



Universidad del Mar

Campus Puerto Escondido

PROPUESTA DE MANEJO DE HIMENÓPTEROS POLINIZADORES (HYMENOPTERA: APOIDEA: ANTHOPHILA) DE LA SELVA BAJA CADUCIFOLIA DEL MUNICIPIO DE SANTA MARÍA HUATULCO, OAXACA, EMPLEANDO DATOS METAGENÉTICOS

TESIS

Que para obtener el Grado de
Maestro en Ciencias: Manejo de Fauna Silvestre

Presenta

Flavio Enrique Zarate Hernandez

Directora

M. C. Helisama Colín Martínez

Co-director

Dr. Alejandro Zaldívar Riverón

Puerto Escondido, Oaxaca 2024

DEDICATORIA

Dedico este y cada uno de mis logros en esta vida a mi pequeña y hermosa niña Amy Isabella Zarate Santos, mi esposa María Jessica Santos y mi señora madre Amalia Hernández, en quienes he encontrado la felicidad, la inteligencia y la perseverancia.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que contribuyeron de alguna manera en la realización de esta tesis.

Primero y ante todo quiero agradecer a mi madre, mi esposa y mi hija quienes son las mujeres que me han dado ánimo y apoyo incondicional, así también a mi padre y hermano que los amo y que me han apoyado siempre.

También agradezco de corazón a don Beto que desde la licenciatura me ha tratado como un hijo, a Consuelo y Sandra que hacían el favor de cubrirme con mis obligaciones para que pudiera avanzar en este proyecto.

No puedo pasar por alto el apoyo brindado en el área académica y profesional, por lo que agradezco al doctor Alejandro Zaldívar Riverón, a la maestra Helisama Colín Martínez y al doctor Carlos García Estrada por sus muy buenas enseñanzas, así también a cada uno de mis profesores de la maestría, a la doctora María del Pilar Benites, mis compañeras de la maestría, al doctor Juan Manuel Villa Hernández y al doctor Eliud Flores Morales, por sus buenos comentarios y correcciones pertinentes.

También agradezco a Dery Jonatan Pérez Rodas, Carlos Domínguez Rodríguez, Salvador Neri Antonio y al Biólogo Edmundo Aguilar López por brindar el apoyo y/o acompañamiento en las actividades de monitoreo en el Parque Nacional Huatulco.

Finalmente agradezco a la Universidad del Mar por brindar los medios para el desarrollo profesional y a CONHACyT por la beca brindada con el No. CVU: 1150931, y por financiar la presente tesis a través del Proyecto Ciencia de Frontera convocatoria 2019 No. 58548.

Este trabajo no hubiera sido posible sin la contribución de todos aquellos mencionados anteriormente, así como de muchos otros que, de una forma u otra, dejaron su huella en esta tesis.

Tabla de contenido

1. RESUMEN.....	7
2. INTRODUCCIÓN.....	8
3. MARCO TEÓRICO.....	11
3.1. LAS ABEJAS (HYMENOPTERA: APOIDEA: ANTHOPHILA).....	11
3.2. SELVA BAJA CADUCIFOLIA (SBC).....	12
3.3. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y HETEROGENEIDAD DE LOS ECOSISTEMAS.....	12
3.4. HIPÓTESIS DE LA PERTURBACIÓN INTERMEDIA Y LA PARADOJA DEL ENRIQUECIMIENTO.....	13
3.5. ÍNDICES DE DIVERSIDAD.....	13
3.6. MODELOS LINEALES GENERALIZADOS.....	14
3.6.1. MODELO DE DISIMILITUD GENERALIZADA DE MÚLTIPLES SITIOS, MS-GDM...	14
3.7. CORRELACIÓN.....	15
3.8. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP).....	15
3.9. EVALUACIÓN Y MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD.....	15
4. ANTECEDENTES.....	16
4.1. SERVICIO DE POLINIZACIÓN.....	16
4.2. ANTHOPHILA.....	16
4.3. DIVERSIDAD DE ANTHOPHILA A NIVEL NACIONAL.....	18
4.4. ESTUDIOS EN LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS (ANP).....	19
4.5. METAGENÉTICA.....	20
4.6. LA SELVA BAJA CADUCIFOLIA.....	21
5. JUSTIFICACIÓN.....	22
6. OBJETIVOS.....	23
6.1. <i>Objetivo general</i>	23
6.2. <i>Objetivos particulares</i>	23
7. HIPÓTESIS.....	23
8. MÉTODOS.....	24
8.1. <i>Área de estudio</i>	24
8.2. <i>Selección de los sitios de muestreo</i>	25
8.3. <i>Evaluación de los atributos</i>	28
8.4. <i>Metagenética</i>	31
8.5. <i>Extracción de ADN</i>	31
8.6. <i>Análisis bioinformático de las secuencias</i>	31
8.7. <i>Pruebas Estadísticas</i>	33
8.8. <i>Diversidad Alfa</i>	35
8.9. <i>Diversidad Beta</i>	36
9. RESULTADOS.....	36

