



CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y
ENSEÑANZA

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

ESCUELA DE POSGRADO

Comunidades de abejas en bosques secundarios y plantaciones de aguacate (*Persea americana* Mill. var. Hass) en la región Trifinio, El Salvador

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y la Escuela de Posgrado como
requisito para optar al grado de

MAGISTER SCIENTIAE

en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Julio Eduardo Aguilera Ortega

Turrialba, Costa Rica

Diciembre de 2024

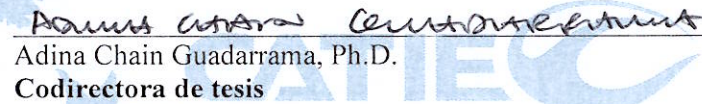
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

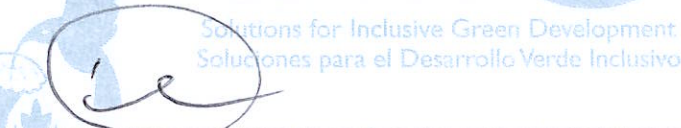
FIRMANTES:



Alejandra Martínez-Salinas, Ph.D.
Codirectora de tesis



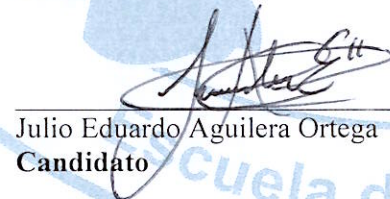
Adina Chain Guadarrama, Ph.D.
Codirectora de tesis



Diego Delgado Rodríguez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Mariela Leandro Muñoz, Ph.D.
Decana, Escuela de Posgrado



Julio Eduardo Aguilera Ortega
Candidato

DEDICATORIA

A mi familia y amigos.

A Jenny, que siempre me ha sabido esperar.

AGRADECIMIENTOS

Quiero extender mis más sinceros agradecimientos a mis seres queridos y mi familia, en especial, a mi madre y mi abuela, quienes nunca han dudado de mí y siempre me han dado palabras de aliento para lograr lo que me propongo. Además, a Jenny Amaya, por recorrer conmigo, una vez más, todo el largo y escabroso camino de una tesis. A mis amigos de toda la vida, que siempre están apoyándome y dándome ánimos en la distancia: Daniel, Enrique Posada y Maldonado, Heriberto, Rafael, Sergio y Walter. A todos mis colegas y amigos de mi promoción (2023-2024) y fuera de esta, que compartimos tantísimas experiencias, muchas buenas —y otras no tanto— a lo largo de casi dos años; un placer inmenso haber formado parte de esta comunidad. En especial, gracias a mis queridos amigos que el CATIE me brindó: Mireya, María José, Francis, Yokasta, Cristina, Guillermo, Danny, Guido, Marcos y René.

La familia Guevara Abrego, a doña Orbelina y don Antonio, por acogerme en su casa y tratarme como uno más de su familia. En especial, a Reinaldo Guevara, sin su valioso apoyo logístico y en campo este proyecto no hubiera sido posible. A todos los amigos que conocí recorriendo las calles del cantón Los Planes. A todos los productores/as que nos permitieron realizar este estudio en su propiedad: Eduardo Salguero, Israel Solís, Santiago Chacón, German y Abner Huevo, Marta Villeda, Francisco Cartagena, Juan Juárez, Antonio Villeda, Jaime y Juan Regalado, Héctor y Juan Landaverde. Además, a don Saúl Guillén por los numerosos enlaces y contactos de productores de aguacate de la zona.

A Heriberto Torres y Aaron Villacorta, por su valioso apoyo en el establecimiento de las parcelas y la identificación taxonómica de los árboles. A Ana Gonzáles (Censalud), por brindarme el espacio en el LEV para realizar el montaje y curación de las abejas. A Leandro Martínez y René Jarquín, por su significativa colaboración en la elaboración y revisión del instrumento para las entrevistas sobre manejo agronómico. A Natalia Escobedo (Cecon-USAC), por su notable apoyo en la tramitación del ingreso de los especímenes a Guatemala. Asimismo, gracias por el tremendo aporte brindado a este proyecto por parte de Quebin Casiá-Ajché (Cecon-USAC), quien realizó, *ad honorem*, toda la determinación taxonómica de las abejas. A María Fernanda, por sus consejos y mentoría sobre la investigación con abejas.

A mis asesoras/es: Alejandra Martínez-Salinas, Adina Chain Guadarrama y Diego Delgado; sin su inestimable y excelente guía y acompañamiento este trabajo no hubiera sido posible. A Sergio Vílchez (unidad de bioestadística), por su importante dirección y apoyo en el diseño metodológico y en los análisis estadísticos aplicados.

A las instituciones del Gobierno de El Salvador. MARN, por brindarme los permisos pertinentes para realizar esta investigación. Centa, por el apoyo logístico en campo para la ubicación de las plantaciones de aguacate a muestrear.

Finalmente, gracias al invaluable patrocinio realizado por los organismos que financiaron mis estudios de posgrado y este proyecto de investigación; al Servicio de Intercambio Académico Alemán (DAAD) y al CATIE; al proyecto Paisajes Resilientes y Biodiversos del Norte de Mesoamérica, en el subpaisaje Trifinio, el cual es implementado por la Wildlife Conservation Society y el CATIE, en coordinación con la Comisión Trinacional del Plan Trifinio (CTPT), y es financiado por el gobierno británico con Fondos de Desarrollo Internacional del Reino Unido.

Este material ha sido apoyado financieramente por el Departamento de Desarrollo Internacional del Reino Unido. Las opiniones expresadas no reflejan necesariamente las políticas oficiales del Gobierno británico.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	1
METODOLOGÍA	2
Descripción del área de estudio	2
Selección de sitios y diseño de muestreo.....	3
Muestreo de abejas.....	5
Manejo de los especímenes capturados e identificación.....	6
Medición de variables ambientales.....	6
Rasgos funcionales	7
Caracterización del bosque	7
Caracterización del manejo agronómico de las plantaciones	8
Análisis de datos	8
Riqueza y diversidad de la comunidad de abejas	8
Composición de la comunidad de abejas.....	9
Efectos de la vegetación del bosque secundario sobre las comunidades de abejas	10
Efectos del manejo agronómico sobre las comunidades de abejas.....	10
Rasgos funcionales	11
RESULTADOS	11
Comunidades de abejas.....	11
Efectos del uso de suelo sobre la abundancia, riqueza y diversidad de abejas	12
Composición de las comunidades de abejas entre usos de suelo.....	14
Caracterización de la vegetación del bosque secundario.....	15
Efecto de las características del bosque sobre las comunidades de abejas	17
Caracterización del manejo agronómico de las plantaciones	18
Efecto del tipo e intensidad de manejo agronómico sobre las comunidades de abejas	19
Rasgos funcionales de las abejas	20
Percepción de los productores sobre las abejas	21
DISCUSIÓN	22
Riqueza, diversidad y abundancia de abejas por uso de suelo.....	22
Composición de especies de abejas en el paisaje	23
Efectos de la vegetación del bosque secundario sobre las comunidades de abejas	24
Efectos del manejo agronómico de las plantaciones sobre las comunidades de abejas.....	25
Limitantes y consideraciones finales	25
CONCLUSIONES	26
REFERENCIAS.....	27

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa general del paisaje de estudio, abarca una parte de los municipios de San Fernando, La Palma y San Ignacio. Las iconos rojos y azules representan las parcelas de muestreo. Los bosques asociados a las plantaciones se identifican agregando una 'B' al inicio del código de la plantación correspondiente, por ejemplo, la plantación DSA y su bosque BDSA. 4
- Figura 2. Diseño de la parcela de muestreo de abejas por sitio. Las trampas *blue vane* fueron distribuidas al inicio, al medio y al final de la misma. La línea en zigzag representa el recorrido realizado durante el muestreo activo. El porcentaje de dosel fue medido en los mismos puntos donde se establecieron las trampas. El viento, la temperatura, la humedad relativa y las flores (en suelo y árboles/arbustos) fueron medidas al inicio, medio y final de la parcela, orientadas en la posición de las BVT. 5
- Figura 3. Curva de rango-abundancia de las abejas por uso de suelo (finca = plantación). Etiquetas muestran las seis especies más abundantes. APIMEL: *Apis mellifera*; TRIFUL: *Trigona fulviventris*; BOMEPPH: *Bombus ephippiatus*; LASCOS: *Lasioglossum* (cf.) *costale*; LAS.EVY: *Lasioglossum* (*Evylaeus*) sp.; PARBIL: *Partamona bilineata*. 12
- Figura 4. Curva de acumulación de especies basada en individuos (interpolación/extrapolación) por uso de suelo (finca –plantación– y bosque) para los números efectivos de especies de orden 0, 1 y 2. Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95 %. Áreas traslapadas indican que no existen diferencias significativas..... 13
- Figura 5. Escalamiento Multidimensional No Métrico (*Stress* = 0.15), para los usos de suelo bosque y plantación (finca). Asteriscos en gris (*) representan a las especies de abejas. Las especies con etiquetas muestran las abejas más importantes (≥ 0.15). LASNYC: *Lasioglossum* (cf.) *nyctere*; ORASPP: *Augochlora* sp; EUGVIR: *Euglossa viridissima*; PSESPP: *Pseudaugochlora* sp; TRINIG: *Trigona nigerrima*; THYSP2: *Thygater* sp2; TRIFUL: *Trigona fulviventris*; APIMEL: *Apis mellifera*; LASCOS: *Lasioglossum* (cf.) *costale*; LAS(LAS): *Lasioglossum* (*Lasioglossum*) sp; PEPAPI: *Peponapis apiculata*. Vectores representan variables ambientales significativas, T.P: temperatura promedio; FLS.P: flores en el suelo promedio..... 15
- Figura 6. Diagrama de Pareto del índice de valor de importancia (IVI) por especie. El eje vertical derecho, representa la frecuencia porcentual acumulada. La curva (línea) de Pareto representa el porcentaje acumulado en relación al eje vertical derecho, muestra como las categorías se suman en forma porcentual 16
- Figura 7. Análisis de Componentes Principales sobre las variables de bosque: Alt.P (m), altura promedio en metros. AB (m²/0.05 ha), área basal total en m² en 0.05 hectáreas. D-P, coberturas dosel promedio. S, riqueza de especies. count (0.05 ha⁻¹), abundancia total de individuos en 0.05 ha 17
- Figura 8. Gráfico de interacción entre tipo de manejo e intensidad de manejo entre las plantaciones y la variable respuesta abundancia. Barras representan el error estándar. Grupos con letra igual no son significativamente diferentes ($P > 0.05$)..... 20

Figura 9. Análisis de Correspondencia para la asociación de rasgos funcionales de las abejas con los usos de suelo (finca = plantación)	21
---	----

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para comparar distintas variables respuestas por usos de suelo (n = 24).....	13
Cuadro 2. Número de individuos por clase diamétrica (DAP en cm) y el porcentaje que representan en función del total de individuos	16
Cuadro 3. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para evaluar el efecto de las características del bosque sobre las comunidades de abejas (n = 12).....	18
Cuadro 4. Medidas resumen sobre algunas características de las 12 plantaciones de aguacate. D.E., desviación estándar.....	18
Cuadro 5. Tipo de manejo agronómico (origen orgánico, inorgánico o mixto del abono, fertilizante y plaguicida utilizado) e intensidad de manejo agrícola calculado de los puntajes obtenidos a partir de 18 variables de manejo (Anexo 3).....	19
Cuadro 6. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para evaluar el efecto del tipo e intensidad de manejo agronómico sobre las comunidades de abejas (n = 12).....	20

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Características de las plantaciones de aguacate.	35
Anexo 2. Puntaje asignado a las categorías de manejo agronómico de las plantaciones.	35
Anexo 3. Resultados de la matriz de puntajes para determinar intensidad de manejo agrícola en las plantaciones de aguacate.	37
Anexo 4. Listado completo de las abejas con sus abundancias por uso de suelo.	39
Anexo 5. Índices de diversidad y estimador de cobertura de la muestra por parcela de muestreo.	40
Anexo 6. Listado completo de las especies arbóreas muestreadas en los bosques.....	41
Anexo 7. Variables ecológicas de las parcelas de bosque.	42
Anexo 8. Preguntas cerradas sobre el grupo de las abejas, realizadas a los productores de aguacate. N/A, no aplica.	43

Comunidades de abejas en bosques secundarios y plantaciones de aguacate (*Persea americana* Mill. var. Hass) en la región Trifinio, El Salvador

Julio Eduardo Aguilera-Ortega¹, Adina Chain-Guadarrama², Diego Delgado², Alejandra Martínez-Salinas²

¹Estudiante de maestría en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad (CATIE), Julio.Aguilera@catie.ac.cr.

²Unidad de Bosques y Biodiversidad en Paisajes Productivos, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.

RESUMEN

Se evalúa el papel de los bosques secundarios en la conservación de abejas y en la producción de aguacate en la región Trifinio, Chalatenango, El Salvador. Este estudio evalúa la composición y diversidad de las comunidades de abejas en sitios de bosque secundario y plantaciones de aguacate, así como el efecto del tipo de manejo agronómico de las plantaciones y la estructura y diversidad de la vegetación de los bosques.

Se emplearon métodos de muestreo pasivos y activos, los cuales incluyen redes entomológicas y trampas de paletas azules. Además, se evaluaron parámetros ambientales como temperatura, humedad y cobertura de dosel, para relacionarlos con la diversidad y abundancia de las abejas.

Los resultados muestran que las plantaciones de aguacate presentaron mayor riqueza de especies en comparación con los bosques secundarios, mientras que la diversidad fue igual para ambos usos de suelo. La abundancia de abejas fue mayor en los bosques al controlar por variables ambientales. La estructura del bosque influye en la diversidad, con una menor diversidad de abejas en bosques con mayor altura, área basal y cobertura de dosel.

En cuanto a la composición de especies, aunque las plantaciones y los bosques comparten muchas especies de abejas, las plantaciones albergan una cantidad significativa de especies únicas. No se encontraron diferencias sustanciales en la composición de especies entre los usos de suelo. Las abejas sociales, como *Apis mellifera* y *Trigona fulviventris*, dominan en ambos tipos de hábitats, reflejando su adaptabilidad a diversos entornos.

La gestión agrícola también impacta en la abundancia de abejas. Las plantaciones con manejo inorgánico e intensidad media muestran las mayores abundancias, mientras que no se detectan efectos significativos en términos de diversidad. Esto está relacionado con el entorno circundante y la complementariedad del hábitat. Los productores reconocen la importancia de las abejas para la polinización, aunque pocos implementan prácticas que promuevan su conservación.

Este estudio contribuye a entender el papel crítico de los bosques secundarios en la conservación de polinizadores y en el mantenimiento de servicios ecosistémicos clave para la agricultura, especialmente en el contexto de una creciente presión sobre los ecosistemas forestales. Los hallazgos resaltan la relevancia de integrar prácticas de manejo que favorezcan a los polinizadores en los sistemas agrícolas y la conservación de fragmentos de BS, para mejorar la sostenibilidad de cultivos comerciales en la región Trifinio.

Palabras clave: polinizadores, diversidad de abejas, manejo agronómico, ecosistema neotropical, hábitat natural, conservación

ABSTRACT

The role of secondary forests in bee conservation and avocado production was evaluated in the Trifinio Region, Chalatenango, El Salvador. This study assesses the composition and diversity of bee communities in secondary forests and avocado plantations, as well as the effect of forest vegetation structure and diversity and agronomic management of avocado plantations. Passive and active sampling methods were employed, including entomological nets and blue vane traps. Environmental parameters such as temperature, humidity, and canopy cover, were also assessed to establish their relationship with bee diversity and abundance. The results show that avocado plantations exhibited higher species richness compared to secondary forests, while diversity was similar across both land uses. Bee abundance was greater in forests when controlling for environmental variables. Forest structure influences diversity, with lower bee diversity in forests with greater height, basal area and canopy cover. Regarding species composition, although plantations and forests shared many bee species, plantations hosted a significant number of unique species. No significant differences in species composition were found between land uses. Social bees, such as *Apis mellifera* and *Trigona fulviventris*, dominated both habitats, reflecting their adaptability to diverse environments. Agricultural management also impacted bee abundance, with plantations under medium-intensity inorganic management exhibiting the highest abundances, although no significant effects were detected in terms of diversity. These patterns are linked to the surrounding environment and habitat complementarity. Farmers recognize the importance of bees for pollination, although few implement practices that promote their conservation. This study contributes to understanding the critical role of secondary forests in pollinator conservation and the maintenance of key ecosystem services for agriculture, especially in the context of increasing pressure on forest ecosystems. The findings highlight the importance of integrating pollinator-friendly management practices into agricultural systems and conserving SF fragments to enhance the sustainability of commercial crops in the Trifinio Region.

Keywords: pollinators, bee diversity, agronomic management, neotropical ecosystem, natural habitat, conservation

INTRODUCCIÓN

Los bosques secundarios son aquellos que se han regenerado luego de que el bosque original fue destruido y su cobertura removida, ya sea por un evento natural o por actividades humanas (Corlett, 1995). Estos presentan una estructura y composición de especies diferentes a los bosques primarios, y surgen a través de un proceso de sucesión secundaria, que puede ser asistida o no por el ser humano (Chazdon, 2008).

En Centroamérica, los bosques secundarios producto de la regeneración natural, son los ecosistemas forestales predominantes (FAO, 2021). Se estima que aproximadamente 5.5 millones de ha corresponden a bosques secundarios, lo que constituye al 29 % del área forestal de esta región (Henaó *et al.*, 2015). Este territorio ha estado experimentando un proceso de reforestación con ganancia neta de cobertura vegetal leñosa, principalmente en Honduras, Costa Rica y El Salvador (Aide *et al.*, 2012). No obstante, El Salvador es uno de los territorios más deforestados, debido principalmente a la agricultura de subsistencia, la agricultura a gran escala, y al avance de la frontera urbana (Browning, 1975; Dull, 2008; Crespin y Simonetti, 2016). Esto ha provocado que el 38 % del área con cobertura arbórea en el país el 22 % corresponda a bosques secundarios, el 8 % a bosques maduros (incluidos bosques salados o manglares) y el 8 % restante a cafetales bajo sombra (MARN, 2018).

Debido a su rápida capacidad de recuperación, junto con su gran cobertura y diversidad de especies vegetales, los bosques secundarios son relevantes para la conservación de la biodiversidad (Chazdon *et al.* 2009, Taki *et al.* 2013, Rozendaal *et al.* 2019, Poorter *et al.* 2021, 2021), por lo que la conservación, manejo y uso sostenible de estos ecosistemas, desde sus primeros estadios de sucesión, son fundamentales para la generación de servicios ecosistémicos que benefician a las poblaciones humanas. Esto comprende servicios de regulación, como la polinización, al proveer hábitat y recursos alimenticios para abejas y otros organismos polinizadores (Ricketts *et al.* 2008, Taki *et al.* 2013, Poorter *et al.* 2021).

La polinización es un proceso vital para la reproducción de las plantas y la producción de alimentos y las abejas conforman los principales agentes polinizadores en el mundo (Nates-Parra, 2005; Basualdo y Cavigliasso, 2023; Bueno *et al.*, 2023). Existen alrededor de 20 000 especies de abejas que dependen de las flores para obtener alimento y refugio desde su etapa larval hasta la adulta (Winfree *et al.*, 2011). En las regiones tropicales, el 94 % de las plantas con flores requieren de la polinización animal y, aproximadamente, el 87.5 % de todas las plantas se benefician de este servicio ecosistémico (Ollerton *et al.*, 2011).

En la región neotropical, las especies de abejas nativas ofrecen oportunidades para la optimización de cultivos comerciales. Abejas como las meliponas, también conocidas como abejas sin aguijón, además de producir miel, cera, polen o resinas (Nates-Parra, 2005), han evolucionado junto con especies de plantas de importancia económica, como chiles, tomates, cucurbitáceas y especies de frutales nativos (Quezada-Euán, 2009). Asimismo, especies como el café, coco, guayaba y sandías también son altamente dependientes de la polinización por abejas meliponas (Real-Luna *et al.*, 2022). Se reconoce, además, que las abejas meliponas son las que mayor efectividad tienen para la polinización del cultivos de aguacate, debido a su alta tasa de visitación floral sobre esta especie (Dymond *et al.*, 2021).

