultivos permanentes herbáceos	2,99	1,27
	Pastizales	13,16	5,59
	Urbano	11,33	4,81
	Zonas Boscosas	40,37	17,14
9 F. el sardo	Agricultura anual	2,87	1,22
	Cuerpos de agua	4,82	12,82
	Cultivos permanentes herbáceos	29,25	77,81
	Espacios abiertos, (poca vegetación)	1,87	4,97
	Urbano	2,13	5,67
	Zonas Boscosas	37,59	15,96
TOTAL		235,57	100,00



Figura 1: Mapa de Guatemala

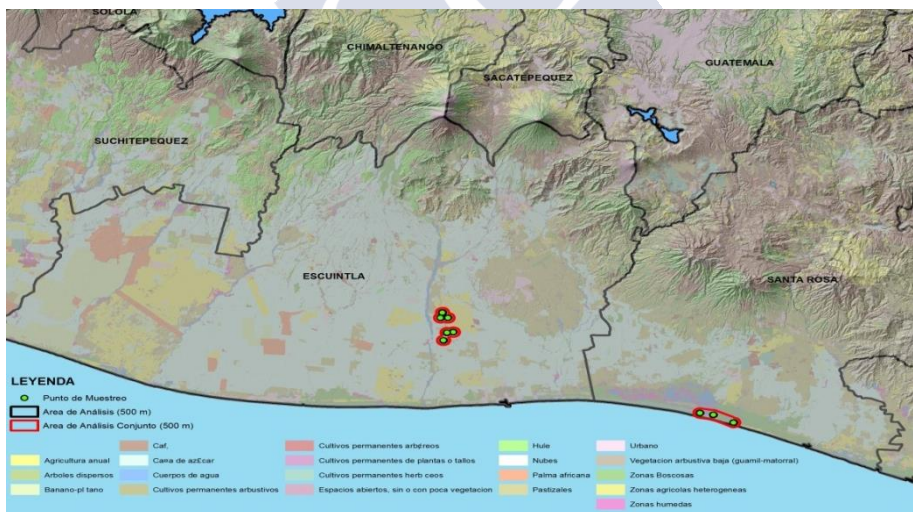


Figura 2: Mapa de las áreas geográficas en dos departamentos de estudios

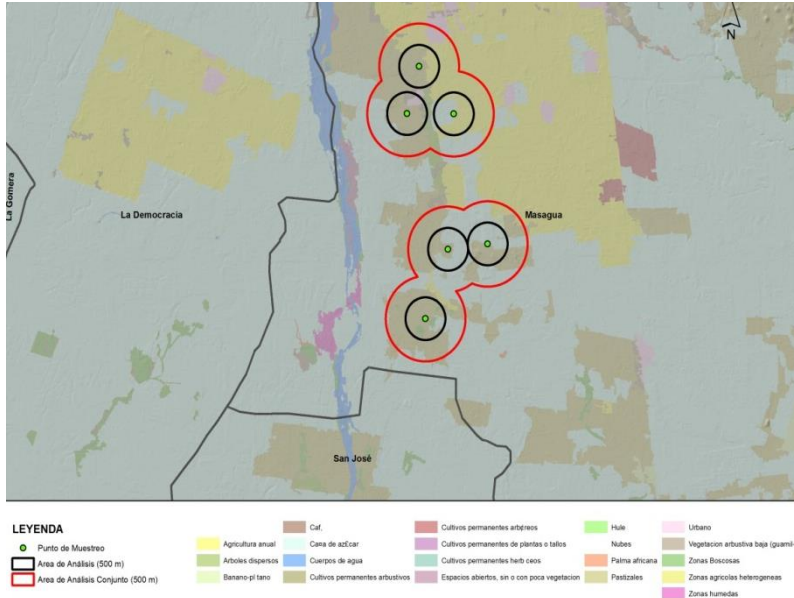


Figura 3: Mapa de las áreas geográficas y localidades ubicados en el Municipio de Masagua, Escuintla

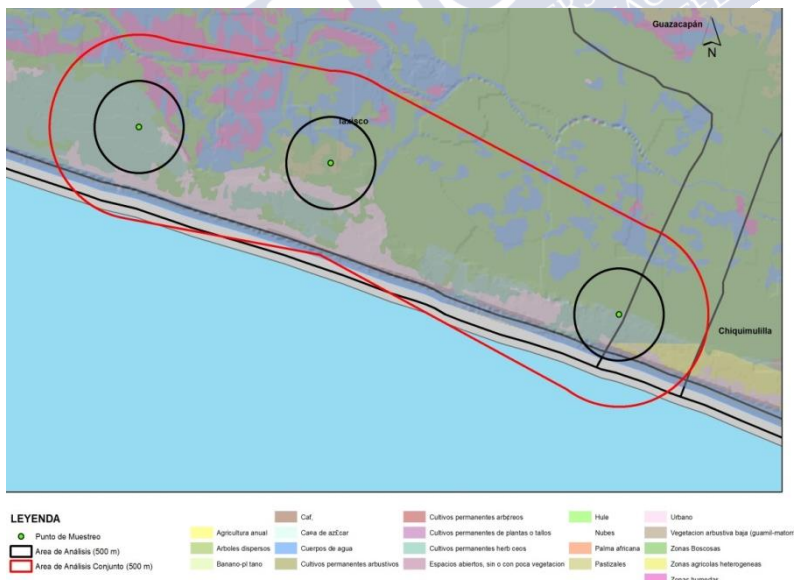


Figura 4: Mapa de las áreas geográficas y localidades ubicados en el Municipio de Taxisco

3.2 ESTUDIO DE LAS PLANTAS DE LAS CERCAS VIVAS

Se seleccionó la floración *Jatropha curcas* L., por ser esta una planta utilizada en los sistemas agroforestal en las cercas vivas (ver figura 5) y por estar presente en todas las áreas geográficas y localidades de estudio. En cada localidad se seleccionaron 6 plantas de *Jatropha curcas* L. a lo largo de 100 metros de cerca y de cada planta se seleccionó un brote con un racimó de flores que por lo menos con una flor masculina o femenina abierta (Moreno *et al.*, 1997).



Figura 5: Cercas vivas de *Jatropha curcas* L.

3.3 COLECCIÓN DE ESPECIES

Para la determinación de la diversidad de abejas en la matriz agropecuaria se observó las visitas de abejas a una inflorescencia (racimo) de *Jatropha curcas* L, en condiciones climáticas similares en los meses de mayo, junio y julio. Las observaciones se realizaron

desde las 07:00 a 15:30 horas en intervalos de 10 minutos por planta, en 6 plantas a lo largo de 100 m de cerca, en donde se registró la hora de llegada y el nombre del espécimen si estos son conocidos, y de no ser así estos se colectaron para su identificación.

A cada una de las inflorescencias (a cada planta) se le realizó cuatro rangos (de 2 horas cada rango) de observaciones de abejas durante el día, en cada rango la inflorescencia de una planta fue observada 2 veces, con un periodo de 20 minutos (10 minutos por hora), dedicando 80 minutos de observación por días a cada inflorescencia. A cada sitio (con tres localidades) se le dedicó tres días de observaciones (en condiciones climáticas similares) al mes (24 horas por sitio por mes).

A las abejas no identificadas en su momento de pecoreo en la inflorescencia de *Jatropha curcas* L., se colectaron con red entomológica y sacrificados en cámaras letales con cianuro de potasio y situadas en un vial rotulado, con el rango específico y el número de la inflorescencia (planta) de *Jatropha curcas* L. y en una libreta de campo se registraron los datos anteriores y la hora de colecta. Las colectas se iniciaron a las 7.00 y finalizando a las 15:30 horas. Las observaciones y colecta de abejas se distribuyeron en 4 rangos (2 horas por rango) de las siguientes formas: 1) de 7.00h a 9.00h, 2) de 9.00h a 11.00h, 3) 11:00h a 13:00h y 4) 13:30h a 15:30h.

Todos los especímenes colectados se montaron en cajas entomológicas y se observaron en un estereomicroscopio para su identificación, utilizando claves taxonómicas (Michener *et al.*, 2007; Ayala 1999), con la observación de abejas previamente montadas y clasificadas en la colección de abejas del Centro de Estudios Conservacionistas de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala y con el apoyo de expertos en taxonomías de abejas.

3.4 DETERMINACIÓN DE LA COBERTURA ARBÓREA Y USOS DEL SUELO EN LAS ÁREAS GEOGRÁFICAS DE ESTUDIO

La cobertura del suelo se realizó a través de dos métodos: 1) por medio de observación en el campo, en donde se registró el nombre de las plantas existentes en un radio de 500 m de cada localidad 2) A través del sistema de información geográfica ArcGis 10.3 ArcMap 10.3 se determinó el porcentaje de cobertura del suelo existente a 500 metros de radio en cada localidad y a 1000 metros alrededor de cada área geográfica.

3.5 DETERMINACIÓN DE LA CARGA POLÍNICA DE LAS TRES ESPECIES DE ABEJAS CON MAYOR NÚMERO DE VISITAS A LA FLOR DE *JATROPHA CURCAS* L.

Se colectaron con red entomológica 6 abejas por cada una de las tres especies que más visitaron a la inflorescencia de *Jatropha curcas* L. en cada área geográfica, estas se colocaron individualmente en frascos previamente desinfectados y rotulados.

De los ejemplares capturados se desprendió el polen adherido al cuerpo de las abejas por medio de un bloque de gelatina glicerinada de aproximadamente 3 mm. Cada muestra de polen fue colocada sobre un portaobjetos, junto a una pequeña porción de gel de glicerina. Se tiñó con solución de safranina al 5%, utilizando la punta de una aguja de disección (previamente desinfectada). Se calentó ligeramente cada portaobjetos hasta que el gel pasó a estado líquido, luego se homogenizó la tinción y se cubrió con cubreobjetos. Posteriormente se analizó cada lámina utilizando un microscopio óptico con los objetivos seco débil y seco fuerte.

Para identificar y determinar la cantidad de polen perteneciente a la planta de piñón en las muestras recolectada de las abejas, previamente se recolectaron granos de polen de las anteras de la flor de *Jatropha curcas* para establecer su forma y tamaño, con esta

información se procedió a contar los granos de polen totales y los referentes a la planta en estudio.

3.6 DETERMINACIÓN DEL RECAMBIO DE ESPECIES DE ABEJAS EN LA MATRIZ AGROPECUARIAS EN LAS CERCAS VIVAS DE *JATROPHA CURCAS* L.

Para la determinación del recambio de se utilizó la diversidad beta, que indica que tan similares o disimilares son las especies de abejas entre un sitio y otro. Para determinar la similitud de especies entre las áreas geográficas y localidades, se utilizó los índices de semejanza de Jaccard, manejando el paquete estadístico de Past 3.x (Hammer, 1999) y EstimateSwin9.1.0 (Colwel *et al.*, 2012).

3.7 MUESTRA DE ESTUDIO

Se estudió la diversidad de abejas presentes en la floración de 54 plantas de *Jatropha curcas* L. en la matriz agropecuaria de la costa del Pacífico Sur de Guatemala.

3.8. METODOLOGÍA DE DIVERSIDAD

Diversidad alfa

Para determinar la diversidad de abejas en un hábitat homogéneo se utilizó los siguientes índices:

Índice de Dominancia (D)

Para el cálculo del índice de dominancia se utilizó el índice de Simpson, ya que muestra la probabilidad de que dos individuos sacados al azar de una muestra correspondan a la misma especie.

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

Dónde: p_i = abundancia proporcional de la especie i , lo cual implica obtener el número de individuos de la especie i , dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Índice de Shannon-Weiner (H')

El índice de Shannon-Weiner (H') indica que tan uniformes están representadas las especies (en abundancia) teniendo en cuenta todas las especies muestreadas.

$$H' = -\sum p_i \ln p_i.$$

Dónde: p_i = abundancia proporcional de la especie i , \ln = logaritmo natural.

Curva de acumulación de especies y estimación de la riqueza

Se realizó una curva de acumulación de especies, la cual se utiliza para estimar el número de especies esperadas a partir de los resultados de los muestreos que revela cómo el número de especies se va acumulando, en función del número acumulado de muestras. Para esto se utilizó el programa EstimateSwin9.1.0 (Colwel *et al.*, 2012).

Para estimar la riqueza de abejas visitantes de las flores de las cercas vivas de *Jatropha curcas* L. se utilizó los estimadores $Chao_1$ y $Chao_2$. El estimador $Chao_1$ se basa únicamente en datos de presencia y ausencia, mientras que el indicador $Chao_2$ toma en cuenta las abundancias siendo sensible a la presencia de especies raras. Para determinar si el esfuerzo de colecta fue suficiente para representar la riqueza de especies que visitan la floración, se utilizó como indicador la relación entre los valores de riqueza obtenida y el valor estimado, de la forma siguiente:

Proporción de Riqueza = Riqueza total colectada / Riqueza total estimada

Diversidad Beta

Para determinar el grado de recambio de las especies, se utilizó el siguiente índice.

Índice de Jaccard

El Índice de Jaccard relaciona el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas.

$$I_j = c/a+b-c.$$

Dónde:

a= número de especies en el área geográfica A, b= número de especies en el sitio B, c= número de especies presentes en ambos área geográfica A y B, es decir compartidas. Los valores van de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2001).

3.9 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El estudio estadístico para analizar la diferencia entre las áreas geográficas y localidades en la abundancia de las abejas y polen se utilizó el programa estadístico JMP Starter. Para determinar la normalidad y la homocedasticidad de los datos se realizó la prueba de Shapiro wilk, obteniendo resultados no paramétricos. Para encontrar diferencia entre los datos se manejó la prueba de Wilconxon y las comparaciones no paramétricas para cada par de Wilconxon. La determinación de las medidas estadísticas como media, desviación estándar, máximo y mínimo, se utilizó el programa estadístico Past 3.X (Hammer, 1999).

4 RESULTADOS

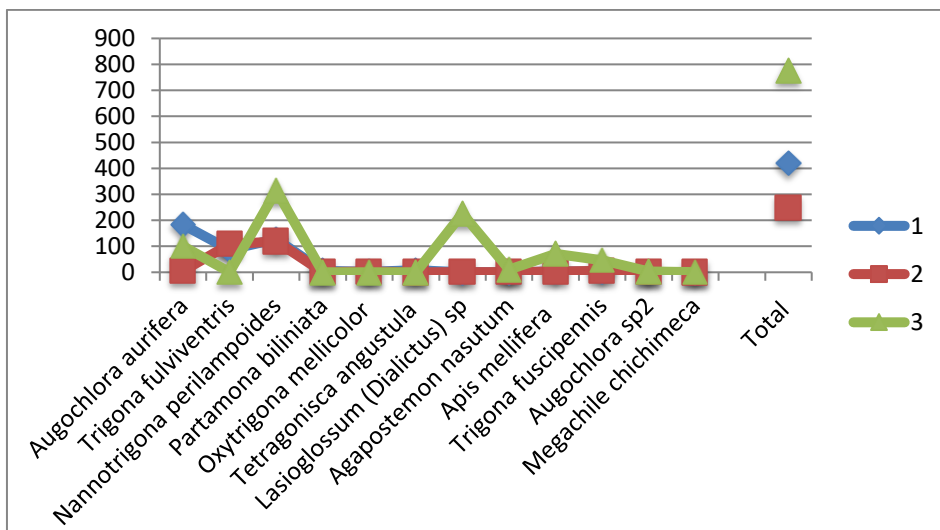
4.1 RIQUEZA DE ABEJAS POR ÁREA GEOGRÁFICA

Se registraron un total de 1.443 individuos de abejas presentes en la floración de *Jatropha curcas* L. de la matriz agropecuaria de la costa del pacifico sur de Guatemala pertenecientes a tres familias *Apidae*, *Halictidae* y *Megachilidae*. En la familia *Halictidae* se observaron 3 géneros *Lasioglossum*, *Dialictus*, *Agapostemon* y *Augochlora*; en la familia *Apidae* se registraron 6 géneros (*Trigona*, *Nannotrigona*, *Partamona*, *Tetragonisca*, *Oxytrigona* y *Apis*) y en la familia *Megachilidae* solo se observó un individuo perteneciente al género *Megachile* (Tabla 8, grafica 1).