9.1.	<i>Riqueza de insectos</i>	36
9.2.	<i>Diagrama de Venn (Diag-Venn) de insectos</i>	37
9.3.	<i>Curvas de acumulación de especies de iNext para Malaise</i>	40
9.4.	<i>Himenópteros polinizadores</i>	45
9.5.	<i>Riqueza de los Anthophilos entre los niveles de perturbación</i>	53
9.6.	<i>Recambio diversidad beta</i>	54
9.7.	<i>Análisis de Componentes Principales (ACP)</i>	55
9.8.	<i>Retención de especies de los himenópteros polinizadores en los diferentes gradientes de conservación.</i>	58
9.9.	<i>Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio (MS-GDM) de los Anthophilos.</i>	59
9.9.1.	<i>Impulsores ambientales de la rotación de especies de Anthophilos</i>	59
10.	DISCUSIÓN	62
10.1.	<i>Riqueza de insectos y Anthophilos</i>	62
10.2.	<i>Himenopteros polinizadores</i>	63
10.3.	<i>Diferencia de la riqueza y la retención de las especies de los Anthophilos entre los gradientes de conservación.</i>	65
10.4.	<i>Evaluación de las variables locales en la diversidad de los himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)</i>	67
11.	CONCLUSIONES	69
12.	BIBLIOGRAFÍA	71
13.	PLAN DE MANEJO PARA LOS HIMENOPTEROS POLINIZADORES DEL MUNICIPIO DE SANTA MARÍA HUATULCO, OAXACA	105
13.1.	<i>Introducción</i>	105
13.2.	<i>Objetivo</i>	107
13.3.	<i>Descripción del área</i>	107
13.4.	<i>Estrategias y recomendaciones</i>	110
13.4.1.	<i>Factores bióticos y abióticos importantes en la dinámica de comunidades de abejas</i>	110
13.4.2.	<i>Manejo de paisaje para la conservación</i>	111
13.5.	<i>Propuestas</i>	112
13.6.	BIBLIOGRAFÍA	119

INDICE DE FIGURAS Y TABLAS

<i>Figura 1.- Ubicación del Parque Nacional Huatulco con respecto al municipio de Santa María Huatulco. Elaboración propia con QGIS 2.18.24.</i>	<i>24</i>
<i>Figura 2.- Distribución espacial de las trampas en el Parque Nacional Huatulco y su zonificación.....</i>	<i>26</i>
<i>Figura 3.- A) Estructura de las trampas Malaise y B) estación de captura en campo.</i>	<i>27</i>
<i>Figura 4.- Estructura de los 100 metros cuadrados considerados para cada sitio, para medir las variables del hábitat. La primera imagen de la izquierda muestra los cinco puntos circulares en donde se tomaron las medidas con los ensiómetros y la segunda muestra la posición de la trampa Malaise en el cuadrante</i>	<i>28</i>
<i>Figura 5.- Tratamientos y sus repeticiones generadas para el estudio.</i>	<i>34</i>
<i>Figura 6.- Diagrama de Venn de las comunidades de insectos: A) por mes, y B) por nivel conservado.</i>	<i>40</i>
<i>Figura 7.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de insectos recolectadas.</i>	<i>41</i>
<i>Figura 8.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de abejas recolectadas.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 9.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de abejas recolectadas en los diferentes niveles de perturbación.....</i>	<i>43</i>
<i>Figura 10.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de insectos recolectadas en los diferentes niveles de perturbación.....</i>	<i>44</i>
<i>Figura 11.- Curva de rarefacción de himenópteros polinizadores.</i>	<i>44</i>
<i>Figura 12.- Diagrama de Venn de las comunidades de himenópteros polinizadores A) por mes y B) por el nivel conservado.....</i>	<i>50</i>
<i>Figura 13.- Índices de vegetación (NDVI), del suelo (SAVI), sequía (NMDI) y humedad (NDMI) con respecto al grado de perturbación y el tiempo.</i>	<i>51</i>
<i>Figura 14.- Resultados del índice de la presencia del agua con respecto al grado de perturbación y el tiempo.</i>	<i>51</i>
<i>Figura 15.- Volumen de vegetación muerta en cada uno de los sitios.</i>	<i>52</i>
<i>Figura 16.- Representación de los microhábitats en los sitios.....</i>	<i>53</i>
<i>Figura 17.- Prueba de Kruskal-Wallis entre los niveles de perturbación.</i>	<i>54</i>
<i>Figura 18.- Diversidad beta de Jaccard para himenóptero polinizadores.....</i>	<i>54</i>
<i>Figura 19.- Correlación por Spearman orden original (A) ordenado de acuerdo con el nivel de correlación (B) agrupación de niveles de correlación.....</i>	<i>56</i>
<i>Figura 20.- A)Valores de Eigevalor para las primeras 10 dimensiones, B) comportamiento de la varianza acumulada, C) porcentaje de explicación de las</i>	