En relación con el servicio ecosistémico de polinización, y específicamente sobre las abejas, se sabe que los bosques secundarios pueden llegar a albergar una riqueza de especies de abejas comparable con los bosques primarios (Taki *et al.*, 2013), y se ha encontrado que la abundancia de estos organismos es mayor en bosques secundarios maduros en comparación con bosques secundarios jóvenes (Taki *et al.*, 2013). Asimismo, se ha observado que tanto la riqueza como

la abundancia de abejas pueden cambiar en función del grado de modificación del paisaje. Por ejemplo, se ha encontrado que, en paisajes con uso antropogénico extremo (es decir, aquellos hábitats con ≤ 5 % de cobertura natural en el paisaje circundante, que están ubicados ≥ 1 km del hábitat natural más cercano y tiene un tamaño de fragmento de ≤ 1 ha), la presencia de abejas se reduce, mientras que en paisajes con uso moderado (todos fuera de las condiciones anteriores), la respuesta de los polinizadores es variada (Winfree *et al.*, 2011).

La respuesta de los polinizadores ante las perturbaciones está vinculada a la pérdida de hábitat y recursos florales (Ricketts *et al.*, 2008; Winfree *et al.*, 2011; Taki *et al.*, 2013). Por ello, la preservación de parches de bosques secundario circundante a áreas productivas, sobre todo de aquellos cultivos que dependen de la polinización por insectos, es determinante, ya que estos ecosistemas proveen una amplia gama de recursos que son aprovechados durante todo el ciclo de vida de las abejas (Nates-Parra, 2005; Ricketts *et al.*, 2008; Winfree *et al.*, 2011).

El rol de los bosques secundarios y la influencia de la estructura del paisaje sobre el servicio ecosistémico de polinización por abejas son temáticas poco estudiadas (Baena-Díaz *et al.*, 2023). Su estudio es de particular relevancia en Centroamérica, en donde existe una gran riqueza y diversidad de especies nativas (Enríquez y Ayala, 2014; Ruano-Iraheta *et al.*, 2015; Yurrita *et al.*, 2017; Real-Luna *et al.*, 2022), pero hay una importante carencia de información acerca del papel de los bosques secundarios en la conservación de la biodiversidad (Chazdon *et al.*, 2009) y la influencia de estos ecosistemas en el sostén de comunidades de abejas nativas, como posibles sitios de anidamiento y forrajeo.

En este sentido, la presente investigación, desarrollada en la zona alta de Chalatenango, El Salvador, en la región Trifinio, busca evaluar y comparar la estructura, composición y diversidad de las comunidades de abejas en plantaciones de aguacate (*Persea americana* Mill. var. Hass) y bosques secundarios cercanos a estas, así como explorar qué características de la vegetación de los bosques secundarios y del manejo agrícola de las plantaciones de aguacate están asociadas con cambios en la diversidad y composición de las comunidades de abejas.

Con este estudio, se busca aportar al conocimiento sobre las comunidades de abejas que habitan estos ecosistemas forestales, así como resaltar el papel de los bosques secundarios para el mantenimiento de especies esenciales en la producción de alimentos. Los hallazgos podrían resultar valiosos para la formulación de estrategias de conservación de los bosques secundarios y de las comunidades de abejas que los habitan, al destacar su contribución a la productividad de cultivos de importancia económica en la región, incluido el aguacate, así como el café, tomate, chile, melocotón, sandía y melón (BCIE, 2022). Estos son dependientes de la polinización por abejas (Real-Luna *et al.*, 2022; Basualdo y Cavigliasso, 2023), las cuales procuran su calidad, sostenibilidad económica y permanencia en el tiempo, como elementos que contribuyen a la seguridad alimentaria en este territorio.

METODOLOGÍA

Descripción del área de estudio

La región Trifinio es un territorio transfronterizo trinacional donde convergen las fronteras de Guatemala, Honduras y El Salvador (Celata *et al.*, 2013). Abarca un área de 7,541 km², donde el 15 % pertenece a ocho municipios de El Salvador (Celata *et al.* 2013). El presente estudio se desarrolló en los municipios de San Fernando, La Palma y San Ignacio, del departamento de Chalatenango, El Salvador (Figura 1).

Estos municipios tienen un rango de elevación de los 800 a 2700 m s. n. m. (SNET, 2005; Martínez, 2006) y la media del área de estudio es de 1,967 m s. n. m. El rango de temperatura va de los 10° C a los 25° C (SNET, 2005; Martínez, 2006; Giz, 2011), y de precipitación de los 1,400 mm a 2,400 mm, siendo Los Planes la zona más húmeda de la región Trifinio (SNET, 2005 y 2015; Giz, 2011; Climate Engine, 2023). Con base en la clasificación de Holdridge el área de estudio posee varias zonas de vida e incluye el bosque húmedo subtropical (bh-S), bosque húmedo tropical con transición a subtropical (bh-T), bosque muy húmedo montano subtropical (bmh-MS), bosque muy húmedo montano bajo subtropical (bmh-MBS) y bosque muy húmedo subtropical, transición a húmedo (bmh-S), entre otras (Martínez 2006).

Selección de sitios y diseño de muestreo

Para la selección de los sitios de muestreo y con la asistencia de técnicos extensionistas del Centa (Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal, Enrique Álvarez Córdova), se realizaron primero varios recorridos en el territorio para el reconocimiento de distintas plantaciones de aguacate.

En total, se seleccionaron 12 plantaciones de aguacate (Figura 1, Anexo 1) que cumplieron con los siguientes criterios: (1) que tuvieran áreas plantadas superiores a 0.7 ha (1 mz) extensión mínima requerida para considerarla plantación y no huerto casero; (2) que hubiera presencia de bosque en el paisaje circundante en un radio de 300 m; (3) que los paisajes circundantes con radio de 300 m presentaran un traslape menor al 25 %; y (4) que las plantaciones fuesen productivas. Los criterios 2 y 3 se estimaron utilizando un *buffer* circular de 300 metros de distancia desde el centro de las plantaciones, empleando el programa de información geográfica QGIS, versión 3.30.0.

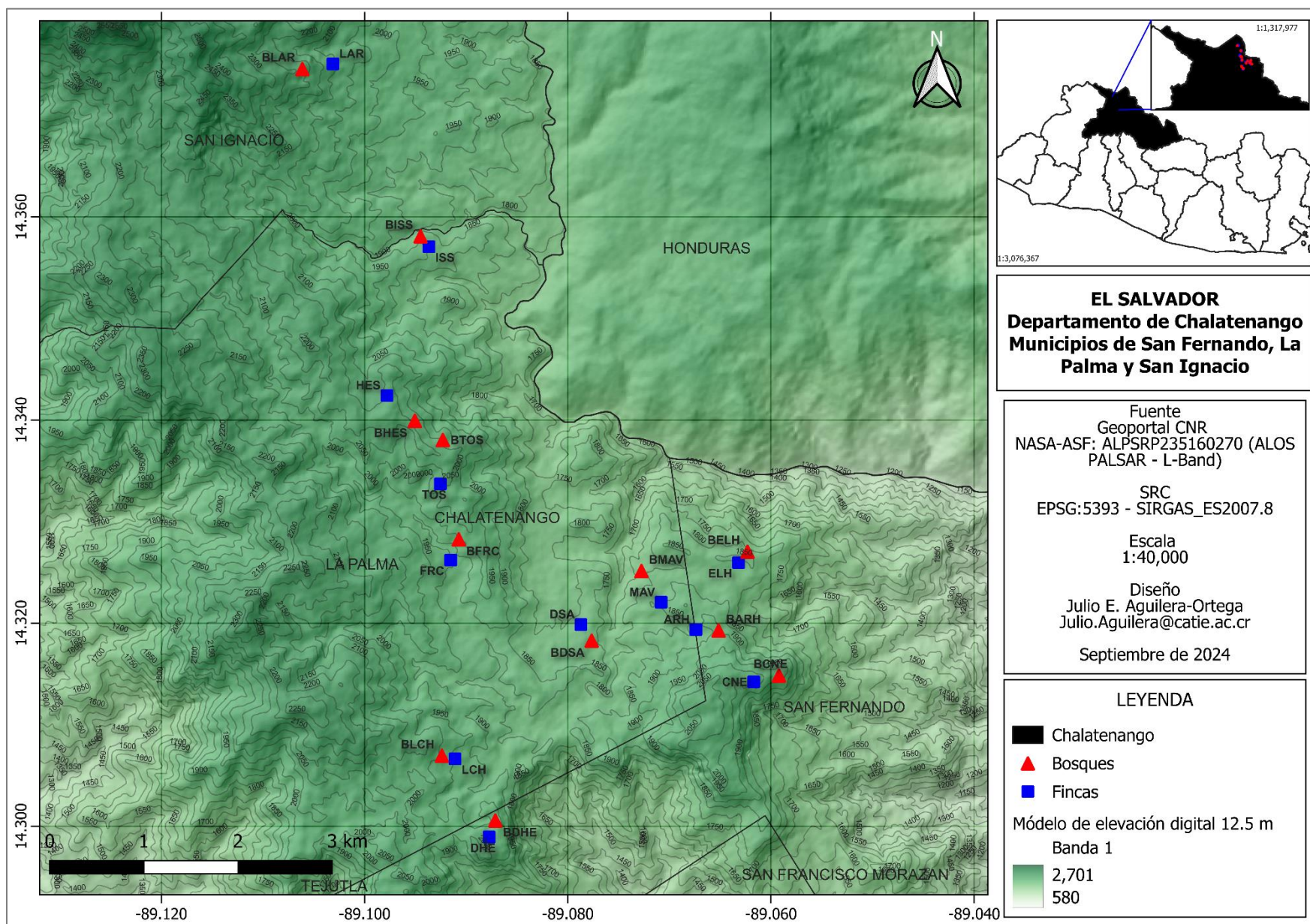


Figura 1. Mapa general del paisaje de estudio, abarca una parte de los municipios de San Fernando, La Palma y San Ignacio. Las iconos rojos y azules representan las parcelas de muestreo. Los bosques asociados a las plantaciones se identifican agregando una 'B' al inicio del código de la plantación correspondiente, por ejemplo, la plantación DSA y su bosque BDSA.

A continuación, se seleccionaron 12 zonas del bosque secundario cercanas a cada una de las plantaciones (Figura 1), de manera que estuvieran ubicadas dentro del *buffer* de 300 m alrededor de la plantación. Cada plantación apareada con una zona de bosque, en esta investigación, se considera un *sitio*.

Muestreo de abejas

Para el muestreo de abejas, en cada uno de los sitios, se estableció una parcela de 50 m x 10 m en el bosque y otra del mismo tamaño en la plantación de aguacate (Figura 2) (González-Chaves *et al.*, 2020). Estas fueron orientadas de este a oeste, con el finde maximizar la exposición a la luz solar de las trampas.

Las parcelas dentro de los bosques secundarios se establecieron a una distancia ≥ 50 m del borde del parche de bosque. Los muestreos se realizaron de forma simultánea en el bosque y la plantación de aguacate en cada sitio. Cada sitio fue visitado en tres ocasiones diferentes, para un total de 36 visitas durante el periodo del estudio. La colecta de datos se realizó entre abril y agosto del 2024 y abarcó parte de la época seca (abril), el periodo de transición entre la época seca y lluviosa (mayo-junio) y una parte de la época lluviosa (julio-agosto).

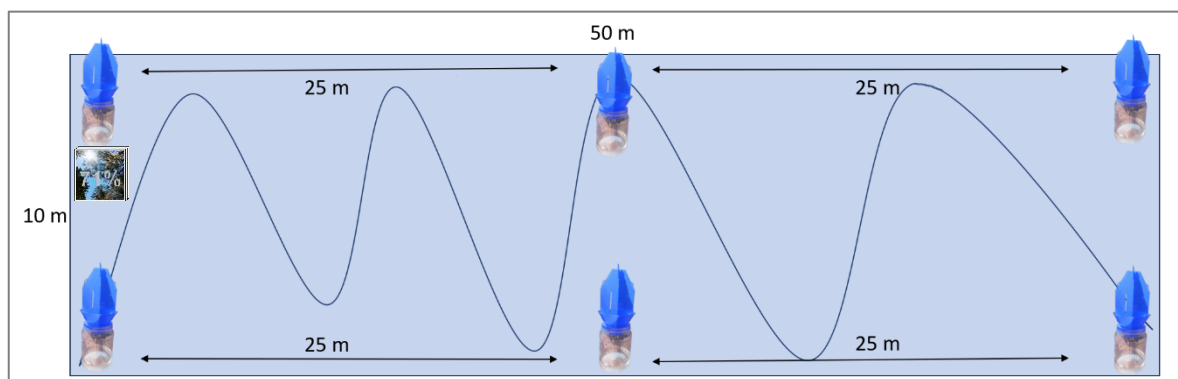


Figura 2. Diseño de la parcela de muestreo de abejas por sitio. Las trampas *blue vane* fueron distribuidas al inicio, al medio y al final de la misma. La línea en zigzag representa el recorrido realizado durante el muestreo activo. El porcentaje de dosel fue medido en los mismos puntos donde se establecieron las trampas. El viento, la temperatura, la humedad relativa y las flores (en suelo y árboles/arbustos) fueron medidas al inicio, medio y final de la parcela, orientadas en la posición de las BVT.

Para la captura de abejas, se utilizaron métodos pasivos y activos. El método activo con red entomológica consistió en agitar la red de forma aleatoria dentro del área de la parcela sin necesidad de haber avistado al organismo a capturar. Este método es eficiente, pues especies pequeñas, rápidas o inconspicuas tienen la misma oportunidad de ser capturadas que especies más grandes (Prado *et al.*, 2017). Se muestreó la parcela haciendo recorridos en zigzag en dos horarios de 8:00 a 11:00 h y de 13:00 a 15:00 h, estos periodos del día son los de mayor actividad de las abejas (Prendergast *et al.*, 2020) (Figura 2). Cada recorrido se realizó por un periodo de 20 minutos efectivos; es decir, deteniendo el cronómetro al realizar el manejo de los individuos capturados (Guanga, 2023).

Para el método pasivo, se utilizaron trampas de paletas color azul (BVT *blue vane traps*), el cual es un método que ha sido demostrado efectivo en la captura de abejas (Prendergast *et al.*, 2020). Además, se conoce que las trampas de paletas color azul tienen seis veces más efectividad que las de paletas color amarillo (Hall, 2018) y que, en general, es el método más efectivo después de las capturas con redes entomológicas (Prendergast *et al.*, 2020).

Este muestreo consistió en la instalación de seis BVT de la marca BanfieldBio, Inc. por parcela, lo que suma un total de 12 trampas por sitio (Figura 2). Estas fueron cargadas con aproximadamente 300 ml de una solución jabonosa para la captura de las abejas y, sobre las paletas, se rociaba un atrayente a base de azúcar, miel de abeja comercial y agua con una proporción de 1:1:1.5 partes, respectivamente (Guanga, 2023).

Las trampas fueron distribuidas sistemáticamente en la parcela de muestreo: dos al inicio, dos al medio y dos al final y colocadas a una altura de 1.5 m del suelo en ramas de árboles o postes de madera. Las BVT permanecieron activas por un periodo promedio de 23 horas por sitio. Transcurrido este tiempo, eran desmontadas para ser trasladadas a otro sitio de muestreo. Todas las abejas capturadas en las BVT eran extraídas y almacenadas en filtros de pintura de 190 micras. El esfuerzo de muestreo total fue de 1645 horas-trampa, distribuidas en 819 horas para los bosques y 826 horas para las plantaciones.

Debido a la densidad de la vegetación del sotobosque y a lo escarpado del terreno en la mayoría de las parcelas de bosque, a partir de la segunda visita, se utilizó únicamente el método pasivo.

Manejo de los especímenes capturados e identificación

Los individuos capturados con las redes entomológicas fueron introducidos en frascos letales con acetato de etilo, cuyos vapores causan la muerte inmediata de los individuos (Samways *et al.*, 2010). Las abejas capturadas con BVT fueron lavadas con alcohol de 90°, depositadas en frascos de vidrio con papel servilleta y almacenadas en nevera a 8°C. Durante la fase de laboratorio, estas fueron montadas en alfileres entomológicos y secadas para su posterior identificación (Samways *et al.*, 2010; Hall, 2018). La identificación de los especímenes fue realizada por Quebin Casiá-Ajché, experto en abejas del Centro de Estudios Conservacionistas de la Universidad de San Carlos de Guatemala (Cecon-USAC).

Medición de variables ambientales

En cada una de las parcelas de muestreo de abejas tanto en las plantaciones de aguacate como en los sitios de bosque secundario, se midieron una serie de variables que se conocen pueden condicionar la actividad de las abejas. Esto incluye la nubosidad, la velocidad del viento, la temperatura y la humedad relativa (Ricketts 2004).

La nubosidad fue medida con el método de octavos del cielo (*oktas*), en el cual se divide mentalmente el cielo en cuartos y se evalúa si cada cuarto está despejado, parcialmente cubierto por nubes o completamente cubierto. Bajo este método, 0/8 representa un cielo completamente despejado, mientras que 8/8 un cielo completamente cubierto (Burt, 2012). Posteriormente, esta medición fue transformada en porcentaje.

El viento, la temperatura y la humedad relativa fueron medidas con un multiparámetro de campo marca TopTes modelo TS-301. La nubosidad, el viento, la temperatura y la humedad relativa fueron medidas en la primera visita durante las dos jornadas del muestreo activo y, a partir de la segunda visita, solamente por la mañana.

Adicionalmente, en cada parcela y en las tres visitas, mediante la aplicación HabitApp versión 1.1 para Android, se midió el porcentaje de cobertura de dosel en cada uno de los seis puntos donde se colocaron las BVT (Figura 2). El funcionamiento de esta aplicación ha sido previamente validado y se obtuvieron resultados similares al densiómetro esférico (Suchiang *et al.*, 2020; Becker y McCluney, 2021; Russo-Petrick y Root, 2023).

Finalmente, para todas las parcelas y mediante evaluación visual, se estimó la cantidad aproximada de flores en el suelo y en árboles/arbustos al inicio, medio y final de la parcela (Figura 2, posición de las BVT), esta se categorizó de la siguiente manera: 0 = 0 flores, 1 = 1-10 flores, 2 = 11-100 flores, 3 = 101-1000 flores, 4 = >1000 flores (Guanga, 2023).

Rasgos funcionales

Mediante una revisión bibliográfica se obtuvo, para todas las especies de abejas capturadas, información sobre cuatro rasgos funcionales: constancia floral, comportamiento social, tamaño corporal y sustrato de anidamiento.

Con respecto al rasgo de constancia floral, las especies se categorizaron como poliléticas a aquellas especies generalistas que aprovechan un rango amplio de recursos florales; como oligoléticas, a aquellas especies con comportamiento especialista que visitan un número limitado de especies de plantas; y como poliléticas-oligoléticas, a especies generalistas, pero con preferencias hacia ciertos grupos florales (Danforth *et al.* 2019).

En cuanto al comportamiento social, las abejas se clasificaron como sociales, abejas con alto grado de jerarquía y funciones dentro de la colonia, y solitarias, abejas que suplen todas sus necesidades por si solas, lo que incluye forrajeo, reproducción y construcción de nido (Hanson *et al.* 2021). El tamaño corporal se asignó tomando en cuenta el género, utilizando las siguientes categorías: pequeñas = 3-6 mm; medianas = 7-16 mm; y grandes >17 mm. Finalmente, se clasificó a las abejas de acuerdo con el sustrato que usan para anidar, considerando las siguientes categorías: troncos, suelo, cavidades, cavidades en el suelo y nidos expuestos (LeBerge y Michener, 1963; Snelling, 1966; LaBerge, 2001; Michener, 2007; Ayala y Griswold, 2012; Danforth *et al.*, 2019; Hanson *et al.*, 2021).

Caracterización del bosque

Se evaluó la vegetación arbórea de los 12 bosques secundarios utilizando las mismas parcelas temporales de 50 m x 10 m, en donde se evaluó la comunidad de abejas. Se contabilizaron todos los individuos leñosos con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm, utilizando una cinta métrica de 150 cm. La altura de cada individuo medido dentro de la parcela se estimó empleando un medidor de distancia o distanciómetro láser marca Bushnell Bone Collector 850 6x24.