Tabla 8: Riqueza y abundancia de abejas por área geográfica

Riqueza de abejas / área geográfica	1	2	3	Total	%
<i>Augochlora aurifera</i> (Cockerell, 1897)	183	6	101	290	20,10
<i>Trigona fulviventris</i> (Guerin, 1835)	87	108	1	196	13,58
<i>Nannotrigona perilampoides</i> (Cresson, 1878)	127	119	315	561	38,88
<i>Partamona biliniata</i> (Say, 1837)	6	1	0	7	0,49
<i>Oxytrigona mellicolor</i> (Packard, 1869)	2	3	0	5	0,35
<i>Tetragonisca angustula</i> (Illiger, 1900)	8	0	0	8	0,55
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	0	1	226	227	15,73
<i>Agapostemon nasutum</i> (Smith, 1853)	0	1	11	12	0,83
<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	71	77	5,34
<i>Trigona fuscipennis</i> (Friese, 1900)	3	5	46	54	3,74
<i>Augochlora sp2</i>	1	1	3	5	0,35
<i>Megachile chichimeca</i> (Cresson, 1878)	0	0	1	1	0,07
Total	420	248	775	1.443	100,00
Media	35,00	20,67	64,58	120,25	8,33
Desviación estándar	62,24	43,47	103,46	171,73	11,90
Número de especies	9	10	9	12	
Numero de Géneros	7	8	7	10	
Número de familias	2	2	3	3	



Grafica 1: Riqueza y abundancia de abejas

La familia con mayor abundancia de abejas fue *Apidae* con un porcentaje del 62,92 %, seguido por *Halictidae* con el 37,01 %, el de menor valor fue para la familia *Megachilidae* con 0,07 % (Tabla 9).

Tabla 9: Abundancia de abejas por familias

Familias	Número de especímenes	%
Apidae	908	62,92
Halictidae	534	37,01
Megachilidae	1	0,07
Total	1.443	100,00

Al analizar los datos de cada una de las áreas geográficas, muestran que el área geográfica dos tiene un leve aumento en la riqueza con 10 especies distribuidos en 8 géneros y 2 familias, seguido por el área geográfica tres con 9 especies distribuidos en 7 géneros y 3 familias y por último el área geográfica uno con 9 especies distribuidos en 8 géneros y 2 familias, registrando un total de 12 especies en las tres áreas geográficas. El número de especies de abejas varió de 10 a 12, mientras que el número de abejas registradas en las

flores de las cercas viva de *Jatropha curcas* osciló por área geográfica entre 348 y 775 (Tabla 8).

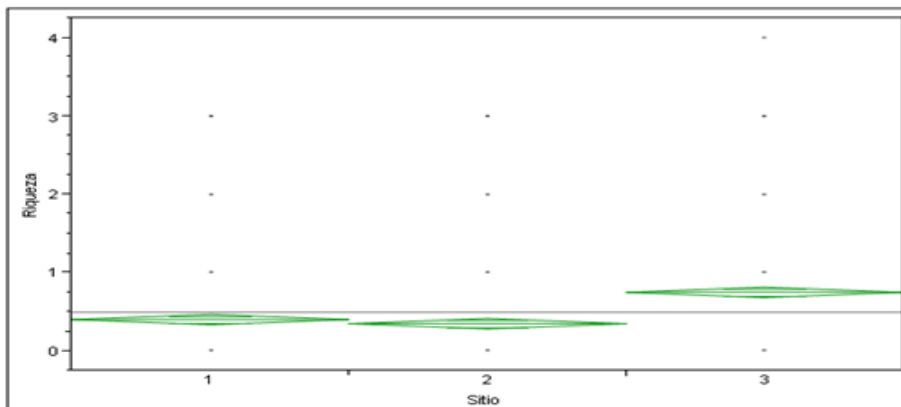
Estadísticamente la riqueza de abejas presenta una discrepancia significativa entre las áreas geográficas ($P < 0,0001^*$) (Tabla 10), de la misma forma existe una diferencia estadística entre las áreas geográficas 3 y 2 ($P < 0,0001^*$), entre las áreas geográficas 3 y 1 ($P < 0,0001^*$) y entre las áreas geográficas 2 y 3 ($P = 0,0499^*$) (Tabla 11 y grafica 2).

Tabla 10: Diferencia estadística de riqueza por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)

X ²	DF	P= Valor
61,3824	2	<,0001*

Tabla 11: Diferencia estadística de riqueza entre áreas geográficas-sitios (Prueba de Wilcoxon)

Áreas g.	Áreas g.	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
3	2	14,75406	7,28754	<,0001*
3	1	15,0097	5,67982	<,0001*
2	1	13,79815	-1,96064	0,0499*



Grafica 2: Diferencia estadística de riqueza por áreas geográficas

4.2 CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES Y ESTIMACIÓN DE RIQUEZA

Los índices de acumulación de riqueza alcanzo un valor máximo de 12 para CHAO₁ y 12,13 según CHAO₂ especies de abejas presentes en las áreas geográficas. El índice de CHAO₁ reporta un valor de especies en el área geográfica uno (Masagua norte) de 11,59, 11,81 para el área geográfica dos (Masagua sur) y 12 para el área geográfica tres (Monterrico). El índice de CHAO₂ muestra un acumulado de 9,32, 11,72 y 12,13 para las áreas geográficas uno (Masagua Norte), dos (Masagua sur) y tres (Monterrico) respectivamente (Tabla 12).

El porcentaje de especies de abejas observadas según el índice de CHAO₁ fluctuó entre el 85,5% al 100% en todas las áreas geográficas, con respecto al índice CHAO₂ osciló entre el 96,67 y 100%. En el área geográfica uno reporta el porcentaje mínimo observado de 80,50% para CHAO₁, pero el máximo para CHAO₂ (100%), el área geográfica dos logra un 95,95% (índice de CHAO₁) y un 96,67% (índice de CHAO₁) de especies observadas, mientras que en el área geográfica tres se logró un 100% y un 98,93% de especies de abejas de lo que indica los índices de CHAO₁ y CHAO₂ respectivamente (Tabla 12).

Tabla 12: Acumulación de especies por Áreas geográficas

Área geográfica	Acumulado de especies	Índice CHAO ₁	Índice Chao ₂	Diferencia (%) CHAO ₁	Diferencia (%) CHAO ₂
1(Masagua norte)	9,33	11,59	9,32	80,50	100,00
2(Masagua sur)	11,33	11,81	11,72	95,94	96,67
3(Monterrico)	12,00	12,00	12,13	100,00	98,93
Desviación estándar	1,39	0,21	1,52	10,29	1,75
Media	10,89	11,80	11,06	92,15	98,57
Máximo	12,00	12,00	12,13	100,00	100,00
Mínimo	9,33	11,59	9,32	80,50	96,67

4.3 ABUNDANCIA DE ABEJAS POR ÁREAS GEOGRÁFICAS

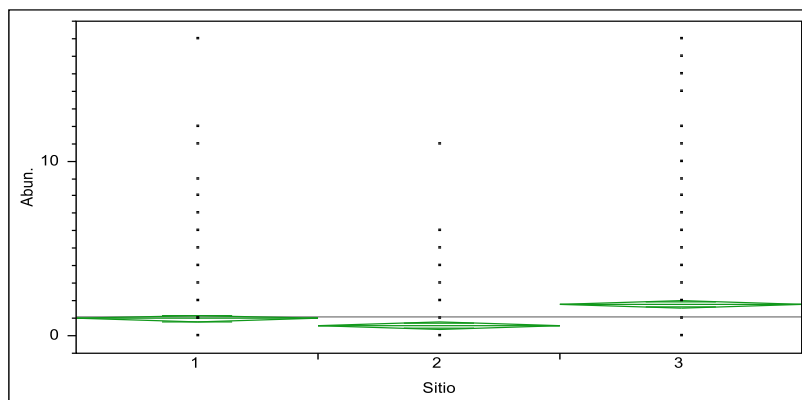
El área geográfica tres (Monterrico) que conserva mayor cobertura arbórea y con una matriz agropecuaria más diversificada fue el que ostento mayor abundancia de abejas (775), seguido por el área geográfica uno (Masagua norte) con 420 individuos y por último el área geográfica dos (Masagua sur) con 248 ejemplares (Tabla 8), con una diferencia significativa estadísticamente entre las áreas geográficas ($P < 0,0001^*$) (Tabla 13). Las áreas geográficas que presentaron mayor diferencia estadística son el 3 (Monterrico) con el 2 (Masagua sur) ($P < 0,0001^*$), seguidos entre las áreas geográficas 3 y 1, y por último las áreas geográficas 2 con el 1 ($P < 0,0112^*$) (Tabla 14 y grafica 3).

Tabla 13: Diferencia estadística de abundancia por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)

χ^2	DF	P= Valor
56,5797	2	<,0001*

Tabla 14: Diferencia estadística de abundancia entre áreas geográficas (Sitios) (Prueba de Wilcoxon)

Áreas g.	Áreas g.	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
3	2	14,90874	7,30928	<,0001*
3	1	15,25056	4,79415	<,0001*
2	1	13,95427	-2,53523	0,0112*



Gráfica 3: Diferencia estadística de abundancia por áreas geográficas

4.4 DIVERSIDAD DE ABEJAS POR ÁREAS GEOGRÁFICAS

El área geográfica tres (Monterrico) que corresponde al de mayor cobertura arbórea (36.58%) y mayor diversidad agropecuaria, para los índices de Shannon y Simpson alcanzó la diversidad más alta ($H'=1,48$ y $1-D=0,72$ respectivamente). Y el menos diversos fue el área geográfica dos (Masagua sur) ($1-D=0,58$, $H'=1,08$).

El área geográfica dos (Masagua sur) exhibió algunas especies con mayor dominancia (0,42), seguido por el área geográfica uno (Masagua norte) (0,32) y el área geográfica tres (Monterrico) presento la menor dominancia (0,28) (Tabla 15).

Tabla 15: Índices de diversidad por áreas geográficas

Índices/ área geográfica	Masagua norte (1)	Masagua sur (2)	Monterrico (3)	Media	Desviación Estándar
Número de especies	9	10	9	9.33	0,58
Abundancia	420	248	775	481	268,74
Dominancia (D)	0,32	0,42	0,28	0,34	0,07
Simpson (1-D)	0,68	0,58	0,72	0,66	0,07
Shannon (H')	1,3	1,08	1,48	1,28	0,2

Los principales visitantes de las cercas de *J. curcas* fueron abejas de las especies *Nannotrigona perilampoides* (38,88%), *Augochlora aurífera* (20,10%), *Lasioglossum (Dialictus) sp* (15,73%) y *Trigona fulviventris* (13,58%). Las especies de abejas observadas en los tres sitios son: *Nannotrigona perilampoides*, *Augochlora aurífera*, *Trigona fulviventris*, *Apis mellifera* y la *Augochlora sp2* (Tabla 8 y gráfica 1).

Las especies de abejas con mayor número de registros en el área geográfica uno fueron *Augochlora aurífera*, *Nannotrigona perilampoides* y *Trigona fulviventris* con 183, 127 y 87 individuos respectivamente; en el área geográfica dos *Nannotrigona perilampoides* presentó mayor abundancia (119) y *Trigona fulviventris* con un número de 108 individuos; en el área geográfica tres la especie que mostró mayor número de abejas fue *Nannotrigona perilampoides* (315), seguido por *Lasioglossum (Dialictus) sp* (226) y por último *Augochlora aurífera* (101) (Tabla 8).

La *Nannotrigona perilampoides* presentó una diferencia significativa estadísticamente entre las áreas geográficas ($P < 0,0001^*$) (Tabla 16), observándose la mayor discrepancia entre las áreas geográficas 3 y 1 ($P < 0,0001^*$) y la menor entre las áreas geográficas 3 y 2 ($P < 0,0008^*$) (Tabla 17).

Tabla 16: Diferencia estadística de *Nannotrigona perilampoides* por áreas geográficas

χ^2	DF	P= Valor
18.5504	2	<,0001*

Tabla 17: Diferencia estadística de *Nannotrigona perilampoides* entre áreas geográficas

Áreas g.	Áreas g.	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
3	1	11,49847	3,827806	0,0001*
3	2	11,69398	3,349103	0,0008*

La *Augochlora aurífera* presento una diferencia significativa estadísticamente entre las áreas geográficas ($P=<0,0001^*$) (Tabla 18), observándose la mayor diferencia entre las áreas geográficas 3 y 2 ($P=<0,0001^*$) y la menor diferencia estadística entre las áreas geográficas 2 y 1 ($P=<0,0001^*$) (Tabla 19).

Tabla 18: Diferencia estadística de *Augochlora aurífera* por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)

χ^2	DF	P= Valor
38,1531	2	<,0001*

Tabla 19: Diferencia estadística de *Augochlora aurífera* entre áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)

Áreas g.	Áreas g.	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
3	2	6,468444	4,99397	<,0001*
2	1	7,365062	-6,29819	<,0001*

La *Lasioglossum (Dialictus) sp* presento una diferencia significativa estadísticamente entre las áreas geográficas ($P=<0,0001^*$) (Tabla 20), observándose la mayor diferencia entre las áreas geográficas 3 y 1 ($P=<0,0001^*$) y la menor entre las áreas geográficas 3 y 2 ($P=<0,0001^*$) (Tabla 21).

Tabla 20: Diferencia estadística de *L. (Dialictus) sp* por áreas geográficas (Prueba de Wilcoxon)

χ^2	DF	P= Valor
219,3567	2	<,0001*

Tabla 21: Diferencia estadística de *Lasioglossum (Dialictus) sp* entre áreas geográficas - sitios

Áreas g.	Áreas g.	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
3	1	9,553665	10,78096	<,0001*
3	2	9,594054	10,6463	<,0001*

4.5 DIVERSIDAD DE ABEJAS POR FAMILIAS POR ÁREAS GEOGRÁFICAS

La familia *Apidae* alcanzó la mayor diversidad de especies de abejas para los índices de Shannon (1,06) y Simpson (0,64). (Tabla 22).

Tabla 22: Índice de diversidad por familias en las áreas geográficas

Familias	Simpson (1-D)	Shannon (H')
<i>Apidae</i>	0,64	1,06
<i>Halictidae</i>	0,47	0,72
<i>Megachilidae</i>	0,00	0,00

4.6 DIVERSIDAD DE ABEJAS EN LOS MESES DE MUESTREO

Con respecto al tiempo, el mes de mayo es el que presenta mayor número de abejas (785), siendo las especies más abundantes *Nannotrigona perilampoides* (417), *Lasioglossum (Dialictus) sp* (132), *Augochlora aurífera* (108) y *Trigona fulviventris* (100); junio mostró un descenso, registrándose un total de 484 abejas, siendo las más abundantes *Augochlora aurífera* (181) y *Trigona fulviventris* (88); julio fue el mes que exhibió el menor número de abejas (174), siendo *Nannotrigona perilampoides* la más abundante (91) (Tabla 23). Existiendo una diferencia estadística en la riqueza ($P < 0,0001^*$) (Tabla 24) y abundancia ($P < 0,0001^*$) de abejas con respecto a los meses de muestreo (Tabla 25).

Tabla 23: Riqueza y abundancia de abejas por mes

Especies de abejas/meses	Mayo	Junio	Julio
<i>Augochlora aurífera</i>	108	181	1
<i>Trigona fulviventris</i>	100	88	8
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	417	53	91
<i>Partamona biliniata</i>	6	0	1
<i>Oxytrigona mellicolor</i>	5	0	0
<i>Tetragonisca angustula</i>	4	3	1
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	132	52	43
<i>Agapostemon nasutum</i>	1	11	0
<i>Apis mellifera</i>	4	68	5
<i>Trigona fuscipennis</i>	8	23	23
<i>Augochlora sp2</i>	0	4	1
<i>Megachile chichimeca</i>	0	1	0
Total	785	484	174

Tabla 24: Riqueza de abejas por meses (Prueba de Wilcoxon)

X ²	DF	P= Valor
73,8285	2	<,0001*

Tabla 25: Abundancia de abejas por meses (Prueba de Wilcoxon)

X ²	DF	P= Valor
83,0012	2	<,0001*

La familia *Apidae* ocupó la mayor abundancia de abejas en los meses de mayo (544) y julio (129), la familia *Halictidae* en Junio (248). Julio es el mes que obtiene la menor cantidad con 174 individuos (Tabla 26).