<i>primeras 10 dimensiones e D) influencia de cada variable de acuerdo con cada dimensión (UAS 2003).</i>	57
<i>Figura 21.- A) Gráfica de correlación de apoyo para la observación de colinealidad B) Correlación con la diversidad de MOTUs, los más altos resaltados en verde.</i>	58
<i>Figura 22.- Efecto del nivel de conservación en la composición de la comunidad para las familias de los himenópteros polinizadores.</i>	60
<i>Figura 23.- A) Valores medios de I-splines con métrica equivalente de Sørensen para 12 variables y B) 21 variables ambientales, con sus respectivas contribuciones a la diversidad zeta. Proporción (en r^2) de la varianza total de la diversidad zeta explicada por 12 variables ambientales 5% y 21 variables ambientales el 9%.</i>	61
<i>Figura 24.- Elementos del territorio del municipio de SMH. Tomado de García y Crispín (2011).</i>	109
<i>Figura 25.- Corredores turísticos y ciclopistas de SMH.</i>	109
<i>Tabla 1.- Temporada de colecta.</i>	25
<i>Tabla 2.- Características y atributos de cada uno de los sitios.</i>	29
<i>Tabla 3.- Categorías de los microhábitats.</i>	30
<i>Tabla 4.- Número de MOTUs asignados a nivel orden.</i>	37
<i>Tabla 5.- Número de asignaciones taxonómicas (#Taxones).</i>	37
<i>Tabla 6.- Proporción de los MOTUs de los insectos.</i>	38
<i>Tabla 7.- Asignaciones taxonómicas (IDs) de himenópteros polinizadores. Los subíndices fueron en los sitios donde se encontraron. C=Conservados, MP= Medianamente perturbados y P= Perturbados. El subrayado indica a las especies con más presencia, mientras que el número del superíndice indica el orden cronológico.</i>	45
<i>Tabla 8.- Proporción de los MOTUs de acuerdo con las trampas, meses y los tratamientos.</i>	47
<i>Tabla 9.- Valores de la humedad relativa, precipitación, temperatura y velocidad del viento.</i>	47
<i>Tabla 10.- Valores de la abundancia y riqueza de las plantas de cada sitio.</i>	52

1. RESUMEN

Las abejas son esenciales en los ecosistemas terrestres debido a su papel crucial en la polinización. A nivel mundial, existen entre 20,000 y 35,000 especies de abejas, agrupadas en siete familias. En México, se han reportado aproximadamente 1,900 especies. Sin embargo, enfrentamos una crisis de polinizadores debido a la disminución de sus poblaciones, causada por factores como la introducción de especies exóticas, agroquímicos y cambio climático. Esta situación amenaza la seguridad alimentaria y la estabilidad económica.

La presente investigación se centra en el desarrollo en una propuesta de manejo (PM), mediante el estudio los efectos de las alteraciones antrópicas en la diversidad de abejas en la selva baja caducifolia de Santa María Huatulco, Oaxaca.

Para la obtención de los datos metagenéticos se realizó el muestreo de 14 sitios con diferente nivel de perturbación de junio a diciembre del 2021.