Cada individuo fue identificado en campo y *ex situ* por el botánico Aaron Villacorta. Para aquellos que no pudieron ser identificados *in situ*, se fotografiaron sus estructuras principales, como hoja, flores y frutos, para una posterior determinación minuciosa. La revisión taxonómica de los individuos no identificados en campo se llevó a cabo a través de la revisión de claves taxonómicas y descripción morfológica en sitios web especializados en taxonomía botánica; por ejemplo, Flora Mesoamericana y Flora de Nicaragua (Tropicos.org, 2024). Para determinar los tipos de ecosistemas, se utilizó como base el mapa de ecosistemas de El Salvador (MARN, 2011).

Finalmente, con el propósito de organizar por estado de conservación a escala nacional a cada especie encontrada, se revisó el listado vigente de especies amenazadas y en peligro de extinción de El Salvador (MARN, 2023). Además, se clasificó a todas las especies según su categoría de riesgo a nivel global, mediante la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2024).

Caracterización del manejo agronómico de las plantaciones

La información relativa al manejo agronómico de las plantaciones se obtuvo mediante la aplicación de una entrevista semiestructurada a los encargados de su manejo. El instrumento utilizado fue previamente validado a través de consulta con agrónomos. Las entrevistas incluyeron preguntas asociadas con la historia de la plantación de aguacate, condiciones de crecimiento, prácticas de manejo del cultivo, como el tipo de siembra, la poda, el control de plagas y el uso de fertilizantes y pesticidas (Rebolledo Roa y Dorado Guerra, 2017; Pardo *et al.*, 2020). Adicionalmente, se contemplaron preguntas cerradas sobre el grupo de las abejas, para explorar el conocimiento general que los productores tienen sobre estos insectos. Antes de cada sesión, se leyó y firmo por parte de los participantes un consentimiento libre e informado.

Análisis de datos

Riqueza y diversidad de la comunidad de abejas

A partir de la información colectada durante el muestreo de abejas, se obtuvieron parámetros de abundancia y diversidad taxonómica. Para visualizar gráficamente y describir los patrones de abundancia y riqueza de especies entre usos de suelo, se construyó una curva de rango-abundancia aplicando una transformación logarítmica de base 10 a la abundancia (Magurran, 2004). Estos procedimientos se realizaron con las librerías BiodiversityR (versión 2.16-1) (Kindt y Coe, 2005) y Vegan (versión 2.6-4) (Oksanen *et al.*, 2022) dentro del *software* libre R versión 4.4.1 (R Core Team, 2024).

Para analizar la diversidad alfa (α), la cual es una medida de la diversidad de especies dentro de una comunidad ecológica o hábitat específico, se emplearon los números efectivos de especies con sus respectivos estimadores, para obtener la diversidad esperada en las 24 parcelas, estos fueron estimados utilizando el *software* R (R Core Team 2024) utilizando la librería iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) e interpretados con base en lo descrito por Moreno *et al.* (2011) y Jost y González-Oreja (2012).

Los números efectivos de especies, también conocidos como números de Hill, representan las unidades de medida de la diversidad verdadera (Jost, 2006). Estos proporcionan una expresión unificada e intuitiva de la diversidad de una comunidad (Moreno *et al.*, 2011). Además, permiten comparar de manera clara y precisa la magnitud de las diferencias en diversidad entre dos o más comunidades (Moreno *et al.*, 2011; Jost y González-Oreja, 2012).

Los números efectivos de especies se calculan en función del parámetro q (orden de la diversidad verdadera), que determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies. Los valores de q menores a uno favorecen a las especies raras o poco abundantes, mientras que los valores mayores a uno benefician a las especies más comunes o abundantes (Jost 2006). Dado el contexto de esta investigación, se calcularon los índices $q0$, $q1$ y $q2$, cuyo significado e interpretación se describe a continuación:

$q0$ (riqueza de especies), considera únicamente la presencia de las especies, sin contemplar su abundancia.

$q1$ (análogo al índice de Shannon), las especies se ponderan según su abundancia proporcional; es decir, las especies raras y comunes contribuyen de manera más equilibrada.

$q2$ (análogo al inverso del índice concentrado de Simpson), se da más peso a las especies dominantes, destacando a las más abundantes.

Se evaluó la calidad del inventario de abejas, tanto con el estimador SC como a través de curvas de acumulación de especies. El estimador de completitud del muestreo «SC» (*standardized sample coverage*) se basa en la cobertura de la muestra; es decir, representa la proporción de individuos de una comunidad que pertenecen a las especies presentes en la muestra (Chao y Jost, 2012).

Este estimador presenta mucho menos sesgo que aquellos basados en el tamaño de la muestra, como la rarefacción, que requiere igualar los tamaños de esta (lo que conlleva a la pérdida de información). Además, el estimador SC es un indicador tanto de las deficiencias en el muestreo como del punto en que ya no es necesario un mayor esfuerzo de recolección de datos (completitud). Esto permite una comparación objetiva de comunidades con niveles de completitud similares (Chao y Jost, 2012).

Para los dos usos de suelo muestreados (plantaciones y bosques), las curvas de interpolación/extrapolación para los números efectivos de especies de orden 0, 1 y 2 se realizaron con la librería iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) con el *software* R (R Core Team, 2024), fijando un valor de remuestreo (*bootstraps*) de 100, con lo cual se generan intervalos de confianza al 95 %. Para el proceso de extrapolación, se estableció un *knots* de 40 y un *end point* de 1500 individuos para ambos usos de suelo, aproximadamente el doble del uso de suelo con la mayor abundancia (plantación).

En cuanto a la curva de acumulación de especies solo para las parcelas de bosque y solo para las parcelas de plantación, en los mismos tres órdenes de diversidad, se utilizaron 100 remuestreos; y para la extrapolación, un *knots* de 40 y un *end point* por defecto, esto es el doble del tamaño de la muestra de referencia (Hsieh *et al.*, 2016). Se definieron tres criterios para evaluar la calidad del inventario en óptimos cuando se encontraron ≥ 85 % de las especies posibles (Villareal *et al.*, 2004), moderado ≥ 70 % (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003) y deficientes aquellos < 70 %.

Para detectar diferencias en términos de abundancia, riqueza (q_0) y diversidad (q_1 y q_2) de abejas entre los usos de suelo bosque y plantación se utilizaron las técnicas de análisis de la varianza (Anova) y regresión, ajustando Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM). Para todas las pruebas que se explican a continuación para datos de abundancia, fue utilizada una distribución binomial negativa, con el fin de ajustar por sobre dispersión, y una distribución Poisson para los números de Hill, ambas con función de enlace Log. Además, en ambos casos, se declaró, como efecto fijo, el uso de suelo y, por ser un muestreo apareado, el efecto aleatorio de sitio (combinación bosque-plantación). Las variables ambientales fueron utilizadas en los modelos como covariables o regresoras.

Para todos los análisis, se verificó la bondad de ajuste del modelo con base en el cociente entre la desviación y los grados de libertad residuales del error. Para la selección del mejor modelo de una misma familia exponencial, se utilizó el criterio de Akaike (AIC), en el cual un menor valor implica un mejor ajuste del modelo. En caso de encontrar diferencias significativas, se realizó un análisis *a posteriori* con la prueba de comparación de medias múltiples LSD Fisher, fijando un valor de $\alpha = 0.05$. Todos los procedimientos descritos se desarrollaron dentro del *software* estadístico InfoStat versión 2020 (Di Rienzo *et al.*, 2020).

Composición de la comunidad de abejas

Para evaluar las similitudes en la composición de las comunidades de abejas por uso de suelo, se realizó un análisis de la varianza permutacional (Permanova) el cual utiliza matrices de disimilitud para ajustarlas a un modelo lineal. Se utilizó la distancia Bray-Curtis y se declaró el

efecto aleatorio de sitio. Además, se ajustaron modelos que incluían las variables ambientales como regresoras. Seguidamente, se ejecutó un Escalamiento Multidimensional no-métrico (NMDS) con la distancia Bray-Curtis e integrando las variables ambientales significativas con la función *envfit*.

Esta técnica de ordenamiento ha demostrado ser útil para encontrar patrones en la composición de especies de abejas entre distintos tipos de hábitat (Taki *et al.*, 2013; Galbraith *et al.*, 2020). Se seleccionaron las especies más importantes multiplicando el valor absoluto del coeficiente de correlación de Spearman entre las especies y los dos primeros ejes del NMDS, por las varianzas de estos últimos. Especies con un puntaje ≥ 0.15 —las de mayor peso— fueron etiquetadas en la representación gráfica. Los análisis fueron realizados con el *software* R (R Core Team, 2024) con el paquete *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2022) y las funciones *adonis2*, *metaMDS*, *cor* y *var*, respectivamente.

Efectos de la vegetación del bosque secundario sobre las comunidades de abejas

La diversidad de la vegetación de las parcelas de bosque secundario también fue analizada a través de la abundancia de individuos, área basal y mediante los números de Hill. Adicionalmente, se obtuvo el índice de valor de importancia (IVI), el cual permite evaluar la composición y proporciona una idea del papel ecológico o la *importancia* de una especie en una comunidad vegetal con base en diversos aspectos, como su abundancia, distribución o tamaño en la comunidad. El IVI es el resultado de aplicar la siguiente ecuación:

$$\text{IVI} = \text{Abundancia relativa (1)} + \text{Frecuencia relativa (2)} + \text{Dominancia relativa (3)}$$

Fue obtenido por medio del *software* Microsoft Excel Profesional Plus 2019, aplicando las siguientes ecuaciones:

$$(1) \text{ Ar} = \frac{\text{Número de individuos por especie}}{\text{Total de individuos}} \times 100$$

$$(2) \text{ Fr} = \frac{\text{Número de parcelas donde aparece la especie}}{\text{Total de parcelas}} \times 100$$

$$(3) \text{ Dr} = \frac{\text{Área basal total de una especie en todas las parcelas}}{\text{Área basal total de todas las especies en todas las parcelas}} \times 100$$

El diagrama de Pareto a partir del IVI también fue generado en el programa Excel 2019.

Para evaluar si existió un efecto de los componentes estructurales del bosque sobre las variables respuesta de abundancia, riqueza y diversidad de abejas ($q0$, $q1$ y $q2$), primeramente, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con las variables de abundancia (0.05 ha^{-1}), riqueza de árboles ($q0$), altura promedio (m), cobertura de dosel promedio y área basal ($\text{m}^2/0.05 \text{ ha}^{-1}$). A continuación, los dos ejes generados por el ACP fueron utilizados como regresoras en un MLGM, en el cual no se declaró efectos fijos ni aleatorios.

Efectos del manejo agronómico sobre las comunidades de abejas

Los datos obtenidos de las entrevistas se analizaron mediante estadísticas descriptivas, como la media y la desviación estándar, utilizando el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). El tipo de manejo se determinó según el origen químico de los abonos, fertilizantes, pesticidas y otros insumos empleados por los productores para el manejo de enfermedades en sus plantaciones. Las categorías definidas fueron manejo orgánico, inorgánico y mixto (orgánico + inorgánico).

Finalmente, para determinar la intensidad del manejo agronómico, se utilizaron un total de 18 variables, tanto cuantitativas como cualitativas, derivadas de las respuestas de los productores (Anexo 2). A partir de estas variables, se generó una matriz de puntajes, en la que un mayor valor reflejaba un aumento en la intensidad del manejo agronómico (Cerdeira *et al.*, 2017). Los puntajes asignados oscilaron entre 0 (menor intensidad) y 3 (mayor intensidad) por variable, resultando en un puntaje total mínimo de 17 y máximo de 46. Las plantaciones fueron clasificadas en intensidad baja (17-26 puntos), media (27-36 puntos) o alta (37-46 puntos) (Anexo 3). Las preguntas relacionadas con el grupo de las abejas fueron de respuesta cerrada y se tabularon en una tabla de frecuencias. Los análisis fueron realizados en Excel 2019.

El efecto de la intensidad y el tipo de manejo agronómico sobre las variables de abundancia y diversidad (q_0 , q_1 y q_2) de abejas en las plantaciones de aguacate se evaluó a través de un MLGM, en el cual se declaró como efectos fijos los dos factores intensidad de manejo y tipo de manejo más el efecto de su interacción. No se declaró ningún efecto aleatorio.

Rasgos funcionales

Para explorar la asociación entre los distintos rasgos funcionales, así como entre estos y los usos de suelo, se realizó un análisis de correspondencia (CA). La significancia de la asociación fue comprobada mediante la prueba Chi-cuadrado de máxima verosimilitud (MV-G2). El CA es una técnica empleada para explorar la relación entre variables categóricas, que permite resumir y visualizar conjuntos de datos de forma bidimensional. Es empleado para visualizar gráficamente la asociación entre los elementos de una tabla de contingencia (Kassambara, 2017). Estos análisis fueron desarrollados con el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020).

RESULTADOS

Comunidades de abejas

En total, se capturaron 1429 individuos de abejas agrupados en tres familias y 15 tribus. Se identificaron 28 géneros, 3 subgéneros, 41 especies, 21 a nivel taxonómico de especies y 20 como morfoespecies (es decir, identificadas hasta nivel de género, pero con la certeza de que son especies diferentes). Tres tribus de la familia Apidae representaron el 83 % del total de individuos capturados: Apini, con un 42 % ($n = 599$), Meliponini, con un 25 % ($n = 358$), y Bombini, con un 16 % ($n = 226$).

Las especies más abundantes fueron *Apis mellifera* con el 42 % del total de individuos ($n = 599$), *Trigona fulviventris* (20 %, $n = 284$), y *Bombus ephippiatus* (16 %, $n = 225$). Es fundamental destacar que la abundancia de los halictidos del género *Lasioglossum* representó un 10 % de la abundancia total ($n = 139$).

En total, en los bosques secundarios evaluados se capturaron un total de 671 individuos, los cuales corresponden al 47 % de los individuos muestreados. La familia más abundante en los bosques secundarios fue Apidae con el 89 % de individuos de este uso. La especie más abundante fue *A. mellifera* ($n = 290$), seguida de *T. fulviventris* ($n = 179$).

En los bosques se observaron tres especies que no se detectaron en las plantaciones: *Deltoptila* sp2, *Ceratina* (cf.) *nautlana* y *Augochlorella* sp. Por su parte, en las plantaciones se capturaron 758 individuos, que corresponden al 53 % de los individuos muestreados, la mayoría de ellos pertenecientes a la familia Apidae (89 %) y de esta familia la especie más abundante también fue *A. mellifera* ($n = 309$) seguida de *B. ephippiatus* ($n = 152$). En las plantaciones, se observaron

18 especies no compartidas con los bosques, como *Ceratina* sp2, *Deltoptila* sp1 y *Andrena* sp, de las cuales 10 fueron *singletons* (especies con un único registro).

La curva de rango-abundancia (Figura 3) muestra la estructura de la comunidad de abejas observada en ambos usos de suelo, lo cual permite visualizar las especies más abundantes así como los *singletons*, especies representadas por solo un individuo y únicas de la comunidad, y los *doubletons*, especies representadas por exactamente dos individuos. El listado completo de la apifauna con sus abundancias totales se presenta en el Anexo 4.

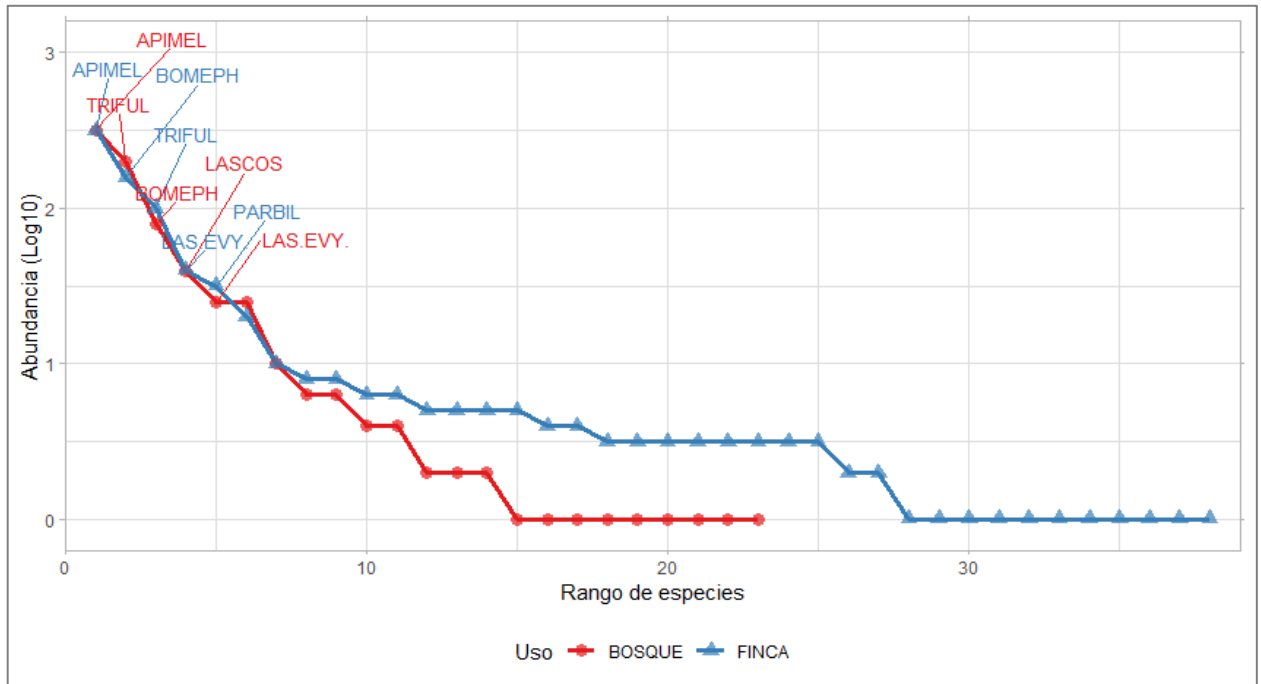


Figura 3. Curva de rango-abundancia de las abejas por uso de suelo (finca = plantación). Etiquetas muestran las seis especies más abundantes. APIMEL: *Apis mellifera*; TRIFUL: *Trigona fulviventris*; BOMEPH: *Bombus ephippiatus*; LASCOS: *Lasioglossum* (cf.) *costale*; LAS.EVY: *Lasioglossum* (*Evylaeus*) sp.; PARBIL: *Partamona bilineata*.

Efectos del uso de suelo sobre la abundancia, riqueza y diversidad de abejas

La curva de acumulación de especies por uso de suelo (Figura 4) muestra que, en términos de riqueza de especies ($q = 0$), probablemente hizo falta un mayor esfuerzo de muestreo para alcanzar una mayor completitud. Además, hasta en una muestra de ~1,000 individuos las plantaciones presentan significativamente una mayor riqueza de especies.

Aunado a esto, con base en la diversidad de especies de orden 1 y 2, se observa que las curvas alcanzaron la asíntota, esto es un indicador visual de que la calidad del inventario fue óptima. Esto último es corroborado por dos aspectos: la línea de extrapolación muestra que con el doble del esfuerzo de muestreo no se añadirían más especies a la muestra y el valor del estimador SC fue de 0.99 para ambos usos de suelo, lo cual indica que el inventario para esas zonas en particular fue completado prácticamente al 100 %. Asimismo, esta figura da una idea de que la diversidad de especies ($q1$) en ambos usos de suelo fue significativamente diferente, ya que los intervalos de confianza al 95 % no se traslapan entre sí.