Tabla 26: Abundancia de abejas por familias

Familias	Mayo	Junio	Julio
<i>Halictidae</i>	241	248	45
<i>Megachilidae</i>	0	1	0
<i>Apidae</i>	544	235	129
Total	785	484	174

Junio para índices de Shannon y Simpson alcanzó la diversidad más alta ($H'=1,75$ y $1-D=0,78$ respectivamente) y julio alcanza los valores bajos ($1-D=0,64$, $H'=1,31$) (Tabla 27). Julio presentó algunas especies con mayor dominancia (0,36), seguido por mayo (0,35) y junio presentó la menor dominancia (0,22) (Tabla 27).

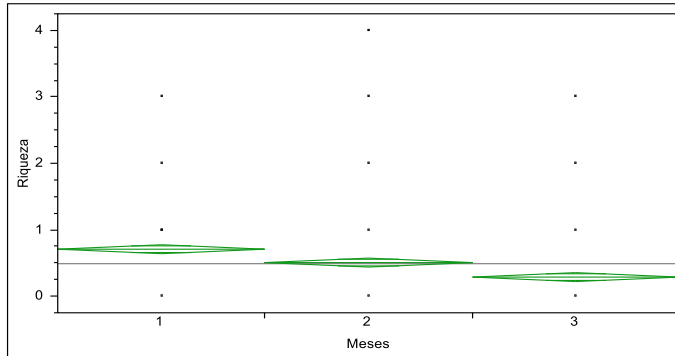
Tabla 27: Índices de diversidad por meses

Índices/Meses	Mayo	Junio	Julio	Media	Desviación Estándar
Número de especies	10	10	9	9,67	0,58
Abundancia	785	484	174	481,00	305,51
Dominancia (D)	0,35	0,22	0,36	0,31	0,08
Simpson (1-D)	0,65	0,78	0,64	0,69	0,08
Shannon (H')	1,35	1,75	1,31	1,47	0,24

Mayo y junio fueron los meses de muestreo que presentaron mayor diferencia estadística en la riqueza de abejas ($P=<0,0001^*$), existiendo también, una diferencia entre los meses de junio – julio ($P=<0,0001^*$), y un menor contraste entre mayo – julio ($P=<0,0001^*$) (Tabla 28, gráfica 4).

Tabla 28: Riqueza de abejas entre meses (Prueba de Wilcoxon)

Meses	Meses	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
2	1	15,16405	-3,81598	0,0001*
3	2	13,80873	-4,98276	<,0001*
3	1	14,52409	-8,55443	<,0001*



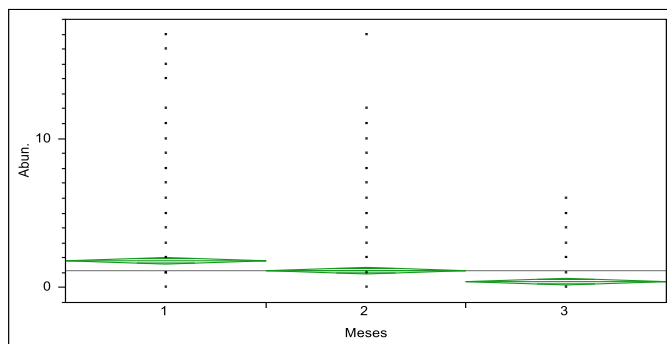
1- Mayo, 2-Junio, 3-Julio

Grafica 4: Riqueza de abejas por meses

En cuanto a la abundancia de abejas los meses mayo y junio presentaron mayor diferencia estadística ($P < 0,0001^*$), existiendo también, una diferencia entre los meses de junio – julio ($P < 0,0001^*$), y una menor diferencia estadística entre los meses de mayo – julio ($P < 0,0001^*$) (Tabla 29 y grafica 5).

Tabla 29: Abundancia de abejas entre meses (Prueba de Wilcoxon)

Meses	Meses	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
2	1	15,44314	-3,7776	0,0002*
3	2	13,93364	-5,44894	<,0001*
3	1	14,68298	-9,11975	<,0001*



1-Mayo, 2-Junio, 3-Julio

Grafica 5: Abundancia de abejas por meses

4.7 RIQUEZA DE ESPECIES DE ABEJAS POR LOCALIDADES

Las familias *Apidae* y *Halictidae* se registraron en todas las localidades, estas familias presentaron mayor abundancia en la localidad 7 con 325 y 242 individuos respectivamente (Tabla 30) la familia *Megachilidae* solo se encontró en la localidad nueve, además está la localidad presento todas las familias observadas (3). La localidad dos fue la que mostró la mayor cantidad de género (7) y especies (8) (Tabla 31). Las especies *Augochlora aurifera* y *Nannotrigona perilampoides* se observaron en todas las localidades, también *Trigona fulviventris* adquirió buena representación seguido de *Lasioglossum (Dialictus) sp* (Tabla 32).

Tabla 30: Abundancia de abejas por familias por localidades

Familias/Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Apidae</i> (individuos)	3	204	29	132	67	40	325	65	43
<i>Halictidae</i> (individuos)	174	2	8	4	4	1	242	42	57
<i>Megachilidae</i> (individuos)									1

Tabla 31: Riqueza de abejas por localidades

Riqueza de abejas/Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total	Media	D.E
Número de especies	3	8	5	6	5	5	6	6	7	12	5,67	1,41
Numero de Géneros	3	7	3	5	5	4	6	5	6	10	4,89	1,36
Número de familias	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2,11	0,33



Tabla 32: Abundancia de abejas por localidades

Riqueza de abejas/Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total	%
<i>Augochlora aurifera</i>	174	2	7	2	3	1	88	5	8	290	20,10
<i>Trigona fulviventris</i>	1	77	9	55	32	21	1	0	0	196	13,58
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	2	107	18	76	32	11	256	52	7	561	38,88
<i>Partamona biliniata</i>	0	6	0	1	0	0	0	0	0	7	0,49
<i>Oxytrigona mellicolor</i>	0	2	0	0	3	0	0	0	0	5	0,35
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	0,55
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	0	0	0	1	0	0	143	35	48	227	15,73
<i>Agapostemon nasutum</i>	0	0	0	0	1	0	11	0	0	12	0,83
<i>Apis mellifera</i>	0	3	0	0	0	3	68	2	1	77	5,34
<i>Trigona fuscipennis</i>	0	1	2	0	0	5	0	11	35	54	3,74
<i>Augochlora sp2</i>	0	0	1	1	0	0	0	2	1	5	0,35
<i>Megachile chichimeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,07
Total	177	206	37	136	71	41	567	107	101	1.443	100,00
Media	14,75	17,17	3,08	11,33	5,92	3,42	47,25	8,92	8,42	120,25	8,33
Desviación estándar	50,15	35,62	5,60	25,70	12,24	6,44	80,73	16,87	15,94	171,73	11,90

Estadísticamente la riqueza de abejas presenta una diferencia significativa entre las localidades ($P < 0,0001^*$) (Tabla 33). La localidad siete presenta mayor riqueza y abundancia de especies, además es estadísticamente diferente al resto de las 8 localidades ($P < 0,0001^*$). Las localidades que demostraron menor diferencia son la seis con la cinco ($P < 0,0463^*$), y la cinco con la tres ($P < 0,0354^*$) asimismo se observó diferencia estadística entre la mayoría de localidades (Tabla 34).

Tabla 33: Diferencia estadística de riqueza de abejas por localidades (Prueba de Wilcoxon)

χ^2	DF	P= Valor
220.9263	8	0.0001*



Tabla 34: Diferencia estadística de riqueza entre las localidades (Prueba de Wilcoxon)

Localidades	Localidades	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
7	6	8,872455	10,2087	<,0001*
7	3	8,860084	10,1759	<,0001*
7	5	9,049247	8,9518	<,0001*
7	1	9,100339	8,8054	<,0001*
7	4	9,23994	6,7829	<,0001*
7	2	9,228756	5,381	<,0001*
2	1	8,609422	5,1647	<,0001*
4	3	7,808343	5,2054	<,0001*
8	3	7,563797	4,4042	<,0001*
9	3	7,575402	4,37	<,0001*
8	6	7,594494	4,3297	<,0001*
9	6	7,603983	4,2841	<,0001*
4	1	8,316761	2,621	0,0088*
8	5	8,005968	2,4574	0,0140*
9	5	7,998489	2,3364	0,0195*
5	3	6,804321	2,1034	0,0354*
6	5	6,847977	-1,9927	0,0463*
6	1	7,170967	-2,8539	0,0043*
4	2	8,80786	-2,3834	0,0172*
3	1	7,134595	-2,9619	0,0031*
5	4	8,186984	-3,275	0,0011*
8	2	8,793629	-3,0854	0,0020*
9	2	8,721894	-3,563	0,0004*
6	4	7,833636	-5,1372	<,0001*
5	2	8,570928	-5,6757	<,0001*
6	2	8,357746	-7,4473	<,0001*
3	2	8,345622	-7,4865	<,0001*
8	7	9,215197	-7,1779	<,0001*
9	7	9,185978	-7,7012	<,0001*

4.7.1 Curva de acumulación de especies y estimación de riqueza por localidades.

Los índices de acumulación de riqueza reportan que debería de existir un máximo de 12,05 especies de abejas para CHAO₁ y de 12,51 para CHAO₂ y unas las mínimas de 5,64 y 6,18 para CHAO₂ y CHAO₁ respectivamente en todas localidades. Para el índice de CHAO₁ en la localidad nueve se observó el 100% de las especies de abejas, mientras que para el índice CHAO₂ fue la localidad uno con el 100% y las menores la cuatro para CHAO₂ (81,07%) y la dos para CHAO₁ (87,61%) (Tabla 35).

Tabla 35: Acumulación de especies por localidades

Localidades	Especies de abejas registradas	Índice CHAO ₁	Índice CHAO ₂	% de especies observadas CHAO ₁	% de especies observadas - CHAO ₂
1-Hacienda El Campo	5,67	6,18	5,64	91,75	100,00
2-Hacienda El Molino	7,78	8,88	8,80	87,61	88,41
3-H. Los Morenos	9,08	10,11	11,20	89,81	81,07
4-Hacienda el Cruce	9,96	10,77	11,64	92,48	85,57
5-Finca el Seminario	10,60	11,24	12,13	94,31	87,39
6-Hacienda el Paisano	11,08	11,41	12,15	97,11	91,19
7-Finca la Costa	11,47	11,80	12,51	97,20	91,69
8-Finca el Mango	11,78	12,05	12,49	97,76	94,32
9-Finca el Sardo	12,00	12,00	12,22	100,00	98,20
Media	9,94	10,49	10,98	94,23	90,93
Desviación estándar	1,98	1,8	2,18	3,88	5,79
Máximo	12	12,05	12,51	100	100,00
Mínimo	5,67	6,18	5,64	87,61	81,07

4.7.2 Abundancia de abejas por localidades

La localidad siete ostentó la mayor abundancia de abejas (576), seguido por el dos con 206 especímenes, las localidades tres y seis presentan la menor cantidad 37 y 41 respectivamente, mientras que el resto muestran valores muy similares (Tabla 32).

La mayor abundancia de la abeja *Nannotrigona perilampoides* se observó en las localidades siete, dos y cuatro, para *Augochlora aurífera* en el uno y siete mientras que para *Lasioglossum (Dialictus) sp* fueron las localidades siete, ocho y nueve (Tabla 32), que corresponden al sitio tres.

Se presentaron diferencias significativas en la abundancia de abejas entre las nueve localidades ($P < 0,0001^*$) (Tabla 36). La localidad siete es estadísticamente diferentes en la abundancia de abejas a los 8 lugares de estudio. Las localidades que mostraron menor diferencia son la seis con la cinco ($P < 0,0383^*$), y la cinco con la tres ($P < 0,0209^*$) asimismo se observó diferencia estadística en la abundancia entre la mayoría de las localidades (Tabla 37).

Tabla 36: Diferencia estadística de abundancia por localidades (Prueba de Wilcoxon)

χ^2	DF	P= Valor
226.0387	8	$<,0001^*$

Tabla 37: Diferencia estadística de abundancia entre las localidades (Prueba de Wilcoxon)

Localidades	Localidades	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
7	3	8,917899	10,599	<,0001*
7	6	8,936603	10,4028	<,0001*
7	5	9,145421	9,1219	<,0001*
7	1	9,251869	7,3881	<,0001*
7	4	9,427849	6,8378	<,0001*
7	2	9,576924	4,7517	<,0001*
4	3	7,859447	5,5586	<,0001*
2	1	8,935588	4,0374	<,0001*
9	3	7,623204	4,6833	<,0001*
8	3	7,592143	4,6622	<,0001*
9	6	7,660755	4,3947	<,0001*
8	6	7,629388	4,3436	<,0001*
9	5	8,093558	2,339	0,0193*
8	5	8,069567	2,3235	0,0201*
5	3	6,81933	2,3106	0,0209*
6	5	6,867602	-2,0719	0,0383*
6	1	7,219756	-3,3685	0,0008*
3	1	7,177056	-3,5636	0,0004*
4	2	9,176659	-2,8507	0,0044*
5	4	8,285772	-3,2972	0,0010*
8	2	9,070462	-3,8778	0,0001*
9	2	9,082583	-4,0064	<,0001*
6	4	7,893192	-5,2647	<,0001*
5	2	8,784908	-5,9659	<,0001*
6	2	8,504287	-7,7534	<,0001*
3	2	8,478869	-8,0691	<,0001*
8	7	9,357446	-7,6105	<,0001*
9	7	9,361761	-7,7101	<,0001*

4.7.3 Diversidad de abejas por localidades

La localidad siete alcanza los mayores índices de diversidad para Shannon (1,34) y Simpson (0,69), la menos diversa fue la localidad uno (1-D= 0,03, H'= 0,10). La localidad uno exhibió algunas especies con mayor dominancia (0,97) y la siete presentó la menor dominancia (0,31) (Tabla 38).

Tabla 38: Índices de diversidad por localidades.

Índices/Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Número de especies	3	8	5	6	5	5	6	6	7
Abundancia	177	206	37	136	71	41	567	107	101
Dominancia (D)	0,97	0,41	0,34	0,48	0,41	0,36	0,31	0,36	0,36
Simpson (1-D)	0,03	0,59	0,66	0,52	0,59	0,64	0,69	0,64	0,64
Shannon (H')	0,10	1,12	1,27	0,86	1,05	1,23	1,34	1,24	1,24

Nannotrigona perilampoides presentó una diferencia significativa estadísticamente entre todas las localidades ($P < 0,0001^*$) (Tabla 39), observándose la menor discrepancia entre las localidades 5 y 3 ($P < 0,0450^*$) y las 8 y 2 ($P < 0,0265^*$) (Tabla 40).

Tabla 39: Diferencia estadística de *Nannotrigona perilampoides* por localidades.