Se analizaron 3581 MOTUs de Insecta, con una mayor representación de los órdenes Diptera, Lepidoptera, Coleoptera e Hymenoptera. Para los Anthophilos, se identificaron 26 MOTUs, destacando las familias Apidae, Megachillidae y Halictidae. La retención de especies reveló el impacto de la degradación en la estructura de las comunidades de abejas. Además, mediante el Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio (MS-GDM), se determinaron dos modelos que indican que la diversidad del estado del tronco, el índice de sequía, el diámetro basal del tronco y la diversidad de plantas influyeron significativamente en la riqueza de abejas. Aunque la explicación es baja y las variables son similares a otras investigaciones, se recomienda continuar el muestreo para obtener una comprensión más completa de la composición de las comunidades de antófilos.

Con base a los resultados del MS-GDM, el resto de los análisis que se desarrollaron, así como el estudio del estilo de vida de las abejas con la importancia de los sitios muestreados, el análisis por especie que se reporta y a la literatura consultada se genera un programa de manejo para himenópteros polinizadores.

2. INTRODUCCIÓN

La clase Insecta representa el 84% de la diversidad conocida de especies de Artrópoda a nivel mundial, contando con aproximadamente 1 millón de especies descritas agrupadas en 27 órdenes (Thorp y O'Neill 2015, Beutel *et al.*, 2017, Eggleton 2020), de las cuales la mayoría se encuentran en selvas tropicales (Basset *et al.*, 2012). México cuenta con 47, 853 especies descritas de insectos (Martínez de la Vega 2020), aunque este número representa sólo una pequeña parte de su diversidad real. Los insectos juegan un papel crucial a nivel ecológico en los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas, ya que brindan seguridad alimentaria y regulan la estructura y composición de los ecosistemas naturales por medio de sus interacciones intra e interespecíficas (Martínez de la Vega 2020, Rogers *et al.*, 2020, Eggleton 2020, Basset *et al.*, 2020). Algunos de los servicios ecosistémicos que nos brindan los insectos son la dispersión de semillas, la descomposición de materia orgánica, la polinización, entre otros (Guzmán-Mendoza *et al.*, 2016).

Las abejas son uno de los grupos más carismáticos y ecológicamente importantes dentro de la clase Insecta. La participación de las abejas en la polinización es uno de los eventos naturales más importantes en los ecosistemas terrestres, tanto para su adecuado funcionamiento, como para la producción de los alimentos y/o su mejora (Stein *et al.*, 2017, Razo-León *et al.*, 2018, Bartomeus y Bosch 2018, Breeze *et al.*, 2021). Se estima que a nivel mundial existen entre 20,000 y 35,000 especies de abejas incluidas entre 425 y 443 géneros y siete familias, de las cuales se ha reportado para México un aproximado de 1,900 especies agrupadas en 144 géneros (Nates-Parra *et al.*, 2008, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014, Razo 2015, Esperanza de Pedro 2021) y siete familias (Vergara y Ayala 2002). Sin embargo, estudios recientes han restringido a seis las familias de abejas presentes en México: Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae y Melittidae (Razo 2015, Esperanza de Pedro 2021)

A pesar de la gran diversidad de la clase insecta, uno de los grandes problemas que se ha documentado en la actualidad es la disminución de la abundancia y diversidad de estos (Valiente-Banuet 2002, Potts *et al.*, 2010,

Vanbergen 2014, Speights *et al.*, 2017, Zhang *et al.*, 2017, Rafferty 2017, Obeso y Herrera 2018, Jankielsohn, 2018, Hall y Steiner 2020, Corlett, 2020). Con respecto a los polinizadores el panorama es el mismo, ya que paralelamente se ha evidenciado este daño a sus poblaciones, lo cual es preocupante porque amenazan la seguridad de alimentos en las poblaciones humanas, la estabilidad económica y la disminución de la calidad de los servicios ecosistémicos (Wratten *et al.*, 2012, Blaauw y Isaacs 2014, Zhang *et al.*, 2017, Jankielsohn 2018, Hall y Steiner 2020, Pfeffer y Wolf 2020, Wong *et al.*, 2019). En la última década, a esta disminución de las poblaciones de abejas se le ha denominado la crisis de los polinizadores o crisis de la polinización (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^b, Pantoja *et al.*, 2014, Farouk *et al.*, 2014, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014). Los factores que han detonado esta crisis de polinizadores son la introducción de especies exóticas, los agroquímicos, el cambio climático y el cambio y uso de suelo (Klein *et al.*, 2007, Pantoja *et al.*, 2014, Breeze *et al.*, 2021).