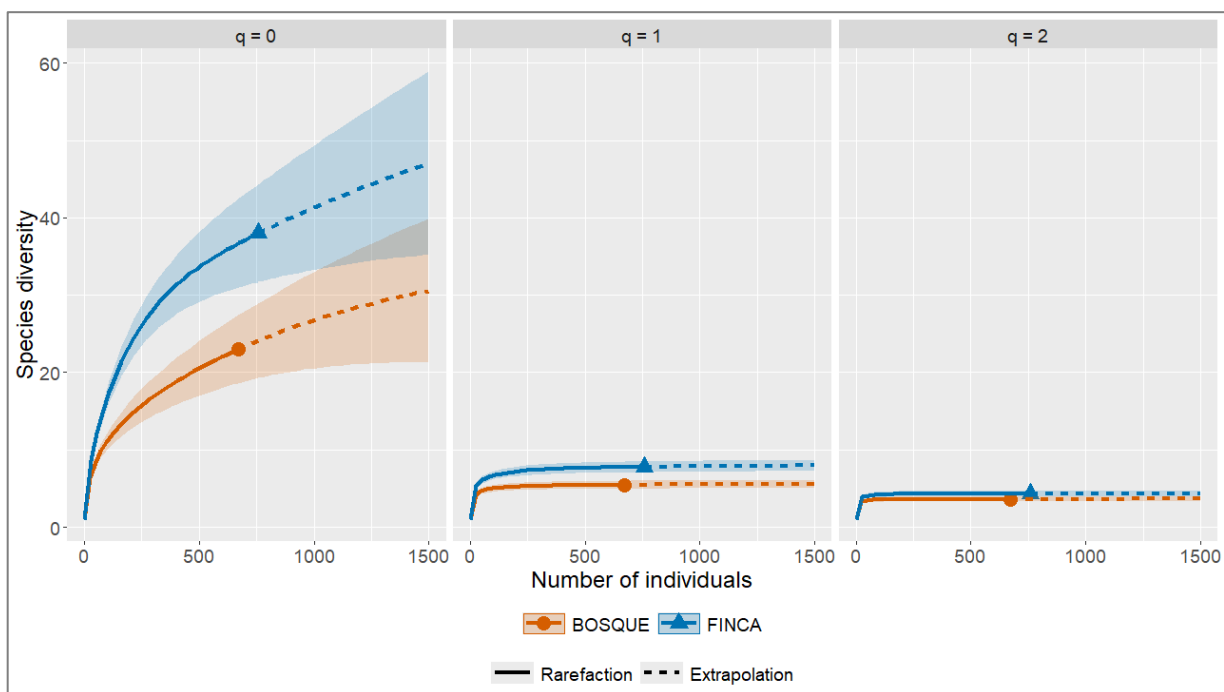


Figura 4. Curva de acumulación de especies basada en individuos (interpolación/extrapolación) por uso de suelo (finca –plantación– y bosque) para los números efectivos de especies de orden 0, 1 y 2. Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95 %. Áreas traslapadas indican que no existen diferencias significativas.

Al evaluar la completitud de los muestreos en las 24 parcelas, se encontró que 16 de ellas alcanzaron una completitud de muestreo óptima superior al 85 % y 6 tuvieron una completitud moderada arriba del 73 %. No obstante, dos parcelas, una de bosque (BMAV) y una de plantación (ELH), mostraron una notable deficiencia en la completitud del inventario, ya que se registró menos del 70 % de las especies esperadas (Anexo 5).

Los resultados de los modelos de comparación de la abundancia, riqueza y diversidad entre los bosques secundarios y las plantaciones de aguacate indicaron que la abundancia de las abejas en los bosques fue significativamente mayor que en las plantaciones (M1, $P = 0.0010$, Cuadro 1). La relación de la temperatura (Est. = 0.23, $P < 0.0001$) y el número de flores en el suelo promedio (Est. = 0.29, $P < 0.0001$) con la abundancia de abejas fue positiva, mientras que la nubosidad (Est. = -0.09, $P < 0.0001$) y la cobertura de dosel (Est. = -0.03, $P < 0.0001$) mostraron una relación negativa con la abundancia.

Se encontró una cantidad significativamente mayor de flores en el suelo promedio en las plantaciones que en los bosques ($F_{(1,22)} = 6.62$, $P = 0.0174$). La riqueza de especies fue significativamente mayor en el uso de suelo plantación comparado con el bosque (M2, $P = 0.0019$, Cuadro 1). Sin embargo, la prueba Anova no detectó diferencias significativas en ninguno de los índices asociados a diversidad, q1 (M3, $P = 0.1427$) y q2 (M4, $P = 0.2882$) ni tampoco se encontró efecto de las variables ambientales.

Cuadro 1. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para comparar distintas variables respuestas por usos de suelo ($n = 24$).

M	Variable respuesta	Efectos fijos	Efecto aleatorio	DF	F-valor	P-Valor
		Uso de suelo+				
1	Abundancia	T.P+N.P+D.P+FLS.P	sitio	18	23.26	0.0001*
2	Riqueza (q0)	Uso de suelo	sitio	22	12.37	0.0019*

M	Variable respuesta	Efectos fijos	Efecto aleatorio	DF	F-valor	P-Valor
3	Diversidad (q1)	Uso de suelo	sitio	22	2.31	0.1427
4	Diversidad (q2)	Uso de suelo	sitio	22	1.18	0.2882

*Indica significancia, α 0.05 (P-valor < 0.05). M, número de modelo ajustado. DF, grados de libertad. T.P, temperatura promedio. N.P, nubosidad promedio. D.P, cobertura de dosel promedio. FLS.P, flores en el suelo promedio.

En el Anexo 5, se presenta el resumen de los índices de diversidad observada y estimada de los 12 sitios muestreados; asimismo, se presenta el estimador de la completitud del muestreo (SC).

Composición de las comunidades de abejas entre usos de suelo

La prueba Permanova indicó que no existen diferencias significativas en la composición de especies entre ambos usos de suelo estudiados ($R^2 = 0.035$, $F = 0.801$, $p = 0.364$). Igualmente, en los modelos en que se incluyeron el efecto de las variables ambientales (coeficientes de variación y promedios), tampoco se detectaron diferencias significativas en la composición de especies entre ambos usos (coef. var. $R^2 = 0.334$, $F = 1.1483$, $P = 0.239$; promedios $R^2 = 0.3190$, $F = 1.0706$, $P = 0.708$).

De manera similar, esta tendencia se puede observar en el gráfico de ordenación del NMDS, que arrojó un valor de *stress* aceptable de 0.15 (Figura 5). No se aprecia un patrón claro en la composición de especies que muestre diferencias entre los usos de suelo bosque y plantación. Además, las variables ambientales significativas, como la temperatura promedio ($R^2 = 0.2140$, $P = 0.050$) y la cantidad promedio de flores en el suelo ($R^2 = 0.2011$, $P = 0.031$), están asociadas a ambos ejes multivariados, e indican la direccionalidad de su efecto. Por ejemplo, las plantaciones MAV, LCH y DHE estuvieron en estrecha relación con las flores en el suelo promedio, así como las especies indicadoras *T. fulviventris* (TRIFUL), *T. nigerrima* (TRINIG) y *A. mellifera* (APIMEL).

Por su parte, la temperatura promedio (T.P) no parece tener asociación con las parcelas, pero sí para algunas abejas como *Euglossa viridissima* (EUGVIR) y *Thygater* sp2 (THYSP2). Finalmente, contrario a lo esperado para un muestreo apareado plantaciones de aguacate con bosques aledaños, únicamente en cuatro de los 12 sitios (ELH, LAR, MAV y TOS), la plantación y el bosque mostraron una mayor similitud de especies (Figura 5). Estos resultados sugieren una baja diversidad beta en el paisaje estudiado, debido la baja disimilitud en composición de especies en el paisaje estudiado.

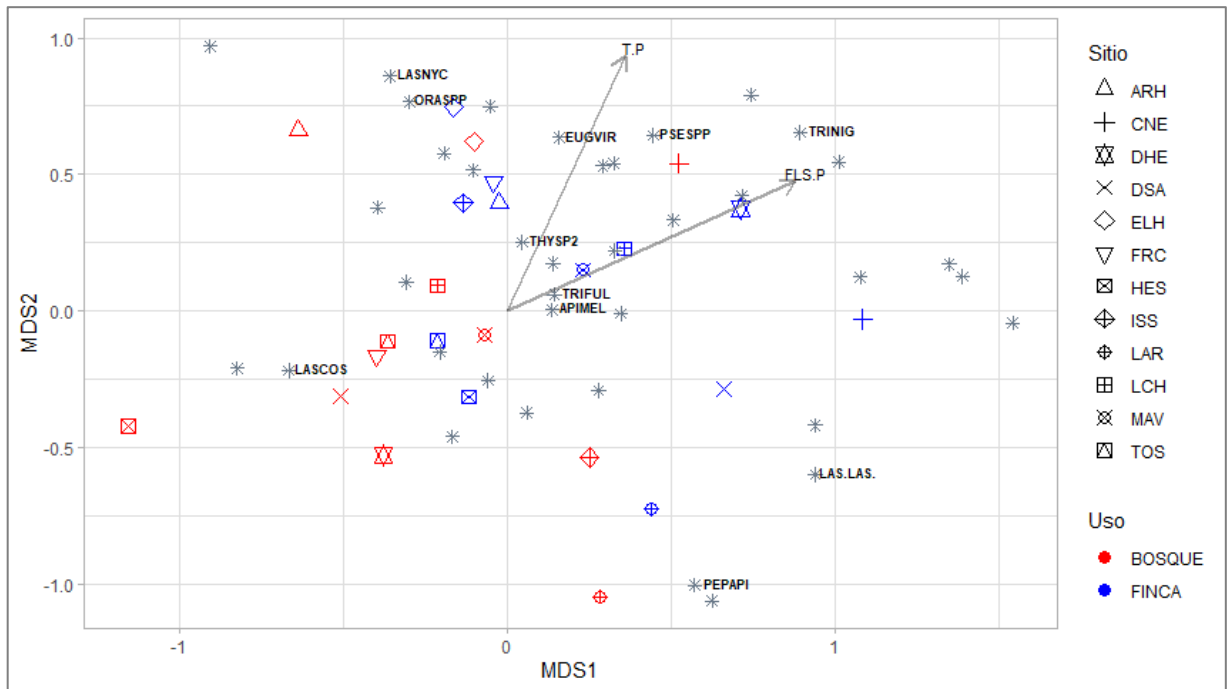


Figura 5. Escalamiento Multidimensional No Métrico ($Stress = 0.15$), para los usos de suelo bosque y plantación (finca). Asteriscos en gris (*) representan a las especies de abejas. Las especies con etiquetas muestran las abejas más importantes (≥ 0.15). LASNYC: *Lasioglossum* (cf.) *nyctere*; ORASPP: *Augochlora* sp; EUGVIR: *Euglossa viridissima*; PSESPP: *Pseudaugochlora* sp; TRINIG: *Trigona nigerrima*; THYSP2: *Thygater* sp2; TRIFUL: *Trigona fulviventris*; APIMEL: *Apis mellifera*; LASCOS: *Lasioglossum* (cf.) *costale*; LAS(LAS): *Lasioglossum* (*Lasioglossum*) sp; PEPAPI: *Peponapis apiculata*. Vectores representan variables ambientales significativas, T.P: temperatura promedio; FLS.P: flores en el suelo promedio.

Caracterización de la vegetación del bosque secundario

Se encontraron un total de 302 individuos arbóreos mayores a 10 cm de DAP, los cuales representan 14 familias, 15 géneros y 24 especies. Las familias con mayor número de especies fueron la Fagaceae con cinco especies, seguido de la Pinaceae con cuatro. Las especies más abundantes en todas las parcelas fueron *Pinus oocarpa* ($n = 60$), *Quercus salicifolia* ($n = 48$) y *Pinus tecunumanii* junto con *Quercus lancifolia*, ambas con 35 individuos (Anexo 6).

En cuanto al estado de riesgo a nivel nacional, cuatro especies están clasificadas como "Amenazadas" y dos como "En Peligro" (MARN, 2023). A nivel global, cuatro especies se encuentran en la categoría de "Casi Amenazadas" ("*Near Threatened*"), mientras que *Pinus tecunumanii* está clasificada como "Vulnerable", lo que implica un alto riesgo de desaparecer en estado silvestre (IUCN, 2024). Los resultados en términos de tendencias poblacionales indican que 11 especies presentan poblaciones estables, mientras que siete están en declive. Para seis especies, no hay suficiente información disponible para determinar el estado de sus poblaciones.

En el Anexo 7, se presentan las variables ecológicas que describen algunas características inherentes de las parcelas de bosque muestreadas. De acuerdo con el MARN (2011), todas las parcelas de bosque visitadas corresponden al ecosistema de "Bosque tropical siempreverde estacional aciculifoliado montano superior, bien drenado".

Pinus oocarpa (PINOCC), *Pinus tecunumanii* (PINTEC), *Quercus salicifolia* (QUESAL) y *Quercus lancifolia* (QUELAN) constituyeron más del 50 % de los individuos, mostraron altos valores de IVI y representaron a las cuatro especies ecológicamente más importantes en la zona de estudio (Figura 6, Anexo 6). Sin embargo, *P. oocarpa* (PINOCC) es, por mucho, la especie más importante de todas, ya que tiene más del 85 % de la frecuencia porcentual acumulada y el mayor IVI de la muestra (IVI = 118.19).

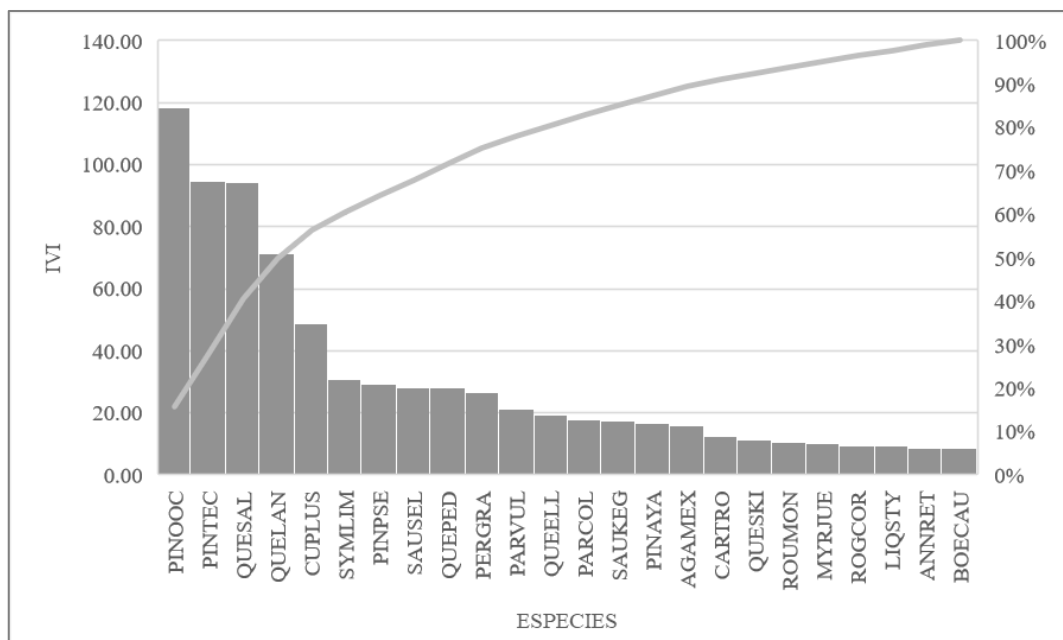


Figura 6. Diagrama de Pareto del índice de valor de importancia (IVI) por especie. El eje vertical derecho, representa la frecuencia porcentual acumulada. La curva (línea) de Pareto representa el porcentaje acumulado en relación al eje vertical derecho, muestra como las categorías se suman en forma porcentual

En el cuadro 2, es posible evidenciar que poco más del 60 % de los individuos encontrados en todas las parcelas se encuentran en clases diamétricas entre los 10 y 29.99 cm y únicamente el 15 % de los individuos encontrados en todas las parcelas están en las clases entre 20-29.9 cm y >60cm. Sin embargo, estas dos clases diamétricas representan el 55 % de toda el área basal encontrada y son representadas principalmente por las cuatro especies con el mayor IVI (Anexo 6).

Cuadro 2. Número de individuos por clase diamétrica (DAP en cm) y el porcentaje que representan en función del total de individuos

COD	I	II	III	IV	V	VI
	10 - 19.99	20 - 29.99	30 - 39.99	40 - 49.99	50 - 59.99	≥60
BARH	7	2	0	2	2	3
BCNE	6	1	3	2	2	1
BDHE	21	13	3	6	4	1
BDSA	16	4	0	2	0	2
BELH	22	7	2	2	1	1
BFRC	9	3	4	2	2	4

COD	I	II	III	IV	V	VI
	10 - 19.99	20 - 29.99	30 - 39.99	40 - 49.99	50 - 59.99	≥60
BHES	17	8	3	5	3	0
BISS	2	4	3	1	2	3
BLAR	0	3	4	3	1	4
BLCH	13	4	5	1	0	0
BMAV	9	7	4	3	2	1
BTOS	8	2	3	6	6	0
Total	130	58	34	35	25	20
Porcentaje	43 %	19 %	11 %	12 %	8 %	7 %

Efecto de las características del bosque sobre las comunidades de abejas

El análisis de componentes principales sobre las variables de riqueza, abundancia y estructura del bosque explicó el 77 % de la variabilidad (Figura 7). La abundancia y riqueza estuvieron explicadas por el componente principal 1 (CP 1), mientras que las afines a la estructura del bosque estuvieron asociadas con el componente principal 2 (CP 2) o la combinación de ambos.

No se detectó ningún efecto significativo de ambos componentes principales sobre la abundancia (M1, $P = 0.1644$) ni sobre la riqueza de abejas (M2, $P = 0.544$). Sin embargo, se observó una relación inversa significativa entre la diversidad de abejas, tanto para q_1 (M3, Est. = -0.30, $P = 0.0314$) como para q_2 (M4, Est. = -0.32, $P = 0.0356$), y el CP 2. Es decir, a mayor altura, área basal y cobertura de dosel, menor fue la diversidad de abejas en los bosques (Cuadro 3).

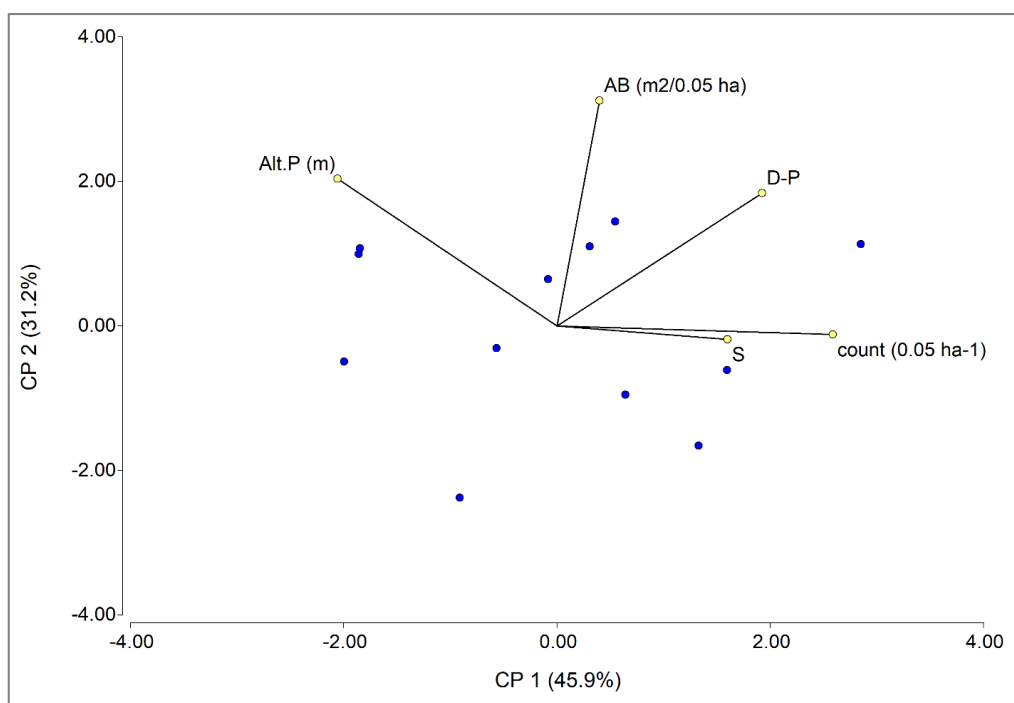


Figura 7. Análisis de Componentes Principales sobre las variables de bosque: Alt.P (m), altura promedio en metros. AB (m2/0.05 ha), área basal total en m2 en 0.05 hectáreas. D-P, cobertura de dosel promedio. S, riqueza de especies. count (0.05 ha-1), abundancia total de individuos en 0.05 ha

Cuadro 3. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para evaluar el efecto de las características del bosque sobre las comunidades de abejas (n = 12)

M	Variable respuesta	Efectos fijos	Efecto aleatorio	DF	F-valor	P-Valor
1	Abundancia	cp1 + cp2	no	9	2.29	0.1644
2	Riqueza (q0)	cp1 + cp2	no	9	0.4	0.544
3	Diversidad (q1)	cp1	no	9	0.27	0.6171
		cp2	no	9	6.48	0.0314*
4	Diversidad (q2)	cp1	no	9	0.1	0.756
		cp2	no	9	6.1	0.0356*

*Indica significancia, α 0.05 (P-valor < 0.05). M, número de modelo ajustado. DF, grados de libertad. cp1, componente principal 1. cp2, componente principal 2, asociado a componentes estructurales del bosque.