χ^2	DF	P= Valor
178,3804	8	<,0001*

Tabla 40: Diferencia estadística de *Nannotrigona perilampoides* entre localidades

Localidades	Localidades	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
7	1	7,139768	8,49214	<,0001*
7	6	7,344123	7,70552	<,0001*
7	3	7,49635	7,15255	<,0001*
7	5	7,871626	5,79966	<,0001*
2	1	6,366892	6,98165	<,0001*
4	1	5,834654	6,04506	<,0001*
7	4	8,302322	3,8602	0,0001*
8	1	5,49697	5,49671	<,0001*
4	3	6,36566	4,16514	<,0001*
8	6	5,833348	4,27975	<,0001*
7	2	8,521653	2,71938	0,0065*
8	3	6,079896	3,4837	0,0005*
5	1	4,702348	4,27239	<,0001*
5	3	5,424122	2,00493	0,0450*
3	1	3,530202	2,5632	0,0104*
6	5	5,122755	-2,88473	0,0039*
9	5	5,121097	-2,99415	0,0028*
5	4	6,910726	-2,38458	0,0171*
8	2	7,66416	-2,21812	0,0265*
9	8	5,832452	-4,41852	<,0001*
5	2	7,296487	-3,69565	0,0002*
6	4	6,140626	-4,92055	<,0001*
9	4	6,139287	-5,04379	<,0001*
3	2	6,822498	-5,296	<,0001*
8	7	8,168022	-4,56897	<,0001*
6	2	6,627454	-5,9873	<,0001*
9	2	6,628038	-6,12507	<,0001*
9	7	7,342937	-7,79377	<,0001*

Las localidades uno y siete presentan diferencia estadística con respecto la mayoría de localidades en la abundancia especie de abeja *Augochlora aurífera* y la menor discrepancia entre las localidades 9 y 6 ($P=<0,0317^*$), 6 y 3 ($P=<0,0319^*$) y 7 y 1 ($P=< 0,0266^*$) (Tabla 41).

Tabla 41: Diferencia estadística de *Augochlora aurífera* entre localidades (Prueba de Wilcoxon)

Localidad	Localidad	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
7	6	5,044884	5,17989	<,0001*
7	2	5,124909	4,93098	<,0001*
7	4	5,124909	4,93098	<,0001*
7	5	5,203079	4,6914	<,0001*
7	3	5,498779	3,81272	0,0001*
9	6	2,793842	2,14758	0,0317*
6	3	2,793721	-2,14519	0,0319*
7	1	7,382339	-2,21719	0,0266*
9	7	5,498966	-3,79996	0,0001*
8	7	5,279591	-4,44716	<,0001*
9	1	6,475199	-5,7495	<,0001*
3	1	6,474779	-5,76918	<,0001*
8	1	6,313487	-6,27955	<,0001*
5	1	6,257369	-6,48458	<,0001*
2	1	6,200557	-6,67391	<,0001*
4	1	6,200557	-6,67391	<,0001*
6	1	6,142709	-6,8679	<,0001*

Las localidades siete, ocho y nueve presentan diferencia estadística con respecto la mayoría de las localidades en la abundancia especie de abeja *Lasioglossum (Dialictus) sp.* (Tabla 42).

Tabla 42: Diferencia estadística de *Lasioglossum (Dialictus) sp* entre localidades (Prueba de Wilcoxon)

Sitio	Sitio	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
7	1	7,136231	8,96735	<,0001*
7	2	7,136231	8,96735	<,0001*
7	3	7,136231	8,96735	<,0001*
7	5	7,136231	8,96735	<,0001*
7	6	7,136231	8,96735	<,0001*
7	4	7,177943	8,81462	<,0001*
8	1	4,324432	4,62328	<,0001*
8	2	4,324432	4,62328	<,0001*
8	3	4,324432	4,62328	<,0001*
8	5	4,324432	4,62328	<,0001*
8	6	4,324432	4,62328	<,0001*
8	4	4,423181	4,30654	<,0001*
9	1	4,223091	4,49743	<,0001*
9	2	4,223091	4,49743	<,0001*
9	3	4,223091	4,49743	<,0001*
9	5	4,223091	4,49743	<,0001*
9	6	4,223091	4,49743	<,0001*
9	4	4,325081	4,18264	<,0001*
9	7	7,837745	-5,59171	<,0001*
8	7	7,865014	-5,91579	<,0001*

4.7.4 Abundancia de abejas en los meses por localidades

4.7.4.1 Abundancia de abejas en el mes de mayo – localidades

En el mes de mayo se encontró la mayor abundancia de abejas durante el tiempo de la investigación, las localidades que obtuvieron la mayor abundancia de abejas fueron las siete (395), cuatro (91), dos (81) y la cinco (66) y la menor cantidad son ocho (11), uno (23) y la tres (27). *Augochlora aurífera* mostro mayor abundancia en las

localidades siete (75) y uno (22), *Trigona fulviventris* en la cuatro (43), cinco (28) y seis (21), mientras que *Nannotrigona perilampoides* en la siete (230), dos (67), cuatro (46) y cinco (32), las especies *Augochlora sp2* y *Megachile chichimeca* no se observaron especímenes (Tabla 43).

Tabla 43: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de mayo - Localidades

Especies/localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total
<i>Augochlora aurifera</i>	22	2	5	0	2	1	75	1	0	108
<i>Trigona fulviventris</i>	1	1	6	43	28	21	0	0	0	100
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	0	67	16	46	32	11	230	9	6	417
<i>Partamona biliniata</i>	0	5	0	1	0	0	0	0	0	6
<i>Oxytrigona mellicolor</i>	0	2	0	0	3	0	0	0	0	5
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	0	0	0	1	0	0	89	0	42	132
<i>Agapostemon nasutum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Apis mellifera</i>	0	0	0	0	0	3	1	0	0	4
<i>Trigona fuscipennis</i>	0	0	0	0	0	5	0	1	2	8
<i>Augochlora sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile chichimeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de especies	2	6	3	4	4	5	4	3	3	
Abundancia	23	81	27	91	66	41	395	11	50	785

4.7.4.2 Abundancia de abejas en el mes de junio – localidades

En el mes de junio la abundancia de abejas disminuyó comparado con mayo, las localidades que obtuvieron la mayor abundancia fueron la uno (154), siete (129), dos (84), cuatro (34), ocho (35), y la nueve

(35) y la menor cantidad son la cinco (5), tres (8), en la localidad seis no se registraron individuos (Tablas 44).

Augochlora aurifera mostro mayor abundancia en las localidad uno (152), *Trigona fulviventris* en la dos (75), *Apis mellifera* en la siete a (67), *Nannotrigona perilampoides* en la cuatro (27), y *Lasioglossum (Dialictus) sp* en la ocho (24), siete (23) dos (67), cuatro (46) y cinco (32), la especies que no se reportaron en este mes fueron *Partamona biliniata* y *Oxytrigona mellicolor* (Tabla 44).

Tabla 44: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de junio - Localidades

Especies/localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total
<i>Augochlora aurifera</i>	152	0	2	2	1	0	12	4	8	181
<i>Trigona fulviventris</i>	0	75	3	5	4	0	1	0	0	88
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	2	6	2	27	0	0	15	0	1	53
<i>Partamona biliniata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxytrigona mellicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	0	0	0	0	0	0	23	24	5	52
<i>Agapostemon nasutum</i>	0	0	0	0	0	0	11	0	0	11
<i>Apis mellifera</i>	0	0	0	0	0	0	67	1	0	68
<i>Trigona fuscipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	19	23
<i>Augochlora sp2</i>	0	0	1	0	0	0	0	2	1	4
<i>Megachile chichimeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Número de especies	2	2	4	3	1	0	6	5	6	
Total	154	84	8	34	5	0	129	35	35	484

4.7.4.3 Abundancia de abejas en el mes de julio – localidades

En el mes de Julio mostro la menor abundancia de abejas durante el tiempo de estudio, las localidades que obtuvieron la mayor abundancia fueron la ocho (61), siete (43), dos (41), la menor cantidad son la nueve (16), cuatro (11) y la tres (2), las localidades uno, cinco, seis no se reportaron individuos (Tabla 45).

Nannotrigona perilampoides mostro mayor abundancia en las localidades ocho (43), dos (34) y siete (11), *Lasioglossum (Dialictus) sp* en la siete (31), ocho (11) otras especies mostraron datos bajos, mientras que *Oxytrigona mellicolor*, *Agapostemon nasutum* y *Megachile chichimeca* no se realizaron registro (Tabla 45).

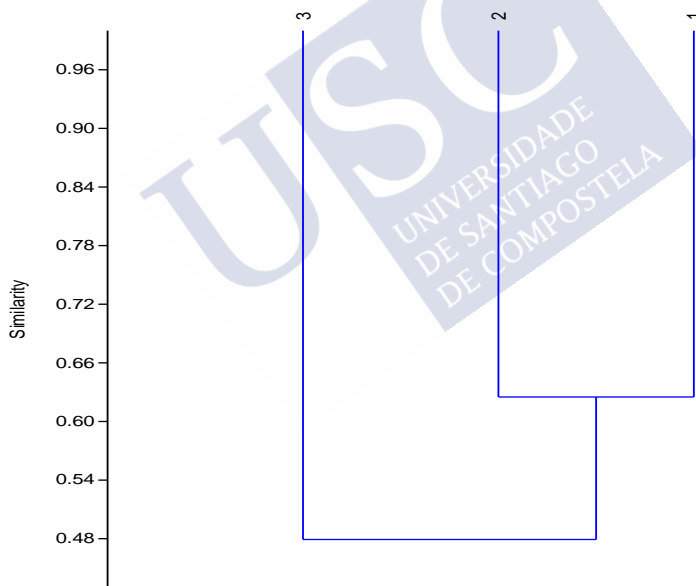
Tabla 45: Riqueza y abundancia de abejas en el mes de julio - localidades

Especies/localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total
<i>Augochlora aurifera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Trigona fulviventris</i>	0	1	0	7	0	0	0	0	0	8
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	0	34	0	3	0	0	11	43	0	91
<i>Partamona biliniata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oxytrigona mellicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	0	0	0	0	0	0	31	11	1	43
<i>Agapostemon nasutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apis mellifera</i>	0	3	0	0	0	0	0	1	1	5
<i>Trigona fuscipennis</i>	0	1	2	0	0	0	0	6	14	23
<i>Augochlora sp2</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile chichimeca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Número de especies	0	6	1	3	0	0	3	4	3	
Total	0	41	2	11	0	0	43	61	16	174

4.8 RECAMBIO DE ESPECIES DE ABEJAS EN LAS CERCAS DE *JATROPHA CURCAS L.*

4.8.1 Análisis de semejanza de especies de abejas por áreas geográficas

Los índices muestran que existe mayor semejanza entre las áreas geográficas uno y dos ($I_j=0,73$) con 8 especies de abejas compartidas, entre las áreas geográficas dos y tres ($I_j=0,73$) con 8 especies de abejas compartidas y las áreas geográficas con menor semejanza son el uno con el tres ($I_j=0,50$) con 6 especies de abejas compartidas (Tabla 46, grafica 6).



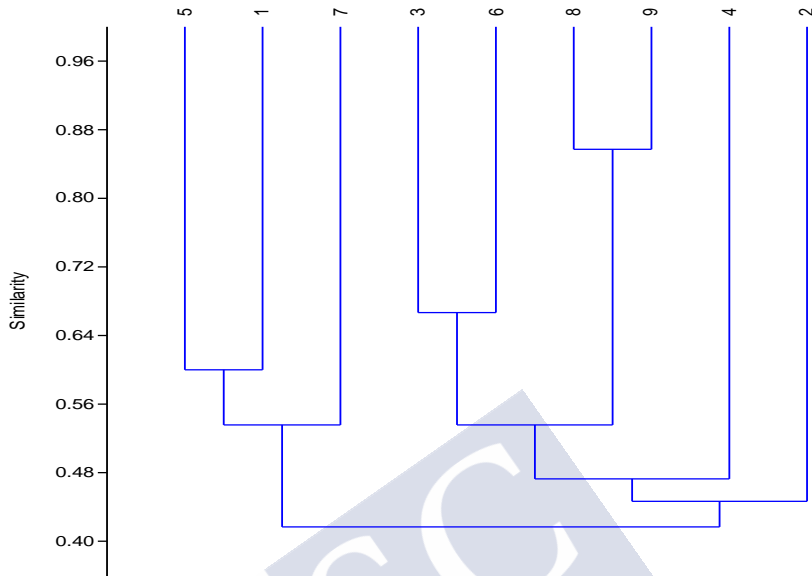
Grafica 6: Análisis de semejanza de especies de abejas por áreas geográficas (Jaccard)

Tabla 46: Semejanza entre las áreas geográficas 1, 2 y 3 en función del índice de Jaccard (I_j) (sobre la diagonal) número de especies (diagonal amarilla) y número de especies de abejas compartidas

ÁREAS GEOGRÁFICAS	1	2	3
1	9	0,73	0,50
2	8	10	0,73
3	6	8	9

4.8.1.2 Análisis de semejanza de especies de abejas por localidades.

Los índices reportan que existe mayor semejanza entre las localidades nueve y ocho ($I_j = 0,86$), con seis especies compartidas; la tres y seis ($I_j = 0,67$), con cuatro especies compartidas; la dos y seis ($I_j = 0,63$), con cinco especies compartidas; la uno y seis ($I_j = 0,60$), con seis especies compartidas; la uno y cinco ($I_j = 0,60$), con tres especies compartidas; la tres y uno ($I_j = 0,60$), con tres especies compartidas; entre las localidades que tienen menor semejanza están la nueve y cinco ($I_j = 0,20$), la ocho y cinco ($I_j = 0,22$), la nueve y la uno ($I_j = 0,25$), la ocho y la uno ($I_j = 0,29$) con 2, 2, 2, 2 especies de abejas compartidas respectivamente. (Tabla 47 y Grafica 7).



Grafica 7: Análisis de semejanza de especies de abejas por localidades (Jaccard)

Tabla 47: Semejanza entre las localidades en función del índice de Jaccard (Ij) (sobre la diagonal) número de especies (diagonal amarilla) y número de especies de abejas compartidas, el color verde localidades con mayor semejanza

Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	3	0,38	0,60	0,50	0,60	0,60	0,50	0,29	0,25
2	3	8	0,44	0,40	0,44	0,63	0,40	0,40	0,36
3	3	4	5	0,57	0,43	0,67	0,38	0,57	0,50
4	3	4	4	6	0,38	0,38	0,50	0,50	0,44
5	3	4	3	3	5	0,43	0,57	0,22	0,20
6	3	5	4	3	3	5	0,57	0,57	0,50
7	3	4	3	4	4	4	6	0,50	0,44
8	2	4	4	4	2	4	4	6	0,86
9	2	4	4	4	2	4	4	6	7

4.9 RECURSOS ALIMENTICIOS QUE OFRECE LAS PLANTAS DE *JATROPHA CURCAS* L. A LAS ESPECIES DE ABEJAS MÁS ABUNDANTES QUE LAS VISITA.

4.9.1 Recurso florístico de *Jatropha curcas* L.

Se registró que *J. curcas* L. produce 1,20 panículas o racimos de flores por planta en promedio, el número de flores femeninas fue de 1 a 27 por inflorescencia (media de 5,56). Mientras que el número de flores masculinas tuvo un rango de 1 a 56 por inflorescencia (media de 14,83), registrando un total 20,39 flores por racimos. La proporción de flores femeninas – flores masculinas fue de 1:3 en promedio (Tabla 48).

Tabla 48: Recurso florístico de *Jatropha curcas* L.

	Racimos de flores por plantas	Flores masculinas por racimo	Flores femeninas por racimo	Flores totales por racimo
No de muestra	180 plantas	90 Racimos	90 Racimos	90 racimos
Media	1,20	14,83	5,56	20,39
Desviación estándar	1,27	12,01	4,78	12,45
Relacion M-F		3	1	

4.9.2 Carga Polínica de *Jatropha curcas* L. en las abejas.

Para determinar si la planta de *Jatropha curcas* L. ofrece recursos alimenticios a las abejas, se analizó la carga polínica de 56 abejas de las especies más abundantes de cada área geográfica (Tabla 49).