Se ha propuesto que los trópicos (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^b) y los bosques secos tropicales de México propician las condiciones para la gran riqueza de especies de abejas presentes en el territorio mexicano (Razo-León *et al.*, 2018). Entre los bosques tropicales más importantes de la república mexicana está la selva baja caducifolia (SBC), la cual ocupa entre el 7.76 a 17% del territorio nacional, mientras que para Oaxaca solo ocupa la tercera parte de la vegetación en el estado, para la Planicie costera y lomeríos del Pacífico Sur de Oaxaca representa 0.003% de su vegetación total (Semarnat-Conafor 2014, Silva-Aparicio *et al.*, 2018, Harker *et al.*, 2021). La SBC tiene el 20% del total de la riqueza de flora a nivel nacional y el 40% de especies endémicas (Silva-Aparicio *et al.*, 2018), además presenta características espaciales y temporales que generan una mayor biodiversidad. Toda esa gran biodiversidad se ha atribuido a las características geológicas y paleoclimáticas en la costa de Oaxaca (Balvanera *et al.* 2000, Corona *et al.* 2016, Razo-León *et al.* 2018). Sin embargo, la SBC en México actualmente se ha degradado alrededor de 70% de la SBC primaria, lo cual lo hace uno de los ecosistemas más amenazados de los trópicos (Noguera *et al.*, 2018).

El tamaño pequeño de los insectos y su escaso conocimiento taxonómico hace casi imposible comprender la dinámica de las comunidades de algunos invertebrados (Yu *et al.*, 2012, Marquina *et al.*, 2019). La técnica de “metabarcoding”, también conocida como metagenética, representa una alternativa rápida, económica y objetiva para minimizar los efectos de ambigüedades en la identificación de invertebrados en estudios de biodiversidad. Esta aproximación hace uso de las técnicas de secuenciación de nueva generación (NGS) para obtener información de un fragmento genético para organismos contenidos en una muestra de un área y tiempo determinados (Liu *et al.*, 2016, Mordoh 2019, Rubio *et al.*, 2020, Basset *et al.*, 2020). Se ha documentado que es rigurosa para un monitoreo espacial y temporal amplio de invertebrados en diferentes ecosistemas, incluyendo las selvas tropicales (Yu *et al.*, 2012, Liu *et al.*, 2016, Langor 2019, Basset *et al.*, 2020).

La presente investigación desarrolla una línea base de datos metagenéticos para el estudio de la diversidad de comunidades de insectos y evaluar los efectos de alteraciones antrópicas en la diversidad de abejas presentes en la SBC del municipio de SMH, Oaxaca, para así poder desarrollar propuestas para manejo de los himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila), del sitio de estudio.

El planteamiento del problema es dado al papel crucial que juegan los polinizadores en casi todos los ecosistemas terrestres y debido a que en la última década se ha reportado una gran disminución en las poblaciones de especies de abejas, llevando esto a una preocupación tanto ambiental como económica (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^a, Farouk *et al.*, 2014, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014, Pantoja *et al.*, 2014).

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Las abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)

Las abejas pertenecen a la superfamilia Apoidea (Hymenoptera), la cual esta subdividida en dos grandes grupos que los entomólogos denominaron Anthophila (abejas) también llamado Apiformes (considerando su filogenia) y los Spheciformes (avispa esfecoides) (Vossler 2019, Esperanza de Pedro 2021). Las abejas se caracterizan por la modificación del aparato reproductor de las hembras en un aguijón (Pardo-Smith y Ruiz-Vélez 2008), y por tener hábitos fitófagos (néctar, polen, resinas y aceites) para su correcto desarrollo y reproducción, previendo a sus larvas con polen y néctar recolectado de flores o con secreciones glandulares (Thorp 1979, Pardo-Smith y Ruiz-Vélez 2008, Nates-Parra *et al.*, 2008, Reyes-Novelo *et al.*, 2009^{ab}). Para ello, las abejas han desarrollado adaptaciones morfológicas, aparatos bucales y digestivos modificados para la toma y el procesamiento de néctar y polen, así como modificaciones específicas de acuerdo con los tipos de polen que transportan (Thorp 1979, Pardo-Smith y Ruiz-Vélez 2008, Escobés y Vignolo 2018). Sin embargo, las abejas no solo presentan dicha característica, ya que algunas especies de los géneros *Hylaeus*, *Trigona* y *Jurine* (Apidae, Meliponini) son necrófagas, ya que obtienen su alimentación de tejidos animales en descomposición (Thorp 1979, Pardo-Smith y Ruiz-Vélez 2008, Farouk *et al.*, 2014).