Caracterización del manejo agronómico de las plantaciones

Las plantaciones de aguacate muestreadas tuvieron un tamaño promedio de 4.5 mz, con una media de plantas sembradas a la fecha de 464.5 por plantación. Otras características asociadas a las plantaciones de aguacate se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Medidas resumen sobre algunas características de las 12 plantaciones de aguacate. D.E., desviación estándar

Variable	Media	D.E.	Mín.	Máx.
Área/mz de la plantación	4.5	3.71	1	14
Densidad de plantas (plantas/mz)	108.83	20.55	80	160
Edad de la plantación (años)	13	5.06	5	20
Total de plantas sembradas	548.67	480.78	109	1500
Total de plantas a la fecha	464.5	417.86	50	1400

De las 12 personas entrevistadas, ocho de ellas son propietarias directas de la plantación, mientras que cuatro no lo son; de estas cuatro, tres realizan manejo a la plantación, mientras que una es la arrendataria. Los 12 entrevistados mencionaron que la siembra original de la plantación fue a través de plantín injertado. Dada la orografía de la zona, la mayoría de las plantaciones presentan pendiente, por ello, 10 no presentan encharcamiento por exceso de agua, mientras que dos, sí. Los productores mencionaron que la principal estrategia para mitigar el fenómeno es la construcción de drenajes o acequias.

Como resultado de 18 variables de manejo, se clasificaron dos plantaciones con intensidad de manejo alta, siete con intensidad de manejo intermedia y dos con baja intensidad de manejo (Cuadro 5). Además, las plantaciones se clasificaron por su tipo de manejo, el cual considera el origen químico de los insumos agrícolas, como abono, fertilizante y plaguicida, y la intensidad de manejo dentro de tres categorías.

Todas las plantaciones, salvo tres de ellas, utilizan agroquímicos mixtos; es decir, una parte de las aplicaciones son de origen orgánico. El 58 % de las plantaciones realizan una intensidad de manejo moderado, con dosis de insumos químicos medios. También estas plantaciones suelen tener especies de árboles —diferentes al aguacate—, asociadas una alta presencia de plantas herbáceas producto de poco manejo, aunado a que, este generalmente suele ser manual. Por su parte, el 25 % de las plantaciones resultaron con una intensidad de manejo alta. Estas suelen

aplicar las dosis más elevadas de agroquímicos (inorgánicos); es decir, mayores concentraciones volumen/volumen de agroquímicos, a su vez con mayores frecuencias de aplicación, con más de 11 veces al año, además, realizan varias podas al año y no existen otras especies de árboles asociadas (Anexo 2).

Únicamente el 17 % de las plantaciones realizan intensidad de manejo baja; en otras palabras, con aplicaciones mínimas de agroquímicos, con poca frecuencia y con las dosis más bajas. Generalmente, hay una gran abundancia de plantas herbáceas y otras especies de árboles asociadas (Anexo 2). No obstante, una de estas es la de don Israel Solís (ISS), quien no realiza ningún tipo de manejo en su plantación, ya que la tiene prácticamente abandonada.

Cuadro 5. Tipo de manejo agronómico (origen orgánico, inorgánico o mixto del abono, fertilizante y plaguicida utilizado) e intensidad de manejo agrícola calculado de los puntajes obtenidos a partir de 18 variables de manejo (Anexo 3)

Plantación	Tipo	Puntaje	Intensidad
ARH	M	38	Alta
CNE	M	39	Alta
DHE	I	34	Media
DSA	M	35	Media
ELH	M	25	Baja
FRC	M	37	Alta
HES	M	32	Media
ISS	N/A	20	Baja
LAR	M	30	Media
LCH	I	35	Media
MAV	M	29	Media
TOS	M	34	Media

Tipo, tipo de manejo agronómico (M= mixto; I= inorgánico, N/A= no aplica). **Puntaje**, mínimo 17 y máximo 46. **Intensidad**, Bajo, puntaje entre 17-26, Medio 27-36, Alto 37-46.

Efecto del tipo e intensidad de manejo agronómico sobre las comunidades de abejas

El tipo y la intensidad de manejo no tuvieron un efecto significativo en la riqueza y la diversidad de abejas q1 y q2 (Cuadro 6). Sin embargo, en términos de abundancia, se detectaron diferencias significativas en la interacción tipo de manejo*intensidad de manejo (M1, P = 0.0111, Cuadro 6). Las plantaciones con intensidad de manejo media e inorgánico e intensidad alta y manejo mixto fueron las que presentaron las mayores abundancias (Figura 8).

Cuadro 6. Resultados de los análisis de varianza bajo modelos lineales generalizados mixtos para evaluar el efecto del tipo e intensidad de manejo agronómico sobre las comunidades de abejas (n = 12)

M	Variable respuesta	Efectos fijos	Efecto aleatorio	DF	F-valor	P-Valor
1	Abundancia	Inte.Man:Tipo.Man	no	7	7.55	0.0111*
2	Riqueza (q0)	Inte.Man+Tipo.Man	no	7	2.1	0.1848
		Inte.Man+Tipo.Man				
3	Diversidad (q1)	Inte.Man:Tipo.Man	no	7	0.36	0.8314
		Inte.Man+Tipo.Man				
4	Diversidad (q2)	Inte.Man:Tipo.Man	no	7	0.32	0.8569

*Indica significativo, α 0.05 (P-valor < 0.05). M, número de modelo ajustado. DF, grados de libertad. Inte.Man, intensidad de manejo agrícola. Tipo.Man, tipo de manejo agrícola.

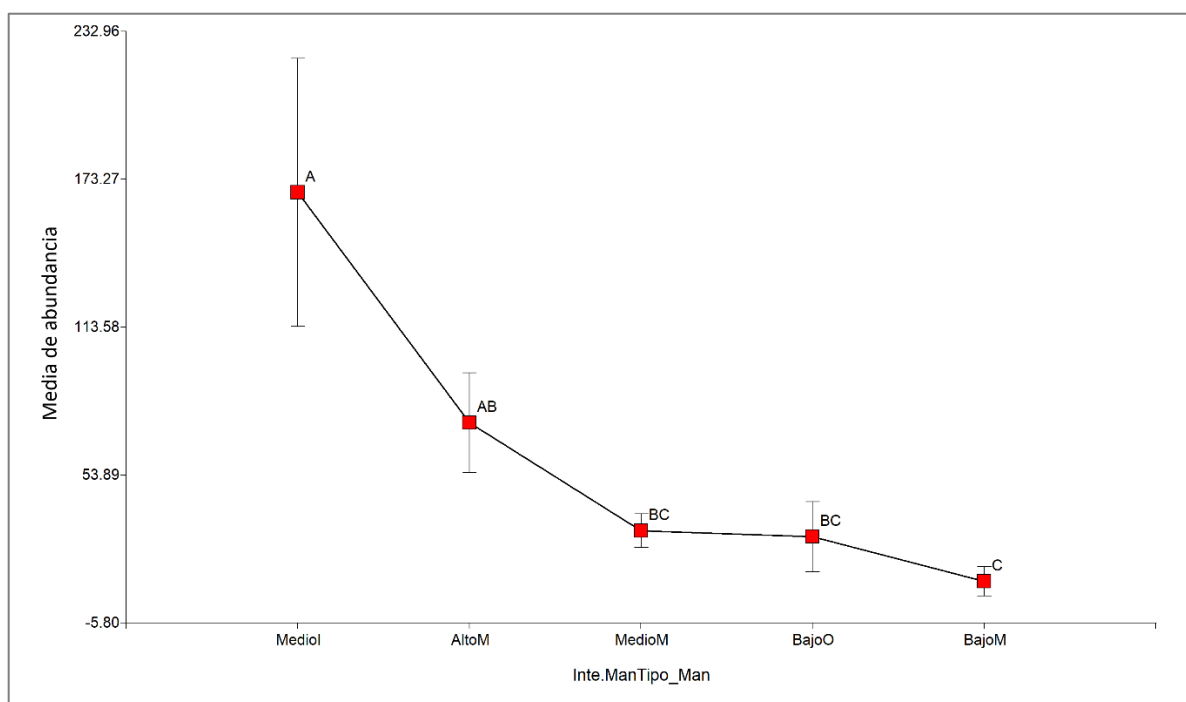


Figura 8. Gráfico de interacción entre tipo de manejo e intensidad de manejo entre las plantaciones y la variable respuesta abundancia. Barras representan el error estándar. Grupos con letra igual no son significativamente diferentes ($P > 0.05$)

Rasgos funcionales de las abejas

El 75 % de las especies encontradas fueron de tamaño mediano; el 15 %, grandes y solo el 10 % fueron pequeñas. En relación con la constancia floral, el 88 % de las especies fueron polilécticas, solamente tres de ellas fueron oligolécticas y dos, polilécticas-oligolécticas. El 56 % presentan un comportamiento solitario, mientras que el 44 %, comportamiento social. En cuanto al número de individuos, solamente 88 fueron solitarias, mientras que 1341 fueron sociales. Por último, en cuanto al sustrato de anidamiento, suelo (24 %), cavidades en el suelo (32 %) y troncos (27 %) fueron los más dominantes, que en conjunto ocuparon el 83 %. Solamente cuatro especies anidan en cavidades y tres, en nidos expuestos.

La prueba Chi-cuadrado de máxima verosimilitud arrojó una asociación significativa entre los rasgos funcionales y los usos de suelo estudiados ($P < 0.0001$). Aunado a esto, el coeficiente de contingencia de Cramer mostró una asociación moderada entre las variables en análisis (0.36). Con el propósito de mostrar gráficamente estas asociaciones, en la Figura 9, se presenta el análisis de correspondencia, el cual en sus dos ejes se explicó el 37.26 % de la inercia. Se puede apreciar que las especies polilécticas y sociales se asociaron tanto a bosque como a plantación. Las abejas medianas, pequeñas y que anidan en cavidades o en nidos expuestos están en asociación cercana con los bosques. Las especies de tamaño grande se asociaron al sustrato de anidamiento cavidades en el suelo, mientras que las solitarias presentan tanto anidamiento en troncos como en suelo. También, se evidencia que las únicas tres especies oligolécticas tienen un comportamiento solitario.

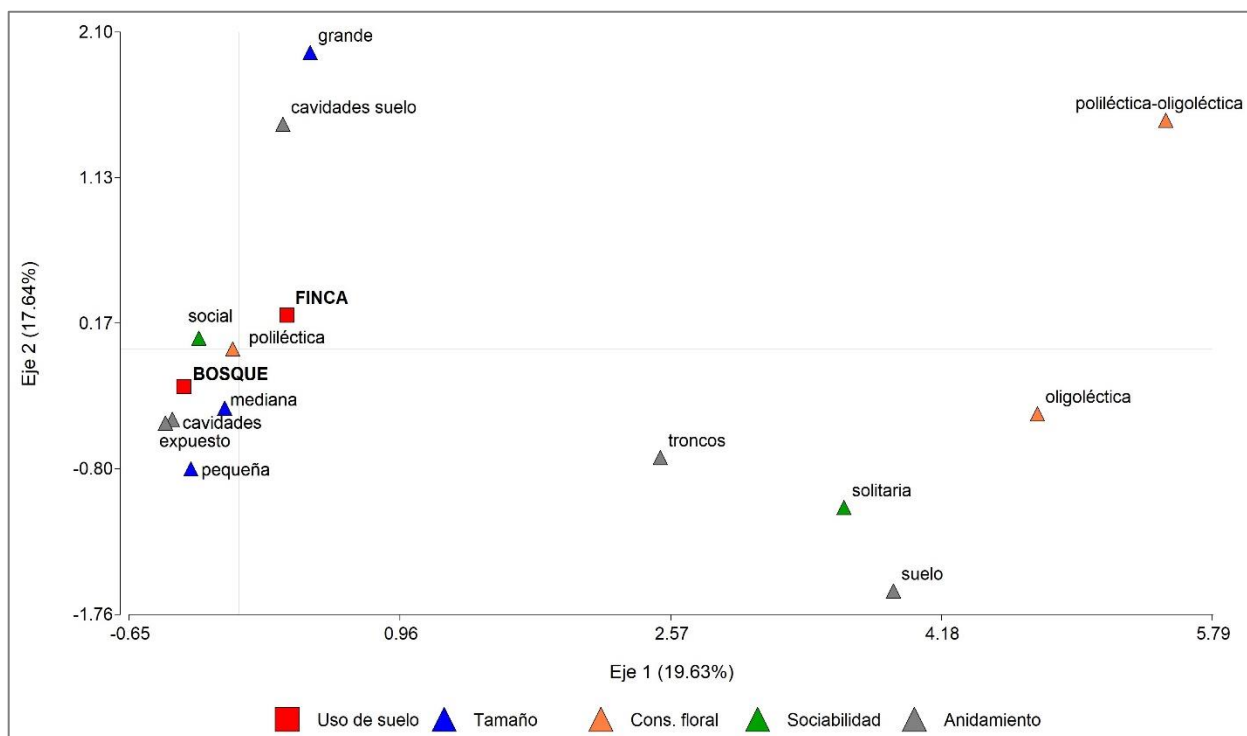


Figura 9. Análisis de Correspondencia para la asociación de rasgos funcionales de las abejas con los usos de suelo (finca = plantación)

Percepción de los productores sobre las abejas

Según las respuestas obtenidas, la floración del aguacate en la zona ocurre entre enero y abril y de agosto a diciembre. Al preguntar a los productores sobre su conocimiento de las abejas, la percepción general fue que son polinizadoras, producen miel, pican y son trabajadoras eficientes. Solo dos productores dijeron no saber nada sobre estos insectos.

En el Anexo 8, se resumen las respuestas a varias preguntas sobre las abejas, realizadas a los 12 productores entrevistados. Entre los hallazgos más relevantes, todos los productores reconocen que ciertos agroquímicos son dañinos para las abejas y todos, excepto uno, reconocen el papel de las abejas en la polinización del aguacate. Sin embargo, la mitad de ellos no están seguros de querer adoptar prácticas agrícolas que favorezcan la diversidad de abejas en sus plantaciones, y

tres no están interesados en recibir capacitación sobre el tema. Todos mencionaron haber visto o escuchado abejas en sus plantaciones, pero ocho de los agricultores afirmaron aplicar agroquímicos durante la floración del aguacate. A pesar de esto, señalaron que solo utilizan fertilizantes florales.

DISCUSIÓN

Riqueza, diversidad y abundancia de abejas por uso de suelo

Algunos autores sugieren que las abejas pueden ser muy resilientes ante perturbaciones antropogénicas en comparación con otros taxones (Winfree *et al.*, 2011; Ulyshen *et al.*, 2020). En este sentido, los bosques secundarios tienen un papel clave en la conservación de estos organismos y, por lo tanto, en el servicio ecosistémico de polinización que proveen.

En todo el paisaje estudiado, se encontró una alta abundancia de la abeja melífera europea (*Apis mellifera*), la cual representó casi la mitad de todas las abejas capturadas y fue la de mayor ocurrencia, tanto en bosques como en plantaciones. La alta abundancia de la abeja generalista *Apis mellifera* en los bosques estudiados podría explicarse por el diseño de muestreo. Las parcelas dentro del bosque secundario fueron establecidas a una distancia de ~50 m del borde, donde esta abeja todavía tuvo influencia en la búsqueda de recursos.

Sería interesante, para futuras investigaciones en bosques dentro de este paisaje, considerar el muestreo en zonas más alejadas del borde, para determinar si *A. mellifera* sigue siendo igual de abundante dentro del bosque. Una investigación en Cuba (Estévez y Martínez, 2020) y otra en Chile (Monzón *et al.*, 2020), encontraron que *A. mellifera* fue la más abundante en plantaciones de aguacate. No obstante, en las plantaciones de aguacate de este estudio, las abejas nativas fueron las más abundantes, en concordancia con otros trabajos que estudian abejas en plantaciones de aguacate, que señalan una mayor abundancia de especies nativas (Can-Alonzo *et al.*, 2005; Carabali-Banguero *et al.*, 2020).

Los bosques presentaron mayor abundancia de abejas que las plantaciones de aguacate y las más abundantes son *Apis mellifera* y *Trigona fulviventris*, otra abeja altamente social. Es común que las abejas sociales tengan un comportamiento de reclutamiento. Dicho de otro modo, al encontrar una fuente específica de alimento que esté libre de competencia (p.ej. las BVT), esta es comunicada y monopolizada por la colonia, lo cual propicia una alta captura (I'Anson Price *et al.*, 2021).

Los hallazgos de la relación positiva entre la abundancia de abejas y la temperatura promedio y flores en el suelo promedio concuerdan con una investigación en que se encontró una alta correlación directa entre la temperatura y las visitas de las abejas al cultivo de aguacate (Monzón *et al.*, 2020). Sin embargo, Can-Alonzo *et al.* (2005) no encontraron correlación significativa con la temperatura y el número de visitas de abejas al aguacate.

La media de la riqueza de especies (q_0) fue significativamente mayor en las plantaciones que en los bosques, pero, en cuanto a los índices de diversidad q_1 y q_2 , no hubo diferencias. El menor número de especies efectivas en los bosques secundarios podría estar vinculado a la dominancia por coníferas y encinos. En este tipo de hábitats, la abundancia, diversidad y composición de especies de abejas está condicionada por la apertura del dosel, ya que, en bosques con un dosel muy cerrado, se espera menos cantidad de recursos florales, en comparación con bosques con mayor apertura y entrada de luz, donde el sotobosque puede proveer recursos florales diversos a las abejas (Ulyshen *et al.*, 2024).

Por el contrario, los bosques latifoliados suelen tener una alta diversidad en el dosel con múltiples especies de árboles que producen flores ricas en néctar y polen, lo cual incide en la abundancia y composición de polinizadores y, sobre todo, beneficia a especies nativas que han evolucionado a la par de estas plantas; además, la diversidad de polinizadores tiende a aumentar con la madurez del bosque y la diversidad de los árboles de hoja ancha (Ulyshen *et al.*, 2024).

La mayor riqueza de especies en las plantaciones podría estar asociada a una alta heterogeneidad ecológica del paisaje y, por lo tanto, una mayor complementariedad del hábitat, lo cual implica una mayor diversificación de los recursos que las abejas podrían aprovechar. En este sentido, las plantaciones, en el paisaje de estudio, pueden ofrecer una mayor disponibilidad de recursos florales cuando el bosque no puede proveerlos, mientras que los bosques pueden brindar otros recursos forestales (por ejemplo, resinas y melazas) y sitios de anidamiento.

De acuerdo con Ulyshen *et al.* (2023) los polinizadores suelen beneficiarse al aprovechar una variedad de hábitats que les permita acceder a recursos tanto de los bosques como de áreas más abiertas. Los ecosistemas forestales pueden presentar limitaciones en cuanto a la disponibilidad de recursos estacionales o de sotobosque —especialmente los bosques dominados por coníferas (Ulyshen *et al.*, 2024)—, mientras que las zonas abiertas, como praderas, pastizales o áreas agrícolas, proporcionan una gran variedad de plantas en flor, lo que genera hábitats complementarios (Ulyshen *et al.*, 2023). Otra investigación sostiene que, en paisajes con un uso moderado —como el de este estudio—, la respuesta de los polinizadores ante perturbaciones, en términos de riqueza y abundancia, es variable y no sigue un patrón consistente, dependiendo principalmente del tamaño, el tipo de anidamiento y la conducta social de las especies de abejas (Winfrey *et al.*, 2011).