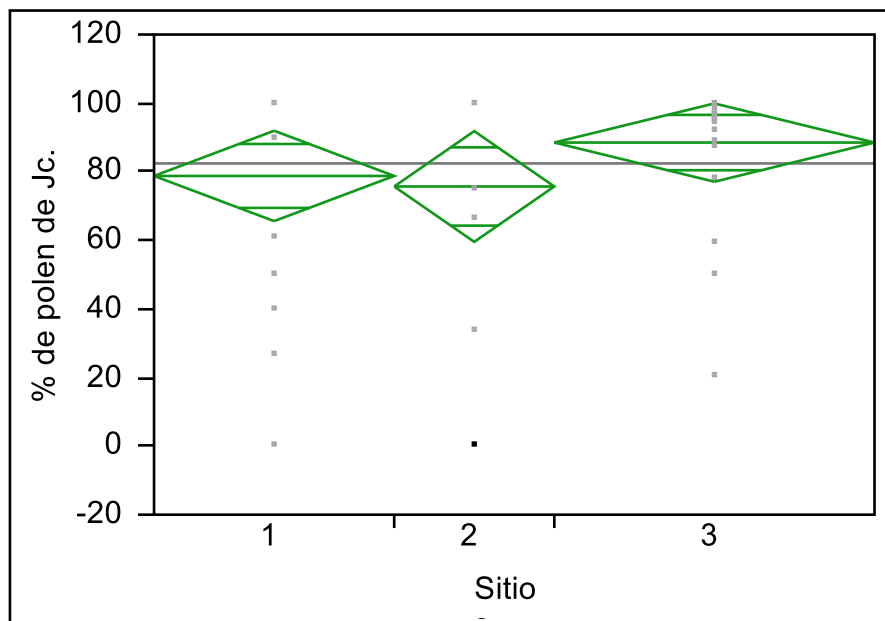
El área geográfica uno las abejas *Trigona fulviventris* transportaron el 100% de polen de *Jatropha curcas*, la sigue *Nannotrigona perilampoides* con el 90% por último se encuentra

Augochlora aurifera con el 46,38%. En el área geográfica dos *Nannotrigona perilampoides* trasladaron el 94,44% y *Trigona fulviventris* con el 56,94%. En el área geográfica tres *Augochlora aurifera* acarrearon el 97,35% de polen de *Jatropha curcas* L., *Lasioglossum (Dialictus) sp* el 94,64%, *Nannotrigona perilampoides* con el 78,80% y por último se encuentra *Agapostemon nasutum* con el 73,88% de polen de *J. curcas* L. (Tabla 49).

Las tres áreas geográficas (sitios) en estudios ofrecen similar cantidad de polen de *Jatropha curcas* L. a las abejas, pues, no existe una diferencia estadística entre ellos ($P < 0,8194$) (Tabla 50 y Grafica 8).

Tabla 49: Carga polínica por abejas

Especie	sitio	No muestra	Media total polen	D.E	Media polen <i>J. curcas</i>	D.E	% <i>J. curcas</i>	D.E
<i>Trigona fulviventris</i>	1	6	10,17	8,42	10,17	8,42	100,00	0,00
<i>Augochlora aurifera</i>	1	6	21,17	20,47	9,50	10,09	46,32	33,68
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	1	6	18,17	11,63	17,67	11,88	90,00	20,00
<i>Trigona fulviventris</i>	2	6	4,33	2,66	2,33	2,94	56,94	40,97
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	2	6	21,00	10,26	20,50	11,00	94,44	13,61
<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	3	7	33,43	15,58	31,14	15,09	94,64	7,81
<i>Augochlora aurifera</i>	3	6	74,33	64,57	73,33	64,40	97,35	4,93
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	3	7	32,86	30,56	27,57	30,87	78,80	23,57
<i>Agapostemon nasutum</i>	3	6	138,00	99,68	92,83	61,19	73,88	31,60



Grafica 8: Porcentaje de polen de *Jatropha curcas* L. colecta en las abejas por áreas geográficas (sitios)

Tabla 50: Porcentaje de polen de *Jatropha curcas* L. colecta en las abejas por áreas geográficas

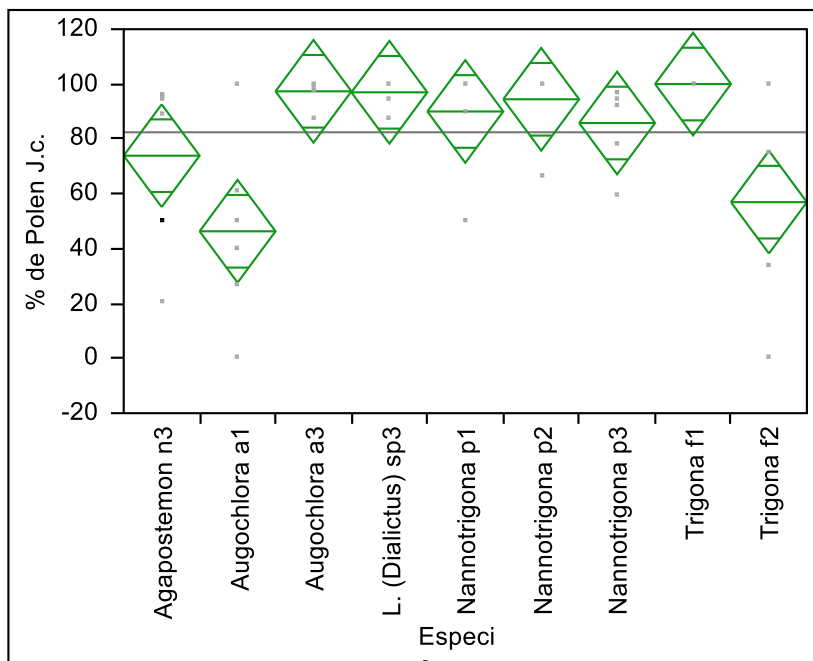
χ^2	DF	P= Valor
0,3984	2	0,8194

De las abejas capturadas para el análisis de polen se obtuvieron un total de 2.187 granos de polen de estos 1.769 pertenecen a los estambres de la flor de *Jatropha curcas* L., que corresponde al 80,89 % (Tabla 51).

Tabla 51: Numero de granos de polen de *Jatropha curcas* L. en 56 abejas

Medidas	Total granos de polen	Numero Granos de polen de piñón
Mínimo	1	0
Máximo	298	158
Suma	2.187,00	1.769,00
Porcentaje de polen	100.00 %	80,89%
Media	39,05	31,59
Error estándar	7,34	5,52
Varianza	3.020,92	1.704,43
Desviación estándar	54.96	41,28
Mediana	18.50	16,50

Estadísticamente existió una diferencia entre las abejas que colectaron mayor cantidad de polen de *Jatropha curcas* L. y las que colectaron menos ($P=<0,0024^*$) (Tabla 52). Las abejas que transportaron mayor cantidad de polen de *Jatropha curcas* L. están *Trigona fulviventris* y *Nannotrigona perilampoides* del área geográfica uno, *Nannotrigona perilampoides* del área geográfica dos, *Augochlora aurífera*, *Lasioglossum (Dialictus) sp* y *Nannotrigona perilampoides* del área geográfica tres. Las abejas que trasportaban menor cantidad de polen de *Jatropha curcas* L. son *Augochlora aurífera*, *Trigona fulviventris* y *Agapostemon nasutum* del área geográfica 1, 2 y 3 respectivamente (Tabla 53, grafica 9).



Grafica 9: Porcentaje de polen de *Jatropha curcas* por especies

Tabla 52: Polen de *Jatropha curcas* entre especies de abejas (Prueba de Wilcoxon)

X ²	DF	P= Valor
23,8287	8	0,0024*

Tabla 53: Polen de *Jatropha curcas* entre especies de abejas (Prueba de Wilcoxon)

Especies de abejas	Especies de abejas	Dif. (Error estándar)	Z	p-Valor
<i>Trigona f1</i>	<i>Agapostemon n3</i>	1,9501	2,9912	0,0028*
<i>Trigona f1</i>	<i>Nannotrigona p3</i>	1,9501	2,9912	0,0028*
<i>Trigona f1</i>	<i>Augochlora a1</i>	1,8668	2,5891	0,0096*
<i>Nannotrigona p2</i>	<i>Augochlora a1</i>	1,9501	2,3930	0,0167*
<i>Augochlora a3</i>	<i>Agapostemon n3</i>	2,0671	2,1770	0,0295*
<i>L. (Dialictus) sp3</i>	<i>Augochlora a1</i>	2,0076	2,2415	0,0250*
<i>Nannotrigona p2</i>	<i>Agapostemon n3</i>	2,0076	2,2415	0,0250*
<i>Augochlora a3</i>	<i>Augochlora a1</i>	2,0449	2,1190	0,0341*
<i>Nannotrigona p1</i>	<i>Augochlora a1</i>	2,0038	1,9962	0,0459*
<i>Trigona f2</i>	<i>Trigona f1</i>	1,7451	-2,1966	0,0280*
<i>Nannotrigona p3</i>	<i>Nannotrigona p2</i>	2,0076	-2,0755	0,0379*
<i>Nannotrigona p3</i>	<i>Augochlora a3</i>	2,0671	-2,1770	0,0295*





5 DISCUSIÓN

5.1 MATRIZ AGROPECUARIA

En las áreas geográficas de estudio uno (Masagua Norte) y dos (Masagua Sur) ubicados en el Municipio de Masagua, Escuintla de esta investigación, se ha determinado a través del sistema de información geográfica ArcGis 10.3 ArcMap 10.3 y observaciones en el campo, que la matriz agropecuaria está destinada a la producción a gran escala (Alwang *et al.*, 2005) del cultivo de caña de azúcar, la explotación de la ganadería extensiva y cultivos anuales (INE, 2015), como lo verifican otras investigaciones que sustentan la expansión de pastos extensivos (Wassenaar *et al.*, 2007), del cultivo de caña de azúcar (Fradejas, 2013; Redo *et al.*, 2012) y palma africana (Duarte *et al.*, 2012) en la costa del pacífico de Guatemala (Alwang *et al.*, 2005). Esta expansión agroexportadora (Duarte *et al.*, 2012) se desarrolla a expensa de los bosques (INE, 2015) y de los cultivos de subsistencia: maíz, frijol, sorgo, ayote, etc. (Redo *et al.*, 2012), colocando en riesgos la seguridad alimentaria y la diversidad (Ewers *et al.*, 2005; García, 2011; Santos *et al.*, 2006; Wassenaar *et al.*, 2007) endémica de esta zona debido a la pérdida de hábitat (Myers *et al.*, 2000), como ha ocurrido en estas zonas, que han disminuido enormemente su hábitat natural, contando actualmente con el 4.72 y 4.09 % de cobertura arbórea para las áreas geográficas uno (Masagua Norte) y dos (Masagua Sur) respectivamente. En el Municipio de Masagua, Escuintla, la vegetación endémica se encuentra como arvenses circundantes a los cultivos de caña y pasto en donde se han reportado 52 especies de plantas de 21 familias botánicas, siendo las familias *Asteraceae*, *Convolvulaceae*, *Cucurbitaceae* y *Euphorbiaceae*, las que poseen mayor diversidad de especies (Pocón, 2014).

El área geográfica tres (Monterrico) ubicado en la zona de amortiguamiento de la reserva natural de usos múltiples Monterrico del Municipio de Taxisco, Santa Rosa presenta una mayor diversidad de cultivos de subsistencia y una cobertura arbórea más extensa (36,58%). Pardo *et al.*, (2012) encontraron en esta área 181 especies

de plantas comestibles y medicinales en los huertos caseros, potreros y áreas naturales, mientras que Castillo *et al.*, (2012) reporta 172 especies de plantas pertenecientes a 69 familias.

5.1.1 Abundancia y riqueza de abejas en la matriz agropecuaria

El tipo de matriz agropecuaria adquiere influencia en la diversidad presente en ella. Así por ejemplo, los sistemas agropecuarios de exportación (Jayne *et al.*, 2014) que degradan la biodiversidad, los suelos, los recursos hídricos (Schelhas *et al.*, 2006; Altieri *et al.*, 2012), con altas demandas de energía, uso intensivo de agroquímicos, con poca o nada de vegetación natural que incrementan el aislamiento de especies (Brosi *et al.*, 2008) y generan matrices de muy baja calidad (Bernard *et al.*, 2011), ya que reducen la capacidad de proporcionar alimento, refugio y anidación a muchas a muchas especies (Perfecto *et al.*, 2010; Vandermeer *et al.*, 2001). Esta información la corroboramos con resultados de esta investigación, debido a que la abundancia y riqueza de abejas disminuye en la matriz con sistemas agropecuarios de exportación y con baja o nada de cobertura arbórea. Similares resultados se encontraron en otras áreas de Guatemala. Escobedo *et al.*, (2014) reporta mayor riqueza y abundancia de abejas en las áreas de bosque continuo y fragmentos de bosques que en las áreas dedicadas a la agricultura. Enríquez *et al.*, (2015) observo que las parcelas de *Cucúrbita pepo* rodeadas de vegetación nativa presentaron mayor diversidad de abejas. Igualmente, investigaciones realizadas en cultivo de *Jatropha curcas* muestran que la actividad de los polinizadores declina al alejarse de la vegetación circundante (Romero *et al.*, 2015; Roubik, 2002).

La familia *Apidae* presentó mayor riqueza y abundante de abejas (Escobedo *et al.*, 2014), la Tribu *Meliponini* mostro mayor número de especies. Estas especies que se adaptan a zonas perturbada (Brosi *et al.*, 2007; Cairns *et al.*, 2005), son de tamaño medianas y pequeñas como las *Nannotrigona perilampoides*, *Partamona biliniata*, *Trigona*

fuscipennis, *Oxytrigona mellicolor*, *Tetragonisca angustula* que anidan en cualquier sustrato (bloques, cubos metálicos y concreto, tumbas) y arboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) menores a los 20 centímetros (González *et al.*, 2011; Palacio, 2004); y *Trigona fulviventris* en la tierra (Landaverde *et al.*, 2017). Estas especies se han reportado en zonas urbanas, agrícolas y boscosas (Brosi *et al.*, 2008). Sin embargo, no se reportaron especies grandes como las *Melipona spp* y *Cephalotrigona zexmeniae*, abejas que necesitan arboles con DAP mayores de 20 centímetros para su anidación (Palacio, 2004).

Otras abejas con mayor presencia son de la familia *Halictidae* (Escobedo *et al.*, 2014) que anidan en el suelo, paredones y algunas en madera (Michener, 2007; Wilson *et al.*, 2016) en áreas abiertas y se adapta en zonas de uso agropecuario (Balboa, 2010; Brosi *et al.*, 2008; Brosi *et al.*, 2007), como *Lasioglossum (Dialictus) sp*, abeja que anida en el suelo y se adapta a áreas perturbadas (Landaverde *et al.* 2017) pero necesitan parches de bosques para su anidación (Kim *et al.*, 2006; Polidori *et al.*, 2010), como lo manifiestan los resultados. La mayor abundancia se presentó en el área geográfica tres (Monterrico), el área geográfica con la mayor cobertura arbórea. Ngo *et al.*, (2013) mencionan que *Lasioglossum (Dialictus)* fue de las abejas más abundante en los cultivos de café sin sombra, por poseer poca vegetación y dejar desnudo el suelo durante las prácticas culturales del deshierbe, esta práctica facilita la anidación de estas abejas, pero a su vez este sistema afecta la riqueza y abundancia de otras especies.

5.2 JATROPHA CURCAS L. COMO FUENTE DE ALIMENTO PARA LAS ABEJAS

Los resultados muestran que *Jatropha curcas* L. proporciona recursos alimenticios a las abejas. Observaciones realizadas a 56 abejas de *Trigona fulviventris*, *Nannotrigona perilampoides*, *Augochlora aurífera*, *Lasioglossum (Dialictus) sp* y *Agapostemon nasutum* (Ver Tabla 49) especies que presentaron mayor abundancia

en las tres áreas geográficas de estudio, transportaron el 80,89 % de polen de *J. curcas*, de la cantidad total de polen que adherido a su cuerpo (Ver Tabla 51).