Algunas características morfológicas que ayudan a diferenciar a las abejas de otros insectos es la presencia de pelos plumosos (o setas plumosas) ramificados en varias partes del cuerpo y de las patas, aunque algunas veces están restringidos a pocas áreas, p. ej. el propodeo (Pardo-Smith y Ruiz-Vélez 2008, Nates-Parra *et al.*, 2008). Muchas especies de abejas son más robustas y peludas que las avispa y pueden diferenciarse fácilmente de éstas, aunque algunas abejas parásitas presentan fenotipos similares a las de avispa (p. ej. especies de *Hylaeus*) y carecen de pelos (Farouk *et al.*, 2014). De acuerdo con Reyes-Novelo *et al.*, (2009^b), las formas de vida de las abejas que se conocen actualmente son social, solitaria y cleptoparásitas, esto con base en sus estrategias de anidación, reproducción, y comportamiento.

3.2. Selva baja caducifolia (SBC)

La SBC es el tipo de vegetación dominante entre los bosques tropicales a nivel mundial (42% del área total) (Corona *et al.*, 2016, Corona-Núñez *et al.*, 2018). Estas selvas se localizan principalmente entre 20° y 10° de latitud norte y sur del planeta, en regiones tropicales, con clima cálido (temperatura media anual de 28 °C). Se caracterizan por presentar comunidades diversas de vegetación con la predominancia de especies de las familias Leguminosae, Asteraceae y Burseraceae; predominan árboles con un rango de altura entre 8 a 15 m con dosel cerrado. Presentan una temporada de lluvias moderadas (precipitación total anual de 600 a 1800 milímetros) y una temporada de secas (que dura entre dos y siete meses al año), en donde más del 75% de las especies pierden sus hojas (Balvanera *et al.*, 2000, Zulueta *et al.*, 2006, Rangel-Acosta y Martínez-Hernández 2017, Noguera *et al.*, 2018, Silva-Aparicio *et al.*, 2018, Gordillo *et al.*, 2020, Harker *et al.*, 2021), y con una mayor floración durante julio a diciembre (Salas *et al.*, 2003, Morales *et al.*, 2007, Dzib-Castillo *et al.*, 2014).

3.3. Análisis de la estructura y heterogeneidad de los ecosistemas

El entendimiento y estudio de los paisajes con los organismos se ha clasificado en **elementos visibles** (p. ej. composición específica de comunidades de vegetación, aspectos fisionómicos, etc.) e **indicadores funcionales** (como la cuantificación de propiedades involucradas en los flujos de materia y energía), siendo esta última más difícil de predecir (Fernández y Piñero 2008).

Los **indicadores funcionales** proporcionan características directamente relacionadas con las propiedades funcionales ecosistémicas. Un ejemplo son los trabajos que se han realizado mediante el índice verde normalizado y el índice de vegetación mejorado. (Fernández y Piñero 2008, Alcaraz-Segura *et al.*, 2008, Reyes-Díez *et al.*, 2015). El conocimiento de la riqueza de especies es útil para reconocer la estructura y composición de una comunidad, esto a partir del número de especies presentes de un taxón en particular (Ricklefs y Schluter 1993, Cruz-Elizalde y Ramírez-Baustita 2012). Además, es posible describir las causas de la

diversidad y diferenciación de distintos grupos biológicos en el tiempo-espacio (Whittaker *et al.*, 2001).