Composición de especies de abejas en el paisaje

Pese a la gran cantidad de especies únicas presentes en las plantaciones, y pocas en los bosques, en términos de composición de especies, tampoco se encontró diferencias significativas entre los usos de suelo. Esto puede estar relacionado con el diseño de muestreo de este estudio. El requisito de la presencia de bosque en un rango de 300 m desde la plantación puede ser un indicativo que las especies se están compartiendo entre ambos usos, principalmente por estar dentro del rango de forrajeo de la mayoría de abejas (Ricketts, 2004; Ricketts *et al.*, 2008).

A pesar de esto, fue notable que el NMDS detectó asociación cercana solamente para cuatro sitios, lo que puede estar indicando que el recambio en composición tendría que evaluarse a una escala mayor en el paisaje. Zou *et al.* (2017) determinaron que los patrones estructurales de la apifauna son explicados de mejor manera en un radio de 1000 m; este rango permite capturar la heterogeneidad del paisaje que contribuye tanto a la abundancia de especies generalistas, como a la diversidad en nichos específicos que requieren especies menos comunes o especializadas.

La mayoría de las especies únicas presentes en las plantaciones fueron solitarias. Williams *et al.* (2010) determinaron que las abejas solitarias son menos sensibles a la intensificación agrícola y al uso de pesticidas en contraste con las abejas sociales. *Trigona fulviventris* aportó en gran medida a la composición de especies en ambos usos de suelo; esta abeja altamente social y generalista aprovecha una gran gama de recursos para el sostén de su colonia (Hanson *et al.*, 2021). Además, es la tercera abeja sin aguijón más común en El Salvador, sobre todo en lugares con alta presencia de bosques de coníferas (Ruano-Iraheta *et al.*, 2015).

Otra especie notable en la composición de ambos usos fue *Bombus ephippiatus*. La alta presencia de esta especie puede explicarse por la elevación de la zona de estudio (promedio de 1967 m). dado que este abejorro silvestre ocurre a grandes altitudes y es de las pocas especies

sociales en tierras altas (Hanson *et al.*, 2021). Las especies que anidan debajo del suelo, como el caso de este abejorro, son mucho menos vulnerables a la intensificación agrícola, comparadas con aquellas que anidan sobre este (Williams *et al.*, 2010).

Es crucial destacar la alta presencia de abejas nativas en las plantaciones evaluadas. Contrario a otras investigaciones con apifauna en plantaciones de aguacate, en que encontraron una mayor abundancia de *Apis mellifera* (Estévez y Martínez, 2020; Monzón *et al.*, 2020; Celis-Diez *et al.*, 2023), en este trabajo, para las plantaciones, se encontró que las abejas nativas en conjunto fueron más abundantes, con el 60 % de los individuos, incluidas abejas sin aguijón (tribu Meliponini) y las otras abejas nativas.

Estos resultados concuerdan con los hallazgos de Can-Alonzo *et al.* (2005) y Carabali-Banguero *et al.* (2020), en los cuales se encontró una mayor abundancia de especies de abejas nativas en huertos de aguacate. Fue notable la abundancia del abejorro mesoamericano (*Bombus ephippiatus*) en las plantaciones (Anexo 4), ya que se ha evidenciado que otras especies de este mismo género pueden mejorar la polinización del aguacate Hass (Stern *et al.*, 2021). Se ha observado que la visita de insectos polinizadores silvestres ocasiona un mejor rendimiento y eficacia en la producción de frutos de una amplia variedad de cultivos, aun con la presencia de *A. mellifera*. Esto probablemente se deba a que tienen comportamientos más especializados y variados en la visita de flores (Garibaldi *et al.*, 2013).

Lo anterior ha sido recientemente comprobado específicamente para el aguacate, en una investigación que sugiere que los insectos silvestres son polinizadores más eficaces para este frutal, especialmente en condiciones climáticas extremas como la sequía (Celis-Diez *et al.*, 2023). También, en experimentos de exclusión de insectos y aplicación de insecticidas en aguacate se ha demostrado que las inflorescencias de aguacate expuestas a la actividad de los visitantes florales alcanzan un cuajado de fruto hasta siete veces mayor en comparación con las inflorescencias cubiertas (Carabali-Banguero *et al.*, 2018). Esto resalta la utilidad de conservar la diversidad de polinizadores silvestres para asegurar un óptimo rendimiento agrícola de los cultivos.

Efectos de la vegetación del bosque secundario sobre las comunidades de abejas

En esta investigación, se encontró que más del 70 % de los individuos arbóreos muestreados en los bosques tuvieron entre 10 y 40 cm de DAP, y una altura promedio de 14.54 m, elementos que sugieren que se trata de BS de sucesión media-tardía, probablemente con más de 60 años (Chazdon *et al.*, 2016). Se encontró que la diversidad de abejas estuvo asociada negativamente con variables estructurales, como el área basal y la altura de los árboles. Esto es consistente con los hallazgos encontrados en el trabajo de Winfree *et al.* (2007), en que demostraron que la abundancia de abejas y la riqueza de especies en hábitats forestales disminuyeron con el aumento de la cobertura forestal.

El mismo patrón se encontró en un experimento en un bosque secundario de coníferas en Alemania, donde se encontró que un tratamiento de mejora en la complejidad estructural: al eliminar cierta cantidad de árboles mediante anillado y desarraigo, se promovió una mayor abundancia y diversidad de abejas, sobre todo, aquellas pertenecientes a los gremios que anidan sobre el suelo y solitarias. Asimismo, los autores sostienen que una mayor heterogeneidad promueve el ingreso de luz, lo que favorecen el arraigamiento de plantas herbáceas, benéficas para las abejas (Eckerter *et al.*, 2021).

Un ejemplo específico para la región neotropical, que está muy relacionado con estos resultados, se encontró que en bosques secundarios de estadio temprano, con una menor altura de la

vegetación, hubo una mayor abundancia y riqueza de abejas, en comparación con sitios de bosque secundario tardío de mayor altura y sitios que corresponden a plantaciones de café (Armas-Quiñonez *et al.*, 2020).

Otra investigación en Colombia halló que en agroecosistemas dominados por pastizales, cultivos, jardines y huertas y zonas urbanas (ciudad de Villavicencio) tuvieron una mayor densidad y número de nidos en comparación con el bosque secundario (Nates-Parra *et al.*, 2008), otro elemento que aporta a la idea de la complementariedad del hábitat para la apifauna en general (Ulyshen *et al.*, 2023).

Efectos del manejo agronómico de las plantaciones sobre las comunidades de abejas

Al analizar las comunidades de abejas solamente para las plantaciones de aguacate, se encontraron diferencias significativas únicamente para la abundancia entre plantaciones con distinto tipo e intensidad de manejo. La forma en que se calculó la intensidad de manejo en esta investigación fue mediante los datos obtenidos de las entrevistas con los productores, por lo tanto, el nivel de intensidad asignado a las categorías o variables (Anexo 2) y los subsecuentes puntajes asignados a cada categoría (por ejemplo, las concentraciones de agroquímicos, Anexo 3) deben solamente interpretarse en el contexto de esta investigación.

La mayor abundancia de abejas en las plantaciones con manejo inorgánico e intensidad media puede deberse tanto a la cercanía y al alto porcentaje de bosque que las rodea, así como a la disponibilidad de recursos que las abejas pueden encontrar, como la presencia de plantas herbáceas (malezas) en floración (Anexo 3, cantidad de maleza que normalmente encuentra). En la mayoría de las plantaciones, se evidenció una alta presencia de la hierba comestible *Solanum americanum*, conocida localmente como hierba mora, la cual es muy visitada por abejas nativas (obs. pers.). En un estudio que analizó las cargas polínicas de las abejas en huertos de aguacate, se encontró que estas no se restringen exclusivamente al polen de aguacate Hass, sino que aprovechan una variedad de especies en el agroecosistema y sus áreas circundantes (Carabali-Banguero *et al.*, 2020). Un bosque secundario bien conservado cercano a áreas productivas, sobre todo de aquellos cultivos que dependen de la polinización entomófila, es determinante, ya que estos hábitats proveen sitios de anidamiento (Ricketts *et al.*, 2008), recursos florales (Winfrey *et al.*, 2011; Armas-Quiñonez *et al.*, 2020) y otros recursos forestales como resinas y melazas (Nates-Parra, 2005).

Limitantes y consideraciones finales

A pesar de que la mayoría de los productores de aguacate de la zona alta de Chalatenango consultados muestran nociones sobre el grupo de las abejas y algunos de ellos son conscientes de sus funciones ecológicas, es notable que la mitad de ellos no están seguros de querer implementar prácticas que promuevan las abejas en sus plantaciones. No obstante, la mayoría estaría interesado en capacitarse acerca del rol y la importancia de las abejas en la producción de aguacate.

Estas discrepancias podrían explicarse con base en la falta de capacitación, asistencia técnica y el apoyo institucional, aspectos fundamentales para mejorar las habilidades en manejo, optimizar el acceso al mercado y facilitar la sostenibilidad en el tiempo de la producción agrícola. Estos factores son cruciales, sobre todo para pequeños productores de la región. Así lo evidencia un estudio que analizó la eficiencia técnica de pequeños agricultores en zonas montañosas de El Salvador y Honduras, en el cual se encontró que la educación formal y las visitas de agentes de extensión agrícola resultaron ser claves para incrementar la eficiencia en el uso de recursos. Además, se respalda la idea de que las prácticas de sostenibilidad ambiental,

acompañadas con programas de capacitación en recursos humanos no son incompatibles con la productividad agrícola y que, de hecho, estos objetivos pueden ser complementarios (Solís *et al.*, 2009).

Por su parte, la captura de abejas en esta investigación estuvo condicionada por la estacionalidad, debido a que parte de la segunda visita y la tercera visita completa fueron durante la época lluviosa, y las tres visitas se realizaron fuera de la época de floración del aguacate. En la época lluviosa, hay una disminución en la disponibilidad de recursos florales en contraste con la época seca, por ello, en esta última, suele haber una mayor abundancia de abejas y, por lo tanto, más captura (Galbraith *et al.*, 2020). Sería interesante evaluar si la riqueza, diversidad y composición de especies en los bosques secundarios varía en la época seca, considerando que estos son más atractivos para las abejas durante esta estación (Armas-Quíñonez *et al.*, 2020). También, es altamente recomendable realizar otra investigación que explore estos mismos componentes durante las dos épocas de floración que presenta el aguacate Hass en la zona alta de Chalatenango.

Después de la primera visita, no se continuó utilizando el método de muestreo activo debido principalmente al denso sotobosque encontrado en los BS, lo que impedía un correcto uso de la red, situación que no sucedía en las plantaciones, lo cual podría causar sesgos en la comparación entre ambos usos. Sin embargo, el método pasivo utilizado mostró buenos rendimientos para ambos usos de suelo estudiados.

Finalmente, investigaciones futuras en las que se tome en cuenta el manejo agronómico de las plantaciones deberían orientarse en otro enfoque menos subjetivo para la estimación de la intensidad del manejo, pues la información obtenida mediante entrevistas está condicionada por factores humanos, lo cual supone muchos sesgos.

CONCLUSIONES

Hasta donde se tiene conocimiento, este es el primer estudio en la región neotropical que analiza de forma simultánea el recambio en la estructura y composición de abejas entre bosques secundarios y plantaciones de aguacate. Los bosques secundarios a 300 m de las aguacateras mantienen una diversidad y composición de especies similar a áreas de estas plantaciones, lo que lleva a pensar que estos sitios naturales están proveyendo apifauna a estas y, por lo tanto, contribuyen potencialmente en el servicio ecosistémico de polinización de este frutal en el paisaje estudiado.

De igual forma, con base en que se encontró una cantidad significativamente mayor de flores en el suelo promedio en las plantaciones, debido a la alta presencia de plantas herbáceas, estas son capaces de proveer recursos a las abejas, especialmente en momentos en que el bosque y la mata de aguacate no pueden brindarlos, lo que apoya la idea de que una alta complementariedad del hábitat es favorable para este grupo.

La pérdida de los servicios ecosistémicos en El Salvador está relacionada con la deforestación y degradación de los ecosistemas naturales. Investigaciones como esta aportan evidencia de que los BS ofrecen una oportunidad única en la recuperación de dichos servicios, lo cual resalta la necesidad urgente de conservar estos hábitats. También, se destaca el valor de la capacitación de los productores y de la sociedad en general en la función de los polinizadores en los cultivos; un acompañamiento técnico y mayor compromiso institucional puede ayudar a transmitir el mensaje de que se puede producir y, a la vez, conservar los pocos recursos naturales que quedan en El Salvador.

REFERENCIAS

- Aide, TM; Clark, ML; Grau, HR; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, MJ; Muñiz, M. 2012. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2):262-271. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>.
- Armas-Quiñonez, G; Ayala-Barajas, R; Avendaño-Mendoza, C; Lindig-Cisneros, R; del-Val, E. 2020. Bee diversity in secondary forests and coffee plantations in a transition between foothills and highlands in the Guatemalan Pacific Coast. *PeerJ* 8:e9257. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.9257>.
- Ayala, R; Griswold, T. 2012. Two new species of the bee genus *Peponapis*, with a key to the North and Central American species (Hymenoptera: Apidae: Eucerini). *Revista mexicana de biodiversidad* 83(2):396-406.
- Baena-Díaz, F; Chévez, E; Porter-Bolland, L; Baena-Díaz, F; Chévez, E; Porter-Bolland, L. 2023. ¿Qué sabemos de las abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae, Meliponini) en México?: Diversidad, Ecología y polinización (en línea). *Acta zoológica mexicana* 39. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2023.3912565>.
- Basualdo, M; Cavigliasso, P. 2023. Valoración económica de la polinización entomófila en cultivos de la Argentina: posibles efectos de la crisis de polinizadores en la agricultura (en línea). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 82(1). Consultado 21 jun. 2023. Disponible en <https://www.redalyc.org/journal/3220/322074452013/>.
- BCIE. (2022). Plan Maestro para la Región Trifinio, Libro Resumen. s.l., Banco Centroamericano de Integración Económica (BCIE).
- Becker, JE; McCluney, KE. 2021. Urbanization-driven climate change increases invertebrate lipid demand, relative to protein—A response to dehydration. *Functional Ecology* 35(2):411-419. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13720>.
- Browning, D. 1975. El Salvador, la tierra y el hombre. s.l., Ministerio de Educación, Dirección de Publicaciones.
- Bueno, FGB; Kendall, L; Alves, DA; Tamara, ML; Heard, T; Latty, T; Gloag, R. 2023. Stingless bee floral visitation in the global tropics and subtropics. *Global Ecology and Conservation* 43:e02454. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02454>.
- Burt, S. 2012. The weather observer's handbook. New York, Cambridge university press.
- Can-Alonzo, C; Quezada-Euán, JG; Xiu-Ancona, P; Moo-Valle, H; Valdovinos-Nunez, GR; Medina-Peralta, S. 2005. Pollination of 'criollo' avocados (*Persea americana*) and the behaviour of associated bees in subtropical Mexico. *Journal of Apicultural Research* 44(1):3-8. DOI: <https://doi.org/10.1080/00218839.2005.11101138>.
- Carabali-Banguero, D; Montoya-Lerma, J; Carabalí-Muñoz, A. 2020. Cargas polínicas en entomofauna visitante floral de *Persea americana* (Lauraceae) cv. Hass. *Caldasia* 42(1):105-114. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77136>.
- Carabalí-Banguero, D; Montoya-Lerma, J; Carabalí-Muñoz, A; Carabalí-Banguero, D; Montoya-Lerma, J; Carabalí-Muñoz, A. 2018. Efecto de la exclusión de insectos visitantes florales en el cuajado de frutos de *Persea americana* (Lauraceae) cv. Hass (en línea). *Acta zoológica mexicana* 34. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412121>.

- Celata, F; Coletti, R; Sanna, VS. 2013. La cooperación transfronteriza en la región del triffinio y la difusión de modelos europeos de gobernanza de las fronteras en América Latina. *Si Somos Americanos* 13(2):165-189. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0719-09482013000200008>.
- Celis-Diez, JL; García, CB; Armesto, JJ; Abades, S; Garratt, MPD; Fontúrbel, FE. 2023. Wild Floral Visitors Are More Important Than Honeybees as Pollinators of Avocado Crops. *Agronomy* 13(7):1722. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13071722>.
- Cerda, R; Allinne, C; Gary, C; Tixier, P; Harvey, CA; Krolczyk, L; Mathiot, C; Clément, E; Aubertot, J-N; Avelino, J. 2017. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. *European Journal of Agronomy* 82:308-319. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.019>.
- Chao, A; Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93(12):2533-2547. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>.
- Chazdon, RL. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):51-71. DOI: <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>.
- _____. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320(5882):1458-1460. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1155365>.
- Chazdon, RL; Broadbent, EN; Rozendaal, DMA; Bongers, F; Zambrano, AMA; Aide, TM; Balvanera, P; Becknell, JM; Boukili, V; Brancalion, PHS; Craven, D; Almeida-Cortez, JS; Cabral, GAL; De Jong, B; Denslow, JS; Dent, DH; DeWalt, SJ; Dupuy, JM; Durán, SM; Espírito-Santo, MM; Fandino, MC; César, RG; Hall, JS; Hernández-Stefanoni, JL; Jakovac, CC; Junqueira, AB; Kennard, D; Letcher, SG; Lohbeck, M; Martínez-Ramos, M; Massoca, P; Meave, JA; Mesquita, R; Mora, F; Muñoz, R; Muscarella, R; Nunes, YRF; Ochoa-Gaona, S; Orihuela-Belmonte, E; Peña-Claros, M; Pérez-García, EA; Piotta, D; Powers, JS; Rodríguez-Velazquez, J; Romero-Pérez, IE; Ruíz, J; Saldarriaga, JG; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, NB; Steininger, MK; Swenson, NG; Uriarte, M; Van Breugel, M; Van Der Wal, H; Veloso, MDM; Vester, H; Vieira, ICG; Bentos, TV; Williamson, GB; Poorter, L. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* 2(5):e1501639. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>.
- Chazdon, RL; Peres, CA; Dent, D; Sheil, D; Lugo, AE; Lamb, D; Stork, NE; Miller, SE. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology* 23(6):1406-1417. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>.
- Climate Engine. 2023. Desert Research Institute and University of Idaho (en línea, sitio web). Consultado 25 oct. 2023. Disponible en <http://climateengine.org>.
- Corlett, RT. 1994. What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology* 10(3):445-447. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400008129>.
- Corlett, RT. 1995. Tropical secondary forests. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 19(2):159-172. DOI: <https://doi.org/10.1177/030913339501900201>.
- Crespin, SJ; Simonetti, JA. 2016. Loss of ecosystem services and the decapitalization of nature in El Salvador. *Ecosystem Services* 17:5-13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.020>.