Jatropha curcas L. es importante para diferentes especies de insectos (Negussie *et al*, 2013), ya que les proporciona néctar y resinas (Torres *et al*, 2016) y el tamaño del grano de polen es grande (Samra *et al*, 2013). Entre los insectos que buscan recursos alimenticios en esta flor se encuentran: abejas (Rincón *et al*, 2016; Samra *et al*, 2013), mariposas, hormigas, polillas, escarabajos, trips y moscas (Atmowidi *et al*, 2008). Entre las abejas que visitan la inflorescencia de *J. curcas* L. para la recolección de alimento están: *Trigona*, *Cephalotrigona sp*, *Augochlorella*, (Herrera *et al.*, 2011), *Trigona fulviventris* (Torres *et al*, 2016), *Scaptotrigona sp*, *Tetragonisca angustula*, *Frieseomelitta sp*, *Xylocopa*, *Trigona fuscipennis*, *Nannotrigona perilampoides*, *Augochlora aurifera*, *Lasioglossum (Dialictus) sp* (Romero *et al.*, 2015), *Agapostemon nasutum*, *Apis mellifera* (Negussie *et al*, 2013), y diferentes especies de la Tribu *Centridini* (Quiroz *et al.*, 2009).

En un estudio realizado en México determinaron que diferentes especies de abejas visitan y recolectan recursos de la inflorescencia de *Jatropha curcas* L. Las abejas de la Tribu *Meliponini* (*Trigona fuscipennis*, *Scaptotrigona mexicana* y *Trigona fulviventris*) endémicas de la zona fueron las que presentaron mayores porcentajes de abejas con polen de *Jatropha curcas* L. (Rincón *et al*, 2016), mientras que los datos de este estudio, determino que el rango de abejas que transportó polen de *Jatropha curca* L. osciló entre el 91.60 % al 100% (Ver Tabla 54). Las especies de abejas *Agapostemon nasutum*, *Lasioglossum (Dialictus) sp*, *Nannotrigona perilampoides* trasportaron 100% polen de *Jatropha curcas* L., mientras que las especies *Trigona fulviventris*, *Augochlora aurifera* transportaron el 91.60% mostrando la importancia que tiene esta planta en la alimentación de estas especies de abejas.

Los resultados muestran que el mantenimiento de la vegetación silvestre como la *Jatropha curcas* en los paisajes agropecuarios protege y conserva la diversidad abejas nativas (Aizen *et al.* 1994; Balboa, 2013; Jha *et al.*, 2009; Kennedy *et al.*, 2013; Kim *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2004; Krishnan *et al.*, 2012; Potts *et al.*, 2005; Öckinger *et al.*, 2007), permitiendo algunas condiciones para su subsistencia (Eltz *et al.*, 2002; Klein *et al.*, 2006).



Tabla 54: Porcentaje de abejas con polen de *Jatropha curcas*

Especies	Individuos (Rincón et al, 2016)	Porcentaje de abejas con polen de <i>Jatropha curcas</i> (Rincón et al, 2016)	Individuos (este estudio)	Porcentaje de abejas con polen de <i>Jatropha curcas</i> (Este estudio)
<i>Scaptotrigona mexicana</i> (Guérin, 1845)	84	85.70	0	0.00
<i>Tetragonisca angustula</i> (Illiger, 1806)	19	79.00	0	0.00
<i>Trigona fulviventris</i> (Guerin, 1835)	19	84.20	12	91.60
<i>Trigona fuscipennis</i> (Friese, 1900)	3	100.00	0	0.00
<i>Halictus hesperus</i> (Smith, 1862)	25	72.00	0	0.00
<i>Agapostemon nasutum</i> (Smith, 1853)	19	47.40	6	100.00
<i>Tachinidae</i> sp. 1	49	65.30	0	0.00
<i>Eristalis</i> sp.	19	79.00	0	0.00
<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	3	66.60	0	0.00
<i>Lasioglossum (Dialictus)</i> sp	0	0.00	7	100.00
<i>Augochlora aurifera</i> (Cockerell, 1897)	0	0.00	12	91.60
<i>Nannotrigona perilampoides</i> (C. 1878)	0	0.00	19	100.00

5.3 RECAMBIO DE ESPECIES DE ABEJAS EN LA MATRIZ AGROPECUARIAS CON CERCAS VIVAS DE *JATROPHA CURCAS*

En esta investigación se observó que las matrices agropecuarias con cercanía geográfica, con semejante uso de suelo y cobertura arbórea, comparten similares especies de abejas (Escobedo *et al.*, 2014;) en las cercas vivas de *Jatropha curcas*, tal es el caso de las áreas geográficas uno (Masagua Norte) y dos (Masagua Sur) separados por 5,7 km. Además, presentan similares especies de plantas, similar porcentaje de cobertura arbórea y con un suelo dedicado a la producción de caña y ganadería, estas dos áreas geográficas cercanas también comparten semejanza en las especies de abejas (8 especies).

Las áreas geográficas más distantes uno (Masagua Norte) y tres (Monterrico) separadas por 51,8 km con una vegetación de bosque seco caducifolio para Masagua Norte y una vegetación mayoritaria de manglares en Monterrico, presentan diferencia en el porcentaje de cobertura arbórea y uso de suelo. Estas áreas geográficas más distantes y menos similares muestran menor semejanza en la riqueza de abejas (Giannini *et al.*, 2011; Nates-Parra., 1995; Nemésio *et al.*, 2007) compartiendo solamente 6 especies.



6 CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación demuestran la importancia de la calidad de la matriz agropecuaria en la comunidad de abejas. De acuerdo con los datos la matriz con mayor cobertura arbórea y mayor diversidad agropecuaria albergan una mayor abundancia de abejas. Los índices de Shannon (H') y de Simpson ($1/D$) sustentan que existe mayor diversidad de abejas en la matriz agropecuaria que presenta mayor porcentaje de cobertura arbórea.

Se determinó que las plantas utilizadas en las cercas vivas dentro de los sistemas agrosilvopastoriles pueden proporcionar recursos para la sobrevivencia de algunas especies, tal es el caso de *Jatropha curcas* que es visitada por amplia gama de insectos y que proporciona alimento a diversas especies de abejas.

Se determinó que algunas especies que se adaptan mejor a la matriz agropecuaria finalmente dominan el paisaje. Las matrices agrícolas cercanas y muy parecidas presentan mayor semejanza de especies de abejas y que estas se vuelven menos semejanza con la distancia, uso de suelo, tipo y porcentaje de vegetación.



7 BIBLIOGRAFÍA

- Adamson N., T. Roulston, R. Fell & D. Mullins. (2012). From April to August—Wild Bees Pollinating Crops Through the Growing Season in Virginia, USA. *Environmental Entomology*, 41(4), 813-821
- Agüero, J., O. Rollin, J. Torretta, M. Aizen, F. Requier & L. Garibaldi. (2018). Honey bee impact on plants and wild bees in natural habitats. *Ecosistemas* 27(2): 60-69
- Aguiar W. & M. Gaglianone. (2011). Euglossine bees (Hymenoptera Apidae Euglossina) on an inselberg in the Atlantic Forest domain of southeastern Brazil. *Tropical Zoology*, 24, 107-125
- Aizen M., C. Morales, D. Vázquez, L. Garibaldi, A. Sáez & L. Harder. (2014). When mutualism goes bad: density-dependent impacts of introduced bees on plant reproduction. *New Phytologist* 204: 322–328
- Altieri M., R. Funes & P. Petersen. (2012). Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 1–13.
- Alwang J., P. Siegel & D. Wooddall. (2005). Spatial Analysis of Rural Economic Growth Potential in Guatemala. *The World Bank, Latin America and the Caribbean Region, Environmentally and Socially Sustainable Development Department*.
- Arrollo V., M. Rös, F. Escobar, F. Melo, B. Santos, M. Tabarelli & R. Chazdon. (2013). Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101, 1449–1458

- Arroyo V., E. Pineda, F. Escobar & J. Benítez. (2008). Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. *Conservation Biology*, 23 (3), 729–739.
- Arroyo V., S. Mandujano & C. Cuende. (2005). Ocupación de parches de selva por monos aulladores *Alouatta palliata mexicana* en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*, 23-34.
- Atmowidi T., P. Riyanti & A. Sutrisna. (2008). Pollination effectiveness of *Apis cerana* Fabricus and *Apis mellifera* Linnaeus (Hymenoptera: apidae) in *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae). *Biotropia*, 15(2), 129 - 134
- Avendaño S. & I. Acosta. (2000). Plantas utilizadas como cercas vivas en el estado de Veracruz. *Madera y Bosques*, 6(1), 55 – 71
- Ayala, R., T. L. Griswold & D. Yanega. (1996). Apoidea (Hymenoptera). In Biodiversidad y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento. *J. Llorente B., A. N. García y E. González (eds.)*. UNAM/CONABIO, México.
- Ayala R. (1999). Revisión de las abejas sin aguijón de México (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Folia Entomológica Mexicana*, 106, 1-123.
- Badgley C., J. Moghtader, E. Quintero, E. Zakem, M. Chappell, K. Aviles, A. Samulon & I. Perfecto. (2006). Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(2), 86–108.
- Balboa C. (2010). *Diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) de la Reserva de la Biosfera “La Sepultura” Chiapas, México*. Tesis presentada como requisito parcial para optar al grado de Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, México.

- Bawa K. (1990). Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, 399-422.
- Barrance A., J. Beer, D. Boshier, J. Chamberlain, J. Cordero, G. Detlefsen, B. Finegan, G. Galloway, M. Gomez, J. Gordon, M. Hans, J. Hellin, C. Hughes, M. Ibrahim, D. Kass, R. Leakey, F. Mesen, M. Montero, C. Rivas, E. Somarriba, J. Stewart & T. Pennington. (2003). *Arboles de Centro América un manual para extensionistas*. Centro Agronómico Tropical para la Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- Bennett A. (1999). *Enlazando el paisaje el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Facultad de Ecología y Medio Ambiente Darkin University – Rusden Campus Clayton, Victoria, Australia.
- Bennett A. & D. Saunders. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation Biology for All*. <http://ukcatalogue.oup.com/product/9780199554249.do>
- Bernard E., F. Melo & P. Pinto. (2011). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. *Tropical Conservation Science*, 4 (3), 267-275.
- Bianchi F., C. Booij & T. Tscharntk. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 273, 1715–1727
- Bodin Ö., M. Tengö, A. Norman, J. Lundberg & T. Elmqvist. (2006). The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16(2), 440–451

- Botreau R., A. Farruggia, B. Martin, D. Pomiès & B. Dumont. (2014). Towards an agroecological assessment of dairy systems: proposal for a set of criteria suited to mountain farming. *The Animal Consortium*, 8:8, 1349–1360
- Brosi, B. (2009). The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. *Forest Ecology and Management*, 258, 1830–1837
- Brosi B., G. Daily, T. Shih, F. Oviedo & G. Durán. (2008). The effects of forest fragmentation of bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology*, 45, 773–783.
- Brosi B., G. Daily & P. Ehrlich. (2007). Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications*, 17(2), 418–430.
- Cane J., & V. Tepedino. (2017). Gauging the Effect of Honey Bee Pollen Collection on Native Bee Communities. *Conservation Letters*, 10(2), 205–210
- Cairns C., R. Villanueva, S. Koptur & D. Bray. (2005). Bee populations, forest disturbance, and Africanization in Mexico. *Biotropica*, 37(4), 686–692
- Carr D. (2009). Population and deforestation: why rural migration matters. *Progress in Human Geography*, 33(3), 355–378
- Carr D. (2004). Ladino and Q'eqchí Maya land use and land clearing in the Sierra de Lacandón National Park, Petén, Guatemala". *Agriculture and Human*, 21, 171–179
- Castillo F., C. Dávila, A. Morales & A. García. (2012). Actualización del Plan Maestro de la Reserva de Usos Múltiples Monterrico: el levantamiento detallado de la vegetación y la cartografía botánica. Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de

Investigación, Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales. Guatemala.

- Castro F., (2015). Análisis de la relación entre el tamaño de fragmentos de bosque con la abundancia y riqueza de la flora presente. Caso: carretera Panamá-Colon. *Revista científica Centros*. 4 Edición Especial, Universidad de Panamá, Panamá.
- Cayuela, L. (2006). Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Ecosistemas*, 15 (3), 192-198
- Clavo M., J. Vela & B. Millán. (2000). Propagaciones vegetativas de especies utilizadas en cercas vivas en pasturas de Pucallpa, Perú. *Pasturas tropicales*, 22 (3), 35-37
- Coro M. (2009). La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas* 85, 1-5
- Colwell R., A. Chao, N. Gotelli, S. Lin, C. Mao, R. Chazdon & J. Longino. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3-21
- De la Ossa A. (2013). Cercas vivas y su importancia ambiental en la conservación de avifauna nativa. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(1), 171-193
- De Sy V., M. Herold, F. Achard, R. Beuchle, J. Clevers, E. Lindquist, & L. Verchot. (2015). Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. *Environmental Research Letters*, 10(12): 124004.
- Didham R., J. Tylianakis, N. Gemmill, T. Rand & R. Ewers. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol.22 No.9, 489-496

- Dimou M. & A. Thrasylvoulou. (2007). Seasonal variation in vegetation and pollen collected by honeybees in Thessaloniki, Greece. *Grana*, 46, 292–299
- Donaldson J., I. Nänni, C. Zachariades & J. Kemper. (2002). Effects of Habitat Fragmentation on Pollinator Diversity and Plant Reproductive Success in Renosterveld Shrublands of South Africa. *Conservation Biology*, 16 (5), 1267–1276
- Duarte C., M. Juárez, G. Pérez & J. Gálvez. (2012). Análisis de la dinámica de expansión del cultivo de la palma africana en Guatemala: un enfoque cartográfico. *ResearchGate*, 340-362
- Dupont Y., D. Hansen, A. Valido & J. Olesen. (2004). Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation*, 118, 301–311.
- Echeverry, M. & J. Rodríguez. (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia et Technica*, 30, 405-410
- Eltz T., C. Brühl, S. van der Kaars & E. Linsenmair. (2002). Determinants of stingless bee nest density in lowland dipterocarp forests of Sabah, Malaysia. *Oecologia*, 131:27-34
- Ellis J. & A. Ellis. (2009). African Honey Bee, Africanized Honey Bee, Killer Bee, *Apis mellifera scutellata* Lepeletier (Insecta: Hymenoptera: Apidae). *IFAS Extension*, 429, 1-7
- Enríquez E., R. Ayala, V. Gonzales & J. Núñez. (2015). Alpha and beta diversity of bees and their pollination role on *Cucurbita pepo*

- L. (Cucurbitaceae) in the Guatemalan cloud forest. *The Pan-Pacific Entomologist* 91(3), 211–222
- Escobedo N., M. Dardón, J. López, O. Martínez & E. Cardona. (2014). Efecto de la configuración del paisaje en las comunidades de abejas (Apoidea) de un mosaico de bosque pino-encino y áreas agrícolas de Sacatepéquez y Chimaltenango, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, Ciencia, Tecnología y Salud, 1(1), 13-20
- Ewers R. & R. Didham. (2005). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81, 117–142.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2008). *Global actions on pollination services for sustainable agriculture*. Agriculture Department, Seed and Plant Genetic Resources Division.
- FAO ((Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2014). *Anuario estadístico de la FAO 2014, La Alimentación y la Agricultura en América Latina y el Caribe*. Santiago.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2015a). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015, ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo?* Segunda edición. Roma. Italia, www.fao.org/publications.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2015b). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015, Compendio de datos*. Roma. Italia, www.fao.org/publications.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2016). *El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*. Roma. Italia, www.fao.org/publications.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2018a). *Plaguicidas Uso*. FAOSTAT, <http://www.fao.org/faostat/es/#data>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2018b). *Fortalecer las políticas sectoriales para mejorar los resultados en materia de seguridad alimentaria y nutrición*. Roma, Italia. <http://www.fao.org/3/i7215es/I7215ES.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2018c). *El estado de los bosques del mundo*. Roma, Italia. <http://www.fao.org/3/ca0188es/CA0188ES.pdf>
- Fischer J. & D. Lindenmayer. (2007). Landscape modification and hábitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265–280.
- Fradejas A. (2013). “Sons and daughters of the Earth”: *Indigenous communities and land grabs in Guatemala*. Institute for Food and Development Policy. Oakland, United States of America
- Fuentes E., A. Cuarón, E. Vázquez, J. Benítez, D. Valenzuela & E. Andresen. (2009). Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78, 857–865
- Galaz R, R. Avilés, C. Maricruz, J. Chan & V. Loyola. (2012). *Jatropha curcas* una Alternativa para la Obtención de Biodiésel sin Afectar al Sector Alimentario. *BioTecnología*, 16, 2, 94-114
- Gamboa, Y. (2011). *Determinación de la capacidad antioxidante de preponeos de Costa Rica, de acuerdo al contenido de flavonoides*. Trabajo presentado para optar al grado de Magister en Apicultura Tropical. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

- García D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas* 20 (2), 1-10
- García S. (2013). *Centro de rescate marino costero Monterrico, en el Municipio de Taxisco, Santa Rosa*. Trabajo presentado para optar al grado de Arquitectura. Facultad de Arquitectura, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, Guatemala.
- Garibaldi L., F. Requier, O. Rollin & G. Andersson. (2017). Towards an integrated species and habitat management of crop pollination. *Current Opinion in Insect Science*, 21:1–10
- Garibaldi L., I. Steffan-Dewenter, C. Kremen, J. Morales, R. Bommarco, S. Cunningham, L. Carvalheiro, N. Chacoff, J. Dudenhöffer, S. Greenleaf, A. Holzschuh, R. Isaacs, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. Mayfield, L. Morandin, S. Potts, T. Ricketts, H. Szentgyörgyi, B. Viana, C. Westphal, R. Winfree, A. Klein. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062–1072
- Ghazoul J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 367-373
- Ghazoul J. (2004). Alien Abduction: Disruption of Native Plant-Pollinator Interactions by Invasive Species. *Biotropica* 36(2), 156–164
- González R., F. Juárez, L. Aceves Navarro, B. Hernández & A. Guerrero. (2014). Zonificación edafoclimática para el cultivo de *Jatropha curcas* L., en Tabasco, México. *Boletín del Instituto de Geografía*, 86, 25-37
- Goulson D. (2003). Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34:1–26

- Graesser J., T. Aide, H. Grau & N. Ramankutty. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10, 1-10
- Graeb B., M. Chappell, H. Wittman, S. Ledermann, R. Kerr & B. Gemmill. (2016). The State of Family Farms in the World. *World Development*, 87, 1–15.
- Granados C., D. Serrano & A. García. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los Bosques Templados. Sierra de Monte Alto, Centro de México. *Caldasia* 36(2), 269-287
- Gray C. & V. Mueller. (2012). Natural disasters and population mobility in Bangladesh. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (16), 6000-6005
- Greenpeace, 2014. *Alimentos bajo amenaza Valor económico de la polinización y vulnerabilidad de la agricultura española ante el declive de las abejas y otros polinizadores*. Madrid, España.
- Greenleaf S. & C. Kremen. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103 (37), 13890- 13895
- Gill R., O. Ramos, & N. Raine. (2012). Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491, 105–108
- Giannini T., R.Lira-Saade, R. Ayala, A. Saraiva & I. Alves-dos-Santos. (2011). Ecological niche similarities of Peponapis bees and non-domesticated Cucurbita species. *Ecological Modelling*. 222(12), 2011-2018

- Hammer Ø. (1999). *Paleontological Statistics*. Natural History Museum University of Oslo
- Harper K., S. Macdonald, M. Mayerhofer, S. Biswas, P. Esseen, K. Hylander, K. Stewart, A. Mallik, P. Drapeau, B. Jonsson, D. Lesieur, J. Kouki & Y. Bergeron. (2015). Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology*, 103, 550–562
- Harvey C. & J. Sáenz. (2008). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Costa Rica.
- Harvey C., C. Villanueva, J. Villacis, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gómez, R. Taylor, J. Martínez, A. Navas, J. Sáenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vélchez, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. López, I. Lang, S. Kunth & F. Sinclair. (2003). Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería de las Américas*, 10, 39-40
- Herrera M., E. Quezada & J. Javier. (2011). *Abejas nativas y sustentabilidad energética: polinización del sikil-té o piñón mexicano (Jatropha curcas) por la abeja Trigona nigra (Hymenoptera: Meliponini)*, Memorias del VII Seminario Mesoamericano sobre Abejas Nativas, Chiapas, México.
- Heard T. (1999). The role of stingless bees in crop pollination. *Annual Review of Entomology*, 44, 183-206
- Hejda M. & P. Pyšek. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*. 132, 143 -152
- Herbst M., J. Roberts, P. Rosier, M. Taylor & D. Gowing. (2007). Edge effects and forest water use: A field study in a mixed

deciduous woodland. *Forest Ecology and Management*, 250, 176-186

Hilmi M., N. Bradbear & D. Mejia. (2011). *Beekeeping and sustainable livelihoods*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rural Infrastructure and Agro-Industries Division, Rome, Italy.

Hosonuma N., M. Herold, V. De Sy, R. De Fries, M. Brockhaus, L. Verchot, A. Angelsen & E. Romijn. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 1-12.

Ibrahim M., C. Villanueva & F. Casasola. (2007). Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y rehabilitación ecológica de paisajes ganaderos en Centro América. *Archivos latinoamericanos de producción animal*, 15 (1), 74-88

INE (Instituto Nacional de Estadística). (2015). *República de Guatemala: Encuesta Nacional Agropecuaria 2014*. Instituto Nacional de Estadística, Guatemala, Centro América

Isakson S. (2009). No hay ganancia en la milpa: the agrarian question, food sovereignty, and the onfarm conservation of agrobiodiversity in the Guatemalan highlands. *The Journal of Peasant Studies*, 36 (4), 725-759.

Ivey C., P. Martinez & R. Wyatt. (2003). Variation in pollinator effectiveness in swamp milkweed, *Asclepias incarnata* (Apocynaceae)". *American Journal of Botany*, 90 (2), 214–225.

Jayne T., J. Chamberlin & D. Headey. (2014). Land pressures, the evolution of farming systems, and development strategies in Africa: A synthesis. *Food Policy* 48, 1-17

- Jongschaap R., W. Corré, P. Bindraban & W. Brandenburg. (2007). Claims and Facts on *Jatropha curcas* L. *Plant Research International*, 158, 1-42
- Jha S. & J. Vandermeer. (2009). Impacts of coffee agroforestry management on tropical bee communities. *Biological Conservation*, 1-9
- Kaminski A. & M. Absy. (2006). Bees visitors of three species of *Clusia* (Clusiaceae) flowers in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 36(2), 259-264
- Karahan A., I. Çakmak, J. Hranitz, I. Karaca & H. Wells. (2015). Sublethal imidacloprid effects on honey bee flower choices when foraging. *Ecotoxicology*, 24 (9), 2017–2025
- Kennedy C., E. Lonsdorf, M. Neel, N. Williams, T. Ricketts, R. Winfree, R. Bommarco, C. Brittain, A. Burley, D. Cariveau, L. Carvalheiro, N. Chacoff, S. Cunningham, B. Danforth, J. Dudenhöffer, E. Elle, H. Gaines, L. Garibaldi, C. Gratton, A. Holzschuh, R. Isaacs, S. Javorek, S. Jha, A. Klein, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. Mayfield, L. Morandin, L. Neame, M. Otieno, M. Park, S. Potts, M. Rundlöf, A. Saez, I. Dewenter, H. Taki, B. Viana, C. Westphal, J. Wilson, S. Greenleaf & C. Kremen. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16(5), 1-16
- Kenefic N., M. Dardon, J. Lopez, O. Martinez & E. Cardona. (2014). Efecto de la configuración del paisaje en las comunidades de abejas (Apoidea) de un mosaico de bosque pino-encino y áreas agrícolas de Sacatepéquez y Chimaltenango, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 1 (1), 13-20

- Klein A., I. Dewenter & T. Tschardtke. (2003). Bee pollination and fruit set of *Coffea arabica* and *C. canephora* (rubiaceae). *American Journal of Botany*, 90(1), 153–157
- Klein A., B. Vaissiere, J. Cane, I. Dewenter, S. Cunningham, C. Kremen & T. Tschardtke. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 274, 303–313
- Knoll F. & N. Penatti. (2012). Habitat Fragmentation Effects on the Orchid Bee Communities in Remnant Forests of Southeastern Brazil. *Neotrop Entomol*, 41, 355–365
- Kim J., N. Williams & C. Kremen. (2006). Effects of Cultivation and Proximity to Natural Habitat on Ground-nesting Native Bees in California Sunflower Fields. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 79(4), 309–320
- Kremen C., N. Williams, R. Bugg, J. Fay & R. Thorp. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7, 1109–1119.
- Kremen C., N. Williams & R. Thorp. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99 (26), 16812–16816
- Krishnan S., C. Kushalappa, R. Shaanker & J. Ghazoul. (2012). “Status of pollinators and their efficiency in coffee fruit set in a fragmented landscape mosaic in South India” *Basic and Applied Ecology* 13 (2012) 277–285.
- Krupke C. G. Hunt, B. Eitzer, G. Andino & K. Given. (2012). Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *Plos one*, 7(1), 1-8

- Kumar A. & S. Sharma. (2008). An evaluation of multipurpose oil seed crop for industrial uses (*Jatropha curcas* L.): A review. *Journal of Business Research*, 3-10
- Ladurner E., L. Recla, M. Wolf, R. Zelger & G. Burgio. (2004). *Osmia cornuta* (Hymenoptera Megachilidae) densities required for apple pollination: a cage study. *Journal of Apicultural Research* 43(3), 118–122
- Lang I., L. Gormley, C. Harvey & F. Sinclair. (2003). Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforesteria de las Américas*, 10, 39-40
- Landaverde P., E. Enríquez, M. Ariza, T. Murray, R. Paxton & M. Husemann. (2017). Fragmentation in the clouds? The population genetics of the native bee *Partamona bilineata* (Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in the cloud forests of Guatemala. *Conservation Genetics*, 18 (3), 631–643
- Laurance W., L. Ferreira, J. Rankin & S. Laurance. (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79(6), 2032–2040.
- Laycock I., K. Lenthall, A. Barratt & J. Cresswell. 2012. “Effects of imidacloprid, a neonicotinoid pesticide, on reproduction in worker bumble bees (*Bombus terrestris*). *Ecotoxicology*, 1-8
- León J. (2013). *Efecto de la forma de los fragmentos de un bosque andino transformado sobre una comunidad de aves, Suesca Cundinamarca, Colombia*. Tesis para optar al grado Maestro en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.
- Lima M. & C. Gascon. (1999). The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91, 241-247.

- Lopez, D. (2012). Agro-ecological drivers of rural out-migration to the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Environmental Research Letters*, 7, 1-7
- Lu C., K. Warchol & R. Callahan. (2014). Sub-lethal exposure to neonicotinoids impaired honey bees winterization before proceeding to colony collapse disorder. *Bulletin of insectology* 67 (1) 125-130.
- Machado R. (2011). “Caracterización morfológica y productiva de procedencias de *Jatropha curcas* L.” Estación Experimental de Pastos y Forrajes. *Pastos y Forrajes*, 34, 267-280
- Magura T., G. Lövei & B. Tóthmérész. (2016). Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution*, 7(3), 1009-1017
- Manolis J., D. Andersen & F. Cuthbert. (2002). Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape. *The Auk*, 119(4), 955-970.
- Marroquín A. (2000). Sistemática e historia natural de las abejas (Hymenoptera: Apoidea) de Guatemala. Tesis. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos. Guatemala.
- Meléndez V., L. Meneses & P. Kevan. (2013). *Effects of Human Disturbance and Habitat Fragmentation on Stingless Bees*. Pot-Honey. Patricia Vit, Silvia R.M. Pedro, David W. Roubik Editors, 269-282
- Meléndez V., S. Magaña, V. Parra, R. Ayala & J. Navarro. (2002). Diversity of native bee visitors of *cucurbit crops* (Cucurbitaceae) in Yucatán, México. *Journal of Insect Conservation*, 6, 135-147

- Melo F., V. Arroyo, L. Fahrig, M. Martínez & M. Tabarelli. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (8), 462-468
- Meneses L., V. Meléndez, V. Parra & J. Navarro. (2010). Bee diversity in a fragmented landscape of the Mexican neotropic". *J Insect Conserv*, 14, 323–334
- Meiners S. & S. Pickett. (1999). Changes in community and population responses across a forest-field gradient. *Ecography*, 22, 261-267.
- Michener C., J. McGinley & N. Danforth. (1994). *Bee genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea)*. Smithsonian Institution, Washington. D.C.
- Montes J., F. Technow, M. Martin & K. Becker. 2014. Genetic Diversity in *Jatropha curcas* L. Assessed with SSR and SNP Markers. *Journal diversity*, 6, 551-566
- Montes J. (2010). *Efecto de borde en ensamblajes de escarabajos Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en fragmentos de bosque en el Nordeste Antioqueño, Colombia*. Informe final para optar al título de Magister en Ciencias Área Entomología. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias, Área Entomología.
- Morales C., M. Arbetman, S. Cameron & M. Aizen. (2013). Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(10), 529-534
- Morandin L. & C. Kremen. (2013). Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Society of America*, 23 (4), 829-839

- Morandin L. & M. Winston. (2005). Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications*, 15(3), 871-881.
- Moroń D., M. Lenda, P. Skórka, H. Szentgyörgyi, J. Settele & M. Woyciechowski. (2009). Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*, 142, 1322–1332
- Morton D., R. De Fries, Y. Shimabukuro, L. Anderson, E. Arai, F. Espirito-Santo, R. Freitas & J. Morissette. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103 (39), 14637–14641
- Müller R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold & P. Pacheco. (2012). Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12, 445-59.
- Murray T., M. Kuhlmann & S. Potts. (2009). Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie*, 40, 211-236.
- Myers N., R. Mittermeier, C. Mittermeier, G. Fonseca & J. Kent. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858
- Nantes G. (2005). Abejas silvestres y polinización. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)*, 75, 7-20
- Nantes G. (1995). Las abejas sin aguijón del género *Melipona* (Hymenoptera: Meliponinae) en Colombia. *Bol. Mus. Ent. Univ. Valle*. 3(2):21-33

- Navarro J. & A. Gómez. (2014). Diversidad de mamíferos terrestres en bosques cercanos a cultivos de piña, Cutris de San Carlos, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación*, 7(1), 59-65.
- Navas, J. Sáenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vilchez, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. López, I. Lang, S. Kunth & F. Sinclair. (2003). Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforesteria de las Américas*, 10, 30-39.
- Negussie A., M. Wouter, A. Hans, M. Hermy & B. Muys. (2013). Potential pollinators and floral visitors of introduced tropical biofuel tree species *Jatropha curcas* L. (*euphorbiaceae*), in Southern Africa. *African Crop Science Journal*, 21 (2), 133-141
- Nemésio A. & Silveira. (2007). Diversity and Distribution of Orchid Bees (*Hymenoptera: Apidae*) with a Revised Checklist of Species. *Neotropical Entomology* 36(6), 874-888
- Ngo H., J. Gibbs, T. Griswold & L. Packer. (2013). Evaluating bee (*Hymenoptera: Apoidea*) diversity using Malaise traps in coffee landscapes of Costa Rica. *Entomological Society of Canada*, 145, 435-453
- Normann C., T. Tschardt & C. Scherber. (2016). How forest edge-center transitions in the herb layer interact with beech dominance versus tree diversity. *Journal of Plant Ecology*, 9(5), 498-507
- Öckinger E. & G. Smith. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44, 50-59
- Oliveira R., F. Franco, A. Soraggi, S. Vasconcelos, D. Roubik, L. Goulart & W. Kerr (2004). Genetic divergence in *Tetragonisca angustula* Latreille, 1811 (*Hymenoptera, Meliponinae, Trigonini*)