- Danforth, BN; Minckley, RL; Neff, JL. 2019. The solitary bees: biology, evolution, conservation. s.l., Princeton University Press. Consultado 10 oct. 2024.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2020. InfoStat versión 2020 (en línea). Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>.
- Dull, RA. 2008. Unpacking El Salvador's ecological predicament: Theoretical templates and "long-view" ecologies. *Global Environmental Change* 18(2):319-329. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.03.002>.
- Dymond, K; Celis-Diez, JL; Potts, SG; Howlett, BG; Willcox, BK; Garratt, MPD. 2021. The role of insect pollinators in avocado production: A global review. *Journal of Applied Entomology* 145(5):369-383. DOI: <https://doi.org/10.1111/jen.12869>.
- Eckerter, T; Buse, J; Bauhus, J; Förchler, MI; Klein, AM. 2021. Wild bees benefit from structural complexity enhancement in a forest restoration experiment. *Forest Ecology and Management* 496:119412. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119412>.
- Enríquez, E; Ayala, R. 2014. Impacto de la colección de abejas nativas de Guatemala, luego de 14 años de su conformación. *Ciencia y Conservación* 5:38-47.
- Estévez, AA; Martínez, AG. 2020. Visitantes florales del aguacate (*Persea americana* Mill.) en un terreno urbano en La Habana, Cuba (en línea). *Acta Botánica Cubana* 219(1). Consultado 22 oct. 2024. Disponible en <https://revistasgeotech.com/index.php/abc/article/view/300>.
- FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe Principal (en línea). s.l., FAO. DOI: <https://doi.org/10.4060/ca9825es>.
- Galbraith, SM; Griswold, T; Price, WJ; Bosque-Pérez, NA. 2020. Biodiversity and community composition of native bee populations vary among human-dominated land uses within the seasonally dry tropics. *Journal of Insect Conservation* 24(6):1045-1059. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00274-8>.
- Garibaldi, LA; Steffan-Dewenter, I; Winfree, R; Aizen, MA; Bommarco, R; Cunningham, SA; Kremen, C; Carvalheiro, LG; Harder, LD; Afik, O; Bartomeus, I; Benjamin, F; Boreux, V; Cariveau, D; Chacoff, NP; Dudenhöffer, JH; Freitas, BM; Ghazoul, J; Greenleaf, S; Hipólito, J; Holzschuh, A; Howlett, B; Isaacs, R; Javorek, SK; Kennedy, CM; Krewenka, KM; Krishnan, S; Mandelik, Y; Mayfield, MM; Motzke, I; Munyuli, T; Nault, BA; Otieno, M; Petersen, J; Pisanty, G; Potts, SG; Rader, R; Ricketts, TH; Rundlöf, M; Seymour, CL; Schüepp, C; Szentgyörgyi, H; Taki, H; Tschamntke, T; Vergara, CH; Viana, BF; Wanger, TC; Westphal, C; Williams, N; Klein, AM. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339(6127):1608-1611. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1230200>.
- Giz. (2011). Estado de la Región Trifinio 2010. Datos socioeconómicos y ambientales de los municipios. s.l., Plan Trifinio.
- González-Chaves, A; Jaffé, R; Metzger, JP; de M. P. Kleinert, A. 2020. Forest proximity rather than local forest cover affects bee diversity and coffee pollination services. *Landscape Ecology* 35(8):1841-1855. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01061-1>.
- Guanga, MF. 2023. Evaluación de las comunidades de abejas en los principales usos de la tierra de la finca comercial del CATIE (en línea). Tesis de Maestría. Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical De Investigación y Enseñanza (CATIE). .

- Consultado 22 nov. 2023. Disponible en <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/12346>.
- Hall, M. 2018. Blue and yellow vane traps differ in their sampling effectiveness for wild bees in both open and wooded habitats. *Agricultural and Forest Entomology* 20(4):487-495. DOI: <https://doi.org/10.1111/afe.12281>.
- Hanson, P; Fernández Otárola, M; Lobo Segura, J; Gordon, F; Coville, R; Aguilar Monge, I; Acuña Cordero, M; Herrera González, E. 2021. Abejas de Costa Rica (en línea). s.l., Editorial Universidad de Costa Rica. Consultado 10 oct. 2024. Disponible en <https://repositorio.una.ac.cr/items/63c2aab5-38e3-47af-a6ae-147a02600626>.
- Henao, E; Ordóñez, Y; Camino, R de; Villalobos, R; Carrera, F. (2015). El bosque secundario en Centroamérica: un recurso potencial de uso limitado por procedimientos y normativas inadecuadas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 44 p. (Serie Técnica). Boletín Técnico no.
- Hsieh, TC; Ma, KH; Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7(12):1451-1456. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- I'Anson Price, R; Segers, F; Berger, A; Nascimento, FS; Grüter, C. 2021. An exploration of the relationship between recruitment communication and foraging in stingless bees. *Current Zoology* 67(5):551-560. DOI: <https://doi.org/10.1093/cz/zoab043>.
- IUCN. 2024. The IUCN Red List of Threatened Species (Version 2024-1) (en línea). s.l., s.e. Disponible en <https://www.iucnredlist.org>.
- Jiménez-Valverde, A; Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Jost, L; González-Oreja, JA. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana* 56(1-2):3-14.
- Kassambara, A. 2017. Practical Guide to Principal Component Methods in R. 1ed ed. s.l., STHDA, (Multivariate Analysis II).
- Kindt, R; Coe, R. 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies (en línea). s.l., World Agroforestry Centre (ICRAF). Disponible en <http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>.
- LaBerge, WE. 2001. Revision of the bees of the genus *Tetraloniella* in the New World (Hymenoptera: Apidae). *Illinois Natural History Survey Bulletin* 36(3):67-162. DOI: <https://doi.org/10.21900/j.inhs.v36.125>.
- LeBerge, W; Michener, C. 1963. *Deltoptila*, A Middle American Genus of Anthophorine Bees (Hymenoptera, Apoidea). *Bulletin of the University of Nebraska State Museum* 4(10):211-226.
- Magurran, AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden, Blackwell Publishing. 268 p.
- MARN. 2011. Mapa de los ecosistemas de El Salvador, actualización, 2011. s.l., s.e.
- _____. 2018. *Inventario Nacional de Bosques de El Salvador (IBN) 2018*. 1 ed. El Salvador, MARN. 421 p.

- _____. 2023. Acuerdo No. 257 de 2023: Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción. *Diario Oficial*. . s.l., Diario Oficial Volume: Tomo N° 441, Número 194.
- Martínez, A. (2006). Catálogo de mapas de los municipios de la palma y san Ignacio. Una Aproximación al Ordenamiento Territorial y Riesgos Naturales. s.l., Proyecto TRIFINIO/GTZ. 17 p.
- Michener, CD. 2007. The bees of the world (en línea). 2nd ed. s.l., The Johns Hopkins University Press. Consultado 10 oct. 2024. Disponible en <https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=a8L8EAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR7&dq=The+bees+of+the+world+2nd+edition&ots=NJe5fHDXru&sig=YkiIZPDLWFQJiRcFEKzE801Dxzo>.
- Monzón, VH; Avendaño-Soto, P; Araujo, RO; Garrido, R; Mesquita-Neto, JN; Monzón, VH; Avendaño-Soto, P; Araujo, RO; Garrido, R; Mesquita-Neto, JN. 2020. Avocado crops as a floral resource for native bees of Chile (en línea). *Revista chilena de historia natural* 93. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40693-020-00092-x>.
- Moreno, CE; Barragán, F; Pineda, E; Pavón, NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad* 82(4):1249-1261. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.
- Nates-Parra, G. 2005. Abejas silvestres y polinización. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología* (75):7-20.
- Nates-Parra, G; Palacios, E; Parra-H, A. 2008. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae) en Meta, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 56(3):1295-1308.
- Oksanen, J; Blanchet, G; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, P; O'Hara, RB; Simpson, GL; Solymos, P; Stevens, MHH; Wagner, H. 2022. Package «vegan»: Community ecology package. (en línea). s.l., s.e. Disponible en <https://cran.ism.ac.jp/web/packages/vegan/vegan.pdf>.
- Ollerton, J; Winfree, R; Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120(3):321-326. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.
- Ordoñez, Y; Andrade, H; Quirós, D; Venegas, G. 2012. Dasometría y cubicación de la madera (en línea). In *Detlefsen, G; Somarriba, E (eds.)*. Turrialba, Costa Rica, CATIE, (Serie Técnica, no. 109). p. 27. Consultado 18 sep. 2024. Disponible en https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/3512/Produccion_de_madera_en_sistemas_agroforestales.pdf?sequence=2&isAllowed=y#page=28.
- Pardo, M; Echeverri, L; Merlín-Uribe, Y; Astier, M. 2020. Sinergias y antagonismos: manejo agronómico y mantenimiento de la diversidad de herbáceas y polinizadores en huertas de aguacate. *México, CONABIO, vol.3, (Estudio de Estado 2)*. p. 269-278.
- Poorter, L; Craven, D; Jakovac, CC; van der Sande, MT; Amissah, L; Bongers, F; Chazdon, RL; Farrior, CE; Kambach, S; Meave, JA; Muñoz, R; Norden, N; Rüger, N; van Breugel, M; Almeyda Zambrano, AM; Amani, B; Andrade, JL; Brancalion, PHS; Broadbent, EN; de Foresta, H; Dent, DH; Derroire, G; DeWalt, SJ; Dupuy, JM; Durán, SM; Fantini, AC; Finegan, B; Hernández-Jaramillo, A; Hernández-Stefanoni, JL; Hietz, P; Junqueira, AB; N'dja, JK; Letcher, SG; Lohbeck, M; López-Camacho, R;

- Martínez-Ramos, M; Melo, FPL; Mora, F; Müller, SC; N'Guessan, AE; Oberleitner, F; Ortiz-Malavassi, E; Pérez-García, EA; Pinho, BX; Piotto, D; Powers, JS; Rodríguez-Buriticá, S; Rozendaal, DMA; Ruíz, J; Tabarelli, M; Teixeira, HM; Valadares de Sá Barretto Sampaio, E; van der Wal, H; Villa, PM; Fernandes, GW; Santos, BA; Aguilar-Cano, J; de Almeida-Cortez, JS; Alvarez-Davila, E; Arreola-Villa, F; Balvanera, P; Becknell, JM; Cabral, GAL; Castellanos-Castro, C; de Jong, BHJ; Nieto, JE; Espírito-Santo, MM; Fandino, MC; García, H; García-Villalobos, D; Hall, JS; Idárraga, A; Jiménez-Montoya, J; Kennard, D; Marín-Spiotta, E; Mesquita, R; Nunes, YRF; Ochoa-Gaona, S; Peña-Claros, M; Pérez-Cárdenas, N; Rodríguez-Velázquez, J; Villanueva, LS; Schwartz, NB; Steininger, MK; Veloso, MDM; Vester, HFM; Vieira, ICG; Williamson, GB; Zanini, K; Hérault, B. 2021. Multidimensional tropical forest recovery. *Science* 374(6573):1370-1376. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>.
- Poorter, L; Rozendaal, DMA; Bongers, F; Almeida, de JS; Álvarez, FS; Andrade, JL; Arreola Villa, LF; Becknell, JM; Bhaskar, R; Boukili, V; Brancalion, PHS; César, RG; Chave, J; Chazdon, RL; Dalla Colletta, G; Craven, D; de Jong, BHJ; Denslow, JS; Dent, DH; DeWalt, SJ; Díaz García, E; Dupuy, JM; Durán, SM; Espírito Santo, MM; Fernandes, GW; Finegan, B; Granda Moser, V; Hall, JS; Hernández-Stefanoni, JL; Jakovac, CC; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, SG; Lohbeck, M; Lopez, OR; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA; Mora, F; de Souza Moreno, V; Müller, SC; Muñoz, R; Muscarella, R; Nunes, YRF; Ochoa-Gaona, S; Oliveira, RS; Paz, H; Sanchez-Azofeifa, A; Sanaphre-Villanueva, L; Toledo, M; Uriarte, M; Utrera, LP; van Breugel, M; van der Sande, MT; Veloso, MDM; Wright, SJ; Zanini, KJ; Zimmerman, JK; Westoby, M. 2021. Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(49):e2003405118. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>.
- Prado, SG; Ngo, HT; Florez, JA; Collazo, JA. 2017. Sampling bees in tropical forests and agroecosystems: a review. *Journal of Insect Conservation* 21(5):753-770. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0018-8>.
- Prendergast, KS; Menz, MHM; Dixon, KW; Bateman, PW. 2020. The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. *Ecosphere* 11(5):e03076. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3076>.
- Quezada-Euán, JIG. 2009. Potencial de las abejas nativas en la polinización de cultivos. *Acta Biológica Colombiana* 14(2):169-172.
- R Core Team. 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing (en línea). Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. Disponible en <https://www.R-project.org>.
- Real-Luna, N; Rivera-Hernández, JE; Alcántara-Salinas, G; Rojas-Malavasi, G; Morales-Vargas, AP; Pérez-Sato, JA. 2022. Las abejas sin aguijón (Tribu Meliponini) en los agroecosistemas de América Latina. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 13(2):331-344. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i2.2866>.
- Rebolledo Roa, A; Dorado Guerra, DY. 2017. Criterios para la definición de planes de fertilización en el cultivo de aguacate Hass con un enfoque tecnificado. 1ra ed. Mosquera, Colombia, Corpoica Editorial, (Colección Transformación del agro). 116 p.

- Ricketts, TH. 2004. Tropical Forest Fragments Enhance Pollinator Activity in Nearby Coffee Crops. *Conservation Biology* 18(5):1262-1271. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00227.x>.
- Ricketts, TH; Regetz, J; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Bogdanski, A; Gemmill-Herren, B; Greenleaf, SS; Klein, AM; Mayfield, MM; Morandin, LA; Ochieng', A; Viana, BF. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11(5):499-515. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>.
- Rozendaal, DMA; Bongers, F; Aide, TM; Alvarez-Dávila, E; Ascarrunz, N; Balvanera, P; Becknell, JM; Bentos, TV; Brancalion, PHS; Cabral, GAL; Calvo-Rodriguez, S; Chave, J; César, RG; Chazdon, RL; Condit, R; Dallinga, JS; de Almeida-Cortez, JS; de Jong, B; de Oliveira, A; Denslow, JS; Dent, DH; DeWalt, SJ; Dupuy, JM; Durán, SM; Dutrieux, LP; Espírito-Santo, MM; Fandino, MC; Fernandes, GW; Finegan, B; García, H; Gonzalez, N; Moser, VG; Hall, JS; Hernández-Stefanoni, JL; Hubbell, S; Jakovac, CC; Hernández, AJ; Junqueira, AB; Kennard, D; Larpin, D; Letcher, SG; Licona, J-C; Lebrija-Trejos, E; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Massoca, PES; Meave, JA; Mesquita, RCG; Mora, F; Müller, SC; Muñoz, R; de Oliveira Neto, SN; Norden, N; Nunes, YRF; Ochoa-Gaona, S; Ortiz-Malavassi, E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, EA; Piotta, D; Powers, JS; Aguilar-Cano, J; Rodriguez-Buritica, S; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Romero, MA; Ruíz, J; Sanchez-Azofeifa, A; de Almeida, AS; Silver, WL; Schwartz, NB; Thomas, WW; Toledo, M; Uriarte, M; de Sá Sampaio, EV; van Breugel, M; van der Wal, H; Martins, SV; Veloso, MDM; Vester, HFM; Vicentini, A; Vieira, ICG; Villa, P; Williamson, GB; Zanini, KJ; Zimmerman, J; Poorter, L. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances* 5(3):eaau3114. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>.
- Ruano-Iraheta, CE; Hernández Martínez, MÁ; Alas Romero, LA; Claros Álvarez, ME; Arévalo, DR; Rodríguez González, VA. 2015. Stingless bee distribution and richness in El Salvador (Apidae, Meliponinae). *Journal of Apicultural Research* 54(1):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1080/00218839.2015.1029783>.
- Russo-Petrick, KM; Root, KV. 2023. Identifying factors across multiple scales that impact bat activity and species richness along roads in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 32(3):1065-1088. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02538-y>.
- Samways, MJ; McGeoch, MA; New, TR. 2010. *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford, Oxford University Press, (Techniques in ecology and conservation series). 441 p.
- Snelling, RR. 1966. The taxonomy and nomenclature of some North American bees of the genus *Centris* with descriptions of new species (Hymenoptera: Anthophoridae). *Contributions in science* 112:1-33. DOI: <https://doi.org/10.5962/p.241101>.
- SNET. 2005. *La Dinámica Socio-Económica del Territorio Microregión Chalatenango*. s.l., Observatorio de Amenazas.
- _____. (2015). *Boletín climatológico anual, 2015*. San Salvador, El Salvador, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Solís, D; Bravo-Ureta, BE; Quiroga, RE. 2009. Technical Efficiency among Peasant Farmers Participating in Natural Resource Management Programmes in Central America. *Journal of Agricultural Economics* 60(1):202-219. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2008.00173.x>.

- Stern, RA; Rozen, A; Eshed, R; Zviran, T; Sisai, I; Sherman, A; Irihimovitch, V; Sapir, G. 2021. Bumblebees (*Bombus terrestris*) Improve 'Hass' Avocado (*Persea americana*) Pollination. *Plants* 10(7):1372. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants10071372>.
- Suchiang, BR; Nonghuloo, IM; Kharbhih, S; Singh, PP; Tiwary, R; Adhikari, D; Upadhaya, K; Ramanujam, P; Barik, SK. 2020. Tree diversity and community composition in sacred forests are superior than the other community forests in a human-dominated landscape of Meghalaya. *Tropical Ecology* 61(1):84-105. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00066-w>.
- Taki, H; Makihara, H; Matsumura, T; Hasegawa, M; Matsuura, T; Tanaka, H; Makino, S; Okabe, K. 2013. Evaluation of secondary forests as alternative habitats to primary forests for flower-visiting insects. *Journal of Insect Conservation* 17(3):549-556. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9539-3>.
- Tropicos.org. 2024. Missouri Botanical Garden (en línea). s.l., s.e. Disponible en <https://www.tropicos.org/home>.
- Ulyshen, M; Urban-Mead, KR; Dorey, JB; Rivers, JW. 2023. Forests are critically important to global pollinator diversity and enhance pollination in adjacent crops (en línea). *Biological Reviews* n/a(n/a). DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12947>.
- Ulyshen, MD; Ballare, KM; Fettig, CJ; Rivers, JW; Runyon, JB. 2024. The Value of Forests to Pollinating Insects Varies with Forest Structure, Composition, and Age. *Current Forestry Reports* 10(5):322-336. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40725-024-00224-6>.
- Ulyshen, MD; Pokswinski, S; Hiers, JK. 2020. A comparison of bee communities between primary and mature secondary forests in the longleaf pine ecosystem. *Scientific Reports* 10(1):2916. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59878-4>.
- Villareal, HM; Álvarez, M; Córdoba-Córdoba, S; Escobar, F; Fagua, G; Gast, F; Mendoza-Cifuentes, H; Ospina, M; Umaña, AM. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad (en línea). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt . Disponible en <http://hdl.handle.net/20.500.11761/31419>.
- Williams, NM; Crone, EE; Roulston, TH; Minckley, RL; Packer, L; Potts, SG. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation (Serie Conserving complexity: Global change and community-scale interactions)* 143(10):2280-2291. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>.
- Winfree, R; Bartomeus, I; Cariveau, DP. 2011. Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42(1):1-22. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>.
- Winfree, R; Griswold, T; Kremen, C. 2007. Effect of Human Disturbance on Bee Communities in a Forested Ecosystem. *Conservation Biology* 21(1):213-223. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00574.x>.
- Yurrita, CL; Ortega-Huerta, MA; Ayala, R. 2017. Distributional analysis of Melipona stingless bees (Apidae: Meliponini) in Central America and Mexico: setting baseline information for their conservation. *Apidologie* 48(2):247-258. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13592-016-0469-z>.
- Zou, Y; Bianchi, FJJA; Jauker, F; Xiao, H; Chen, J; Cresswell, J; Luo, S; Huang, J; Deng, X; Hou, L; van der Werf, W. 2017. Landscape effects on pollinator communities and pollination services in small-holder agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 246:109-116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.035>.

ANEXOS

Anexo 1. Características de las plantaciones de aguacate.

Cod	Área (Ha)	Edad (años)	Plantas	A.B	%B	Lat.(Y)	Lon.(X)	Altitud
ARH	2.19	9	500	19.76	70.20	14.319354	-89.067386	1896
CNE	1.88	18	500	23.37	83.02	14.314228	-89.061697	2026
DHE	1.34	5	150	15.41	54.74	14.298944	-89.087724	1990
DSA	1.14	18	120	7.68	27.28	14.319862	-89.078707	1837
ELH	4.31	10	1000	10.71	38.05	14.325962	-89.063193	1862
FRC	1.53	15	250	7.82	27.78	14.326209	-89.091516	1917
HES	1.10	19	850	12.52	44.48	14.342403	-89.097793	2114
ISS	1.30	20	50	9.49	33.71	14.357053	-89.093665	1890
LAR	1.45	15	400	11.63	41.31	14.375049	-89.103122	2116
LCH	0.98	9	214	12.45	44.23	14.306641	-89.091096	1970
MAV	6.08	10	140	7.11	25.26	14.322053	-89.070804	1857
TOS	8.63	8	1400	9.54	33.89	14.333715	-89.092540	2051

Cod, código de la plantación. **Plantas**, plantas productivas a la fecha 2023. **A.B**, área aproximada de bosque dentro del buffer de 300 m. **%B**, porcentaje de cobertura de bosque aproximado en todo el buffer de 300.

Anexo 2. Puntaje asignado a las categorías de manejo agronómico de las plantaciones.