- based on rapid markers. *Genetics and Molecular Biology*, 27 (2), 181-186
- Ortega, S. (2009). *Propuesta de red de conectividad ecológica entre remanentes de bosque y cacaotales en dos paisajes centroamericanos*. Tesis para optar al grado de Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Naturales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- Pantoja A. (2014). *Principios y avances sobre polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible en países de Latinoamérica y el Caribe*. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile, Chile
- Palacio, E. (2004). Estructura de la comunidad de abejas sin aguijón en tres unidades de paisaje del pie de monte llanero colombiano (Meta, Colombia). Trabajo de grado para optar al grado de Bióloga, Departamento de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Palma G. J. Quezada, V. Reyes, V. Meléndez & H. Moo. (2008). Production of greenhouse tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) using *Nannotrigona perilampoides*, *Bombus impatiens* and mechanical vibration (Hym.: Apoidea). *Journal of Applied Entomology*, 132, 79-85
- Patricio G., B. Grisolia, I. Desuó, P. Montagnana, F. Brocanelli, E. Gomig & M. Campos. (2012). The Importance of Bees for Eggplant Cultivations (Hymenoptera: Apidae, Andrenidae, Halictidae) *Sociobiology*, 59 (3), 1037-1052
- Pardo P. & C. Burgos. (2012). Plantas medicinales y comestibles de la reserva natural de usos múltiples Monterrico – RNUMM, Taxisco, Santa Rosa. *Revista Científica*, 22(1), 54-61

- Park M, E. Blitzer, J. Gibbs, J. Losey & N. Danforth. (2018). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *The Royal Society*, 1-9
- Parkins K., A. York & J. Di Stefano. (2018). Edge effects in fire-prone landscapes: Ecological importance and implications for fauna, Review. *Ecology and Evolution*, 8, 5937-5948.
- Parras G. & V. Gonzales. (2000). Las abejas silvestres de Colombia: por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(1), 5-37
- Peña J., A. Monroy, F. Álvarez & M. Orozco. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91-98
- Perfecto I. & J. Vandermeer. (2010). The agroecological matrix as alternative to the landsparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(3), 5786-5791
- Pinheiro J.& B. Freitas. (2010). Efeitos letais dos pesticidas agrícolas sobre polinizadores e perspectivas de manejo para os agroecossistemas brasileiros. *Oecologia Australis*. 14(1), 266-281
- Pocón O. (2014). *Reconocimiento y determinación de especies arvenses en el cultivo de caña de azúcar (Saccharum spp.) en estrato altitudinal litoral, diagnóstico y servicios realizados en Corporación San Diego – Ingenio Trinidad s.a., Escuintla, Guatemala, C.A.* Informe final para optar el grado académico de licenciado. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Polidori C., A. Rubichi, V. Barbieri, L. Trombino & M. Donegana. (2010). Floral Resources and Nesting Requirements of the Ground-Nesting Social Bee, *Lasioglossum malachurum*

- (Hymenoptera: Halictidae), in a Mediterranean Semiagricultural Landscape. *Journal of Entomology*, 1-11
- Posey D. (1985). Indigenous management of tropical forest ecosystems: the case of the Kayapo indians of the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems* 3, 139-158.
- Potts S., J. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger & W. Kunin. (2015). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25 (6), 345-353
- Potts S., V. Fonseca, H. Ngo, M. Aizen, J. Biesmeijer, T. Breeze, L. Dicks, L. Garibaldi, R. Hill, J. Settele & A. Vanbergen. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 1-9
- Potts S., B. Vulliamy, S. Roberts, C. O'toole, A. Dafni, G. Ne'eman & P. Willmer. (2006). Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30, 78–85
- Pulido-Santacruz P. & L. Renjifo. (2011). Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agroforestry Systems*, 81 (1), 15–30
- Quezada J. & R. Ayala. (2010). Abejas nativas de México. La importancia de su conservación. *Ciencia y desarrollo*, 9-13
- Quiroz D., M. Arreguín & R. Fernández. (2009). *Determinación palinológica de los recursos florales utilizados por las abejas de la Tribu Centridini en las costas de Jalisco, México*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México, 86-101
- Raju A. & V. Ezradanam. (2002). "Pollination ecology and fruiting behaviour in a monoecious species, *Jatropha curcas* L.

- (Euphorbiaceae)". Department of Environmental Sciences, Andhra University, Visakhapatnam, India. *Current Science*, 83 (11) 1395-1398
- Ramírez L. (2012). *Abejas Nativas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) asociadas a la vegetación del estado de nuevo León, México*. Como requisito parcial para obtener el Grado de Doctora en Ciencias Con acentuación en Manejo y Administración de Recursos Vegetales. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Subdirección de Estudios De Posgrado. Nuevo León, México
- Ram A. (2000). Foraging Behaviour of Wild Bees at Hot Pepper Flowers (*Capsicum annuum*) and its Possible Influence on Cross Pollination. *Annals of Botany* 85, 487-492
- Redo D., H. Grau, T. Aide & M. Clark. (2012). Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central America. *Proceedings the National Academy of Sciences*, 109 (23), 8839-8844
- Richman S., R. Irwin, C. Nelson & J. Bronstein. (2017). Facilitated exploitation of pollination mutualisms: fitness consequences for plants. *Journal of Ecology*, 105, 188–196
- Ricketts T. (2004). Tropical Forest Fragments Enhance Pollinator Activity in Nearby Coffee Crops. *Conservation Biology*, 18 (5), 1262–1271
- Ricketts T., J. Regetz, I. Dewenter, S. Cunningham, C. Kremen, A. Bogdanski, B. Herren, S. Greenleaf, A. Klein, M. Mayfield, L. Morandin, A. Ochieng & B. Viana. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11, 499-515

- Rincón M., L. Vargas, L. Adriano, A. Vázquez, M. Figueroa & I. Ovando. (2016). Reproductive biology of the biofuel plant *Jatropha curcas* in its center of origin. *PeerJ*, 1-12
- Riutta T., E. Slade, M. Morecroft, D. Bebber & Y. Malhi. (2014). Living on the edge: quantifying the structure of a fragmented forest landscape in England. *Landscape Ecology*, 1-14
- Rodríguez M., K. Vega & V. De Gante. (2009). “Distribución del género *Jatropha* L. (euphorbiaceae) en el estado de Puebla, México”. *Polibotánica*, 28, 37-48
- Romero, M. & J. Quezada, (2013). Pollinators in biofuel agricultural systems: the diversity and performance of bees (Hymenoptera: Apoidea) on *Jatropha curcas* in Mexico”. *Apidologie, Springer Verlag*, 44 (4), 419-429
- Romero M. & Quezada J. (2011). “Abejas nativas y sustentabilidad energética: polinización del sikil-té o piñón mexicano (*Jatropha curcas*) por la abeja *Trigona nigra* (Hymenoptera: Meliponini)”. *Memorias del VII Seminario Mesoamericano sobre Abejas Nativas*. Cuetzalan, Puebla, México. 208-211
- Romero M. & A. Varela. 2011. “Efecto de borde sobre el proceso de descomposición de hojarasca en Bosque Nublado”. *Acta Biológica Colombiana*, 16 (2), 155-174.
- Roubik, D. (1989). *Ecology and Natural History of tropical Bees*. Cambridge, UK, Cambridge University
- Roubik, D. (2002). The value of bees to the coffee harvest. *Nature* 417, 708.
- Roubik D. & R. Villanueva. (2009). Invasive Africanized honey bee impact on native solitary bees: a pollen resource and trap nest analysis. *Biological Journal of the Linnean Society*, 98, 152–160.

- Roubik, D. (2018a). *The pollination of cultivated plants a compendium for practitioners*. Second edition. Volume 1, Roma, FAO. <http://www.fao.org/3/i9201en/I9201EN.pdf>
- Roubik, D. (2018b). *The pollination of cultivated plants a compendium for practitioners*. Second edition. Volume 2, Roma, FAO. <http://www.fao.org/3/i9184en/I9184EN.pdf>
- Rundlöf M., G. Andersson, R. Bommarco, I. Fries, V. Hederström, L. Herbertsson, O. Jonsson, B. Klatt, T. Pedersen, J. Yourstone & H. Smith. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 1-17
- Salinas J., C. Acosta, N. Vázquez Benítez & O. Villegas. (2012) “Importancia de la nutrición orgánica en el cultivo de piñón (*Jatropha curcas* L.). *Investigación Agropecuaria* 9(2), 125-138
- Samra S., Y. Samocha, D. Eisikowitch & Y. Vaknin. (2013). Can ants equal honeybees as effective pollinators of the energy crop *Jatropha curcas* L. under Mediterranean conditions? *GCB Bioenergy*, 6 (6), 756-767
- Sánchez D., C. Villanueva, M. Torres, D. Tobar & F. DeClerck. (2008). Cercas vivas y su valor para la producción y conservación. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE Turrialba, Costa Rica.
- Sandino D., E. Hernández, S. Samayoa, C. Bueso & O. Ponce. (2012). Guía técnica-ambiental para el cultivo de la *Jatropha curcas* (piñón). Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA). Tegucigalpa, Honduras.
- Santiago A., E. Jardel, R. Cuevas & F. Huerta. (2010). Vegetación de bordes en un Bosque Mesófilo de Montaña del Occidente de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 85, 31-49

- Santos T. & Tellería J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies”. *Ecosistemas*, 2, 3-12.
- Sampaio I., R. Borges, E. Barroso, I. Salmito & J. Voltolini. (2012). Edge Effects on the Vegetation Structure in a Fragment of Semi-Deciduous Forest, Northeastern Brazil. *Revista Biociências, Taubaté*, 18 (2), 53-60
- Saunders D., R. Hobbs & C. Margules. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5 (1), 18-32
- Schelhas J. & A. Sánchez. (2006). Post-Frontier Forest Change Adjacent to Braulio Carrillo National Park, Costa Rica. *Human Ecology*, 34 (3), 407-431
- Schmid-Hempel R., M. Eckhardt, D. Goulson, D. Heinzmann, C. Lange, S. Plischuk, L. Escudero, R. Salathe, J. Scriven & P. Schmid-Hempel. (2014). The invasion of southern South America by imported bumblebees and associated parasites. *Journal of Animal Ecology*, 83, 823–837
- Shanika U., R. Jayasinghe, T. Saumya, E. Silva, W. Inoka & P. Karunaratne. (2017). Buzzing Wild Bee Visits Enhance Seed Set in Eggplant, *Solanum melongena*. *Hindawi, Psyche*, 1-7
- Smith A. & V. González. (2007). Diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) en estados sucesionales del Bosque Húmedo Tropical. *Acta Biológica Colombiana*, 12 (1), 43 - 56
- Siles P., J. Martínez, F. Andino & L. Molina. (2013). Diversidad arbórea en cercas vivas y dos fragmentos de bosque en la comunidad de Santa Adelaida, Estelí. *Encuentro*, 96, 60-76,

- Silva-Neto C, L. Bergamini, M. Elias, G. Moreira, J. Morais, B. Bergamini & E. Franceschinelli. (2017). High species richness of native pollinators in Brazilian tomato crops. *Brazilian Journal of Biology*, 77 (3), 506-513.
- Siqueira L., M. Matos, D. Matos, R. Cássia, Q. Portela, M, Braz & L. Silva. (2004). Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small Atlantic rain forest fragments, South-Eastern Brazil. *Ecotropica* 10: 59–64.
- Slaa E., L. Sánchez, K. Malagodi & F. Hofstede. (2006). Stingless bees in applied pollination: practice and perspectives. *Apidologie* 37, 293-315
- Solís E. (2014). *Contribución de una red de conectividad ecológica para el servicio ecosistémico de polinización en cultivos agrícolas, caso de estudios: el café en el corredor biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica*. Tesis para optar el grado de Magister en ciencia en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- Souza A., M. Hernández & C. Martins. (2005). Riqueza, abundância e diversidade de Euglossina (Hymenoptera, Apidae) em três áreas de Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoología*, 22(2), 320-325
- Steffan I., U. Münzenberg, C. Bürger, C. Thies & T. Tschardtke. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5), 1421-1432.
- Stout J. & C. Morales. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40, 388-409

- Thapa S. (2007). The relationship between farm size and productivity: empirical evidence from the Nepalese mid-hills. *Munich Personal RePEc Archive*, 1-16
- Tobar D. & M. Ibrahim. (2010). ¿Las cercas vivas ayudan a la conservación de la diversidad de mariposas en paisajes agropecuarios? *Revista de Biología Tropical*. 58 (1), 447-463.
- Tobar D. & M. Ibrahim. (2008). *Valor de los sistemas silvopastoriles para conservar la biodiversidad en fincas y paisajes ganaderos en América Central*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) Turrialba, Costa Rica.
- Tobar D., M. Ibrahim & F. Casasola. (2006). Diversidad de mariposas en un paisaje agropecuario del Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*, 45, 58-65
- Torné A., A. Rodrigo, S. Osorio & J. Bosch. (2015). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology* 17, 199-209
- Torres R., M. Figueroa, E. Gallegos, L. Arévalo, M. Rincón & J. Grajales. (2016). Detection of begomovirus in the stingless bee *Trigona fuscipennis* visiting *Jatropha curcas* in the South of Mexico. *Journal of Apicultural Research*, 1-2
- Trejo E., R. McNeil, L. Gonzalo & P. Lau. (2008) Desplazamientos diarios, área de vivienda y utilización del hábitat por perdices encrestadas (*Colinus cristatus*) marcadas con radios, en una sábana de Venezuela. *Interciencia*, 33 (3), 207-212
- Tscharntke T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan & C. Thies. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857–874

- Turner I. & R. Corlett. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Elsevier Science*, 11 (8), 330-333
- Vandermeer J. & R. Carvajal. (2001). Metapopulation Dynamics and the Quality of the Matrix. *The American Naturalist*, 158 (3), 211-220
- Villanueva C., M. Ibrahim & F. Casasola. (2008). *Valor económico y ecológico de las cercas vivas en fincas y paisajes ganaderos*. Serie técnica, Informe técnico, 372. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica.
- Vinícius R., D. Freitas, R. Barreto, V. Modesto & M. Valle. (2017). Importance of bees in pollination of *Solanum lycopersicum* L. (Solanaceae) in open-field of the Southeast of Minas Gerais State, Brazil. *Hoehnea* 44(3): 349-360
- Ubeda J. (2013). Financiamiento de unidades pecuarias (ganado bovino de doble propósito) y proyecto: producción de tilapia. Trabajo presentado para optar al grado Licenciado en Contador Público y Auditor, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, Guatemala.
- Wang X. & G. Ding. (2012). Reproductive biology characteristic of *Jatropha curcas* (Euphorbiaceae). *Revista de Biología Tropical*, 60 (4), 1525-1533
- Wanigasekara R. & W. Karunaratne. (2012). Efficiency of Buzzing Bees in Fruit Set and Seed Set of *Solanum violaceum* in Sri Lanka. *Hindawi Publishing Corporation Psyche*, 1-8
- Wassenaar T., P. Gerber, P. Verburg, M. Rosales, M. Ibrahim & H. Steinfeld. (2007). Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17, 86–104.

- Whitehorn P., S. O'Connor, F. Wackers & D. Goulson. (2012). Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science*, 336, 351-352
- Wiesenhütter J. (2003). *Use of the Physic Nut (Jatropha curcas L.) to Combat Desertification and Reduce Poverty*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Convention Project to Combat Desertification (CCD Project), Bonn, Germany.
- Wilson J. & O. Messinger. (2016). *The bees in your backyard: a guide to North America's bees*. Published by Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA
- Wille A. (1976). Las abejas jicotes del género *Melipona* (Apidae : Meliponini) de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 24(1), 123-147
- Winfrey R., N. Williams, J. Dushoff & C. Kremen. (2007). Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10, 1105–1113
- Wright S., (2005). The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38(3), 287–301
- Yurita C. & M. Vásquez. (2013). *Stingless Bees of Guatemala*, Pot-Honey, Patricia Vit, Silvia R.M. Pedro, David W. Roubik Editors, Springer New York Heidelberg Dordrecht London
- Zahawi R. (2005). Establishment and Growth of Living Fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics. *Restoration Ecology*, 13 (1), 92-102
- Zapata A., E. Murgueitio, C. Mejía, A. Zuluaga & M. Ibrahim. (2006). Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca

media del río La Vieja, Colombia. *Agroforesteria de las Américas*,
45, 86-92