Variable	Categoría	Puntaje*
Área/mz de plantación	Pequeño 1-4 mz	1
	Media 5-10	2
	Grande ≥ 11	3
Frecuencia de aplicación de agroquímicos (abono+fertilizante+plaguicida)	Baja 0-5	1
	Media 6-10	2
	Alta ≥ 11	3
Tipo de abono utilizado	Orgánico	1
	Mixto	2
	Inorgánico	3
Tipo de fertilizante utilizado	Orgánico	1
	Mixto	2
Tipo de fertilizante utilizado	Inorgánico	3

Variable	Categoría	Puntaje*
Tipo de plaguicida utilizado	Orgánico	1
	Mixto	2
	Inorgánico	3
Cantidad abono lb	Baja 0-5	1
	Media 6-10	2
	Alta ≥ 11	3
Concentración de fertilizante % v/v	Baja 0-0.5	1
	Medio 0.51-4	2
	Alto ≥ 4	3
Concentración de plaguicidas % v/v	Baja 0.00-0.10	1
	Medio 0.11-0.29	2
	Alto ≥ 0.30	3
Especies de árboles dentro de la plantación	SI	1
	NO	2
Cultivos diferentes al aguacate	NO	1
	SI	2
Tipo de cobertura del suelo	Herbáceas/bejucos	1
	cultivos	2
	Suelo desnudo	3
Cantidad de maleza que normalmente encuentra	Muchas	1
	Pocas	2
Podas al año	Bajo 0	1
	Medio 1-2	2
	Alto ≥ 3	3
Manejo de arvenses manuales, frecuencia anual	Bajo 0	1
	Medio 1-2	2
	Alto ≥ 3	3
Manejo de arvenses químico, frecuencia anual	Bajo 0	1

Variable	Categoría	Puntaje*
	Medio 1-2	2
	Alto ≥ 3	3
¿Realiza manejo de enfermedades?	NO	1
	SI	2
Utiliza agroquímicos durante la/s época/s de floración del aguacate	NO	1
	SI	2
Tipo de agroquímico utilizado en la época de floración	Ninguno	0
	Fertilizante	1
	Manejo de enfermedades	2
	Plaguicidas	3

*Los puntajes fueron asignados de tal forma que un mayor valor indica un aumento en la intensidad de manejo.

Anexo 3. Resultados de la matriz de puntajes para determinar intensidad de manejo agrícola en las plantaciones de aguacate.

Código Plantación	ARH	CNE	DHE	DSA	ELH	FRC	HES	ISS	LAR	LCH	MAV	TOS
Área/mz de Aguacatera	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	1	3
Frecuencia*	3	3	2	3	3	3	2	1	2	3	3	2
Tipo de abono utilizado	3	2	3	2	2	1	2	1	2	3	2	3
Tipo de fertilizante utilizado	2	2	3	2	2	3	3	1	2	3	2	2
Tipo de plaguicida utilizado	3	3	3	3	2	3	2	1	1	3	1	2
Cantidad abono lb	2	2	1	1	1	3	1	1	2	2	3	2
Concentración fertilizante %v/v	3	2	1	1	1	2	3	1	1	1	2	1
Concentración	2	2	2	2	1	1	3	1	3	2	1	1

Código Plantación	ARH	CNE	DHE	DSA	ELH	FRC	HES	ISS	LAR	LCH	MAV	TOS
plaguicidas %v/v												
Especies de árboles dentro de la plantación	2	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2
Cultivos diferentes al aguacate	1	2	2	1	1	2	2	1	2	1	1	1
Tipo de cobertura del suelo	1	3	2	3	1	2	1	1	2	1	1	1
Cantidad de maleza que normalment e encuentra	1	2	1	2	1	1	1	1	2	1	2	1
Podas al año	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2
Manejo de arvenses manuales, frecuencia anual	2	2	2	2	2	1	2	1	3	2	2	2
Manejo de arvenses químico, frecuencia anual	2	1	1	2	1	2	1	1	1	2	1	2
¿Realiza manejo de enfermedad es?	2	2	1	2	1	2	2	1	2	2	2	2
Utiliza agroquímico s durante la/s época/s de floración del aguacate	2	2	2	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Tipo de agroquímico utilizado en la época de floración	3	3	3	3	0	3	1	1	0	3	0	3
Puntaje Total	38	39	34	35	25	37	32	20	30	35	29	34

Código Plantación	ARH	CNE	DHE	DSA	ELH	FRC	HES	ISS	LAR	LCH	MAV	TOS
Intensidad de Manejo	Alto	Alto	Medio	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo	Medio	Medio	Medio	Medio

Frecuencia*, frecuencia de aplicación de agroquímicos (abono+fertilizante+plaguicida).

Anexo 4. Listado completo de las abejas con sus abundancias por uso de suelo.

Familia	Tribu	Nombre científico	Nombre común	COD	BOSQUE	PLANTACIÓN	Total
Andrenidae	Andrenini	<i>Andrena sp</i>	abejas de primavera	ANDSPP	0	3	3
	Protandrenini	<i>Protandrena (Pseudopanurgus) sp</i>	abejas mineras	PROSPP	0	1	1
Apidae	Anthophorini	<i>Deltoptila sp1</i>	abejas excavadoras	DELSP1	0	4	4
		<i>Deltoptila sp2</i>	abejas excavadoras	DELSP2	1	0	1
	Apini	<i>Apis mellifera</i>	abeja melífera europea	APIMEL	290	309	599
	Bombini	<i>Bombus ephippiatus</i>	abejorro mesoamericano	BOMEPH	73	152	225
		<i>Bombus mexicanus</i>	abejorro mexicano	BOMMEX	0	1	1
	Centridini	<i>Centris carolae</i>	abejas colectoras de aceites	CENCAR	0	3	3
		<i>Epicharis maculata</i>	abejas recolectoras de aceites	EPIMAC	0	2	2
	Ceratini	<i>Ceratina buscki</i>	abejitas carpinteras	CERBUS	0	3	3
		<i>Ceratina (cf.) nautlana</i>	abejitas carpinteras	CERNAU	1	0	1
		<i>Ceratina sp1</i>	abejitas carpinteras	CERSP1	2	5	7
		<i>Ceratina sp2</i>	abejitas carpinteras	CERSP2	0	5	5
	Emphorini	<i>Melitoma sp</i>	abejitas carpinteras	CERSP3	0	1	1
			abejas recolectoras de polen	MELSPP	0	1	1
	Eucerini	<i>Peponapis apiculata</i>	abejas de las calabazas	PEPAPI	1	8	9
		<i>Tetraloniella sp</i>	abejas cornudas	TETSPP	0	1	1
		<i>Thygater sp1</i>	abejas cornudas	THYSP1	6	5	11
		<i>Thygater sp2</i>	abejas cornudas	THYSP2	4	6	10
	Euglossini	<i>Euglossa viridissima</i>	abeja metálica de orquídea	EUGVIR	2	9	11
		<i>Eulaema polychroma</i>	abeja amarilla de las orquídeas	EULPOL	2	2	4
	Meliponini	<i>Melipona beecheii</i>	jicote manso	MELBEE	0	1	1
		<i>Partamona bilineata</i>	abeja esculcona	PARBIL	9	30	39

Familia	Tribu	Nombre científico	Nombre común	COD	BOSQUE	PLANTACIÓN	Total
		<i>Plebeia (cf.) melánica*</i>	lambeojos	PLEMEL	23	5	28
		<i>Tetragonisca angustula</i>	abeja angelita	TETANG	0	1	1
		<i>Trigona fulviventris</i>	abeja culo de vaca	TRIFUL	179	105	284
		<i>Trigona nigerrima</i>	tamagaza	TRINIG	1	4	5
	Tapinotaspidini	<i>Paratetrapedia sp</i>	abejas recolectoras de polen	PARSPP	0	1	1
	Xylocopini	<i>Xylocopa tabaniformis</i>	abejorro carpintero	XYLTAB	1	8	9
Halictidae	Augochlorini	<i>Augochlora sp</i>	abejas verde metálico	ORASPP	6	3	9
		<i>Augochlorella sp</i>	abejas verde metálico	LLASPP	1	0	1
		<i>Augochloropsis sp</i>	abejas verde metálico	SISSPP	0	1	1
		<i>Caenaugochlora sp</i>	abejas verde metálico	CAESPP	0	3	3
		<i>Pseudaugochlora sp</i>	abejas verde metálico	PSESPP	1	3	4
	Halictini	<i>Agapostemon texanus</i>	abejas verde metálico	AGATEX	0	1	1
		<i>Lasioglossum (Dialictus) sp</i>	abejitas del sudor	LAS(DIA)	1	6	7
		<i>Lasioglossum (Evylaeus) sp</i>	abejitas del sudor	LAS(EVY)	26	38	64
		<i>Lasioglossum (Lasioglossum) sp</i>	abejitas del sudor	LAS(LAS)	0	3	3
		<i>Lasioglossum (cf.) costale</i>	abejitas del sudor	LASCOS	36	20	56
		<i>Lasioglossum (cf.) eickworti</i>	abejitas del sudor	LASEIC	1	1	2
		<i>Lasioglossum (cf.) nyctere</i>	abejitas del sudor	LASNYC	4	3	7
Total					671	758	1429

COD, código de las especies. *cf., afín o confróntese con.

Anexo 5. Índices de diversidad y estimador de cobertura de la muestra por parcela de muestreo.

TIPO	COD	n	Diversidad observada			Diversidad estimada			SC
			q0	q1	q2	q0	q1	q2	
BOSQUE	BARH	22	7	5.51	4.65	7.95	6.61	5.63	0.92
	BCNE	356	10	2.53	2.16	30.94	2.62	2.16	0.98
	BDHE	57	4	2.96	2.39	4.00	3.05	2.45	1.00
	BDSA	8	4	3.36	2.91	5.75	4.78	4.00	0.78
	BELH	24	11	8.80	7.38	28.25	14.77	10.22	0.75
	BFRC	78	5	1.65	1.27	5.99	1.71	1.28	0.98
	BHES	6	2	1.57	1.38	2.00	1.73	1.50	1.00
	BISS	16	4	2.59	1.97	4.23	2.91	2.11	0.95

TIPO	COD	<i>Diversidad observada</i>				<i>Diversidad estimada</i>			
		<i>n</i>	<i>q0</i>	<i>q1</i>	<i>q2</i>	<i>q0</i>	<i>q1</i>	<i>q2</i>	<i>SC</i>
PLANTACIÓN	BLAR	12	2	1.33	1.18	2.00	1.40	1.20	1.00
	BLCH	65	10	7.09	5.81	12.95	7.84	6.28	0.95
	BMAV	9	6	5.35	4.76	13.11	10.87	9.00	0.58
	BTOS	18	6	2.82	1.86	15.44	4.26	1.96	0.73
	ARH	32	12	7.76	5.22	17.81	10.50	6.05	0.82
	CNE	165	12	2.99	2.17	17.96	3.17	2.19	0.96
	DHE	155	15	4.91	3.61	30.90	5.41	3.67	0.95
	DSA	28	8	5.42	4.22	13.79	6.94	4.78	0.86
	ELH	11	7	5.86	4.84	18.36	12.68	7.86	0.56
	FRC	28	10	8.17	7.00	11.45	10.11	9.00	0.90
	HES	17	6	4.54	3.75	8.82	5.92	4.53	0.83
	ISS	29	7	4.67	3.61	9.90	5.56	3.98	0.90
	LAR	40	6	2.70	1.83	7.95	2.97	1.88	0.95
	LCH	181	15	3.34	2.05	23.12	3.57	2.06	0.96
MAV	43	15	7.42	3.84	18.99	9.50	4.12	0.84	
TOS	29	7	5.00	4.18	9.90	5.95	4.72	0.90	

COD, código de parcela. **n**, abundancia por parcela. **q0**, **q1**, **q2**, ordenes de diversidad verdadera observada y estimada. **SC**, estimador de la cobertura de la muestreo o completitud del muestreo

Anexo 6. Listado completo de las especies arbóreas muestreadas en los bosques.

Familia	Nombre científico	Nombre común	COD	CN	CI	T	Count	AB (m ²)	DAP (cm)	Alt. (m)	IVI
Ericaceae	<i>Agarista mexicana</i>	olotillo	AGAMEX	SC	LC	S	17	0.58	19.27	5.06	15.90
Annonaceae	<i>Annona reticulata</i>	anona montesa	ANNRET	SC	LC	U	1	0.01	12.73	7.00	8.7
Urticaceae	<i>boehmeria caudata</i>	gusanillo	BOECAU	SC	LC	U	1	0.01	13.37	10.00	8.7
Betulaceae	<i>Carpinus tropicalis subsp. t ropicalis</i>	huilihuizhte de montaña	CARTRO	SC	LC	S	5	0.70	33.61	13.60	12.33
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i>	ciprés	CUPLUS	SC	LC	U	29	1.71	25.10	15.31	48.66
Altingiaceae	<i>Liquidambar styraciflua</i>	liquidambar	LIQSTY	EP	LC	S	1	0.21	51.57	30.00	9.37
Myrsinaceae	<i>Myrsine juergensii</i>	lengua de cusuco	MYRJUE	SC	LC	U	5	0.07	13.43	6.20	10.22
	<i>Parathesis columnaris</i>	cuetillo	PARCOL	SC	NT	D	3	0.04	12.20	11.67	17.79

Familia	Nombre científico	Nombre común	COD	CN	CI	T	Count	AB (m ²)	DAP (cm)	Alt. (m)	IVI	
	<i>Parathesis vulgata</i>	palo de camaca	PARVUL	SC	NT	D	3	1.07	47.11	9.33	21.24	
Asteraceae	<i>Perymenium grande</i>	tatascame	PERGRA	SC	LC	S	4	0.10	16.87	12.50	26.66	
Pinaceae	<i>Pinus ayacahuite</i>	pinabete	PINAYA	A	LC	D	6	1.89	59.68	21.17	16.65	
	<i>Pinus oocarpa</i>	pino blanco	PINOOC	A	LC	U	60	6.98	35.25	17.77	118.19	
	<i>Pinus pseudostrabus</i>	pinabete	PINPSE	A	LC	S	6	0.70	35.81	22.50	29.3	
	<i>Pinus tecunumanii</i>	pino rojo	PINTEC	EP	VU	D	35	4.94	38.08	19.94	94.79	
	<i>Quercus elliptica</i>	roble amarillo	QUEELL	SC	LC	S	5	0.23	21.83	13.40	19.13	
Fagaceae	<i>Quercus lancifolia</i>	roble	QUELAN	SC	LC	S	35	2.88	26.88	14.86	71.26	
	<i>Quercus peduncularis</i>	roble negro	QUEPED	SC	LC	S	6	2.77	60.27	19.33	27.92	
	<i>Quercus salicifolia</i>	encino	QUESAL	SC	LC	D	48	3.45	25.16	12.04	94.11	
	<i>Quercus skinneri</i>	roble blanco	QUESKI	A	NT	D	7	0.16	15.96	9.57	11.19	
Rubiaceae	<i>Rogiera cordata</i>	contigrillo	ROGCOR	SC	LC	S	3	0.03	12.09	9.00	9.43	
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	chancho	ROUMON	SC	LC	S	3	0.35	35.23	18.00	10.5	
Actinidiaceae	<i>Saurauia kegeliana</i>	alais	SAUKEG	SC	LC	S	2	0.04	14.81	5.50	17.46	
	<i>Saurauia selerorum</i>	moquillo	SAUSEL	SC	NT	D	6	0.30	20.64	6.00	27.99	
Symplocaceae	<i>Symplocos limoncillo</i>	aceitunillo	SYMLIM	SC	LC	U	11	0.66	22.63	9.00	30.85	
Total general							302					

COD, código de las especies. **CN**, estado de conservación a nivel nacional (MARN 2023); **EP** = En peligro (Especie en peligro de extinción en el territorio nacional), **A** = Amenazada (Especie amenazada de extinción, sin peligro en el corto plazo, pero con una disminución notable de su población y distribución dentro del territorio nacional), **SC** = Sin categoría de riesgo (no se encuentra dentro del lista roja de El Salvador). **CI**, estado de conservación global (IUCN 2024); **LC** = Least Concern (preocupación menor), **NT** = Near Threatened (casi amenazado) cerca de cumplir algunos de los criterios de riesgo, **VU** = Vulnerable (riesgo de extinción alto en estado silvestre). **T**, Categorías de tendencias poblacionales de la IUCN; **S** = Stable (la población se encuentra estable), **D** = Decreasing (las tendencias indican que su población está disminuyendo), **U** = Unknown (no hay datos suficientes para establecer una tendencia poblacional). **Count**, abundancia de la especie en las 12 parcelas. **AB (m²)**, suma del área basal en metros cuadrados. **DAP (cm)**, promedio de diámetro a la altura del pecho de la especie. **Alt. (m)**, promedio de altura en metros de la especie. **IVI**, Índice de Valor de Importancia de la especie.

Anexo 7. Variables ecológicas de las parcelas de bosque.

COD	Tipo de bosque	n	Cob	DAPP	AB	AP	q0	q1	q2
BARH	Asociación entre Pino-Roble	16	60 %	0.37	2.49	17	9	7.46	6.10
BCNE	Asociación entre Pino-Roble	15	61 %	0.38	2.93	21	5	4.06	3.57
BDHE	Asociación entre Pino-Roble	48	79 %	0.27	3.42	13	6	3.90	3.25
BDSA	Asociación entre pino-ciprés	24	79 %	0.23	1.56	13	6	4.08	3.13
BELH	Asociación entre Pino-Roble	35	64 %	0.20	1.58	10	6	3.39	2.44
BFRC	Asociación entre Roble-Ciprés	24	59 %	0.37	3.79	16	7	4.64	3.60
BHES	Bosque de pino	36	61 %	0.26	2.49	13	9	5.18	3.56
BISS	Asociación entre pino-ciprés	15	45 %	0.40	2.24	17	3	2.07	1.72
BLAR	Asociación entre pino-ciprés	15	75 %	0.45	2.87	19	2	1.96	1.92

COD	Tipo de bosque	n	Cob	DAPP	AB	AP	q0	q1	q2
BLCH	Bosque de roble	23	57 %	0.20	0.91	13	4	3.35	2.99
BMAV	Asociación entre pino-roble y liquidámbar	26	75 %	0.30	2.67	18	6	3.75	2.66
BTOS	Bosque de pino	25	75 %	0.35	2.96	16	4	3.18	2.62

COD, código de la parcela de bosque. **n**, número de individuos por parcela. **Cob**, porcentaje de cobertura de dosel promedio. **DAPP**, diámetro a la altura del pecho promedio en m. **AB**, Área basal (m) en 500 m². **AP**, altura promedio de los árboles de la parcela en m. **q0**, riqueza de especies. **q1**, números efectivos de especies de orden 1 (análogo al índice de Shannon). **q2**, números efectivos de especies de orden 2 (análogo al inverso del índice de Simpson).

Anexo 8. Preguntas cerradas sobre el grupo de las abejas, realizadas a los productores de aguacate. N/A, no aplica.

##	PREGUNTA	SI	NO	NO LO SÉ
1	¿Sabía que las abejas son los principales insectos polinizadores del aguacate?	11	1	N/A
2	¿Sabía que el uso de ciertos agroquímicos afecta las poblaciones de abejas?	12	0	N/A
3	¿Alguna vez ha tenido colmenas de abejas (abejambres) artificiales en su plantación o en las inmediaciones?	4	8	N/A
4	¿Actualmente tiene colmenas de abejas (abejambres) artificiales en su plantación o en las inmediaciones?	1	11	N/A
5	¿Ha observado la presencia de colmenas silvestres de abejas (abejambres) en su plantación de aguacate?	7	4	1
6	¿Ha observado y/o escuchado la presencia de abejas en su plantación?	12	0	0
7	¿Estaría interesado en promover prácticas agrícolas que promuevan la presencia de abejas en su plantación?	6	0	6
8	¿Estaría interesado en capacitarse acerca del rol y la importancia de las abejas en la producción de aguacate?	9	3	0
9	¿Utiliza agroquímicos durante la/s época/s de floración del aguacate?	8	4	N/A
		Buenas = 10		
		Malas = 0		
10	A su criterio, ¿cree que las abejas son?	Ni buenas, ni malas = 2		