Para los estudios de biodiversidad se han desarrollado los conceptos de diversidad alfa (local), beta (recambio) y gamma (regional) (Wang y Loreau 2014). Estos parámetros permiten tomar decisiones estratégicas para la conservación de distintos ecosistemas. La variabilidad espacial de todos los organismos de un ecosistema es la respuesta a una serie de procesos que interactúan a escalas temporales y espaciales distintas, así como respuestas de las especies a la energía disponible (Bravo 2003, Priego *et al.*, 2003, Alcaraz-Segura *et al.*, 2008, Koleff y Soberón 2008). Dichas propiedades, junto a los resultados de las actividades humanas, hacen que la biodiversidad se distribuya de manera heterogénea en el espacio (Bravo 2003, Errejón *et al.*, 2018)

3.4. Hipótesis de la perturbación intermedia y la paradoja del enriquecimiento

En esta hipótesis, propuesta originalmente por Grime (1973) y formalizada por Connell (1978), se propone que la riqueza de especies podría ser mayor en sitios con niveles de alteración intermedios. Lo anterior ha sido confirmado en estudios realizados por Almazán-Núñez *et al.*, (2012) y Arenas-Clavijo y González (2018). Por otro lado, existe la paradoja del enriquecimiento, la cual describe la conducta de la comunidad en un sitio y describe que, aunque en un sitio o área haya mayor productividad, existe la propuesta de que aumenta el evento de la exclusión competitiva (Antón-Pardo 2019).

3.5. Índices de diversidad

Diversidad alfa. Es la riqueza biológica de un taxón que habita en una localidad determinada, con cierta homogeneidad y se asocia con factores ambientales locales y con las interacciones entre poblaciones (en particular la competencia interespecífica) (Magurran, 2004, Halffter *et al.*, 2005, Koleff y Soberón 2008, Pérez-Hernández *et al.*, 2015).

Diversidad beta. Es el estudio de las similitudes y las diferencias (la variación o recambio) entre comunidades bióticas (dos tipos de comunidad o dos paisajes).

Estas diferencias podrán ocurrir en el espacio, cuando las mediciones se hacen en sitios distintos en un mismo tiempo, o en el tiempo, cuando las mediciones se realizan en el mismo lugar, pero en tiempos distintos. Este patrón de diversidad tiene gran relevancia para entender, cuantificar y valorar la diversidad biológica, y puede considerarse como un concepto clave para entender el funcionamiento de los ecosistemas, para la conservación de la biodiversidad y para el manejo de los ecosistemas (Magurran, 2004, Halffter *et al.*, 2005, Koleff y Soberón, 2008, Calderón-Patrón *et al.*, 2012, Pérez-Hernández *et al.*, 2015).

Diversidad Zeta. Hace referencia al número promedio de especies compartidas por ensamblajes (diversidad alfa), ayuda a describir la estructura de las distribuciones multiespecies, y unifica los patrones de ensamblaje basados en la incidencia. Este índice proporciona un marco general a partir del cual se pueden analizar los cambios continuos en la ocupación de múltiples especies (presencia-ausencia) y la rotación en sitios discretos e independientes (Hui y McGeoch 2014, Latombe *et al.*, 2018).

3.6. Modelos Lineales Generalizados

3.6.1. Modelo de disimilitud generalizada de múltiples sitios, MS-GDM

El modelado de disimilitud generalizada (GDM) es una técnica estadística para analizar y predecir patrones espaciales de rotación en la composición de la comunidad (diversidad beta) en grandes regiones (Ferrier *et al.*, 2007). La integración de la diversidad zeta en GDM se le denomina modelo de disimilitud generalizada de múltiples sitios, MS-GDM, la cual proporciona un enfoque más rico en información para modelar cómo las comunidades responden a la variación y el cambio ambiental (Latombe y McGeoch, 2017, Latombe *et al.*, 2018).

El **análisis de la disminución de la diversidad zeta (ADDivZ)** explora cómo el número de especies compartidas por múltiples ensamblajes disminuye con el aumento del número de ensamblajes dentro de las combinaciones (Latombe *et al.*, 2018). La tasa de retención permite resaltar las diferencias en la estructura del cambio de composición entre conjuntos de datos o áreas de estudio, y utilizando diferentes esquemas de submuestreo (Latombe *et al.*, 2018).

3.7. Correlación

La correlación es una técnica estadística útil para conocer el nivel de asociación entre al menos dos variables continuas. Este análisis nos dice la intensidad de la relación, como la modificación en el valor de una variable afecta al valor de la otra variable y viceversa, o también si no hay ningún patrón que las asocie (Restrepo y González 2007, Laguna 2014, Vinuesa 2016, Lalinde *et al.*, 2018). En esta técnica estadística no se distingue la variable dependiente de la independiente (Laguna 2014) ya que estadísticamente este fenómeno se cuantifica a través de la covarianza. (Lalinde *et al.*, 2018).

3.8. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El ACP es una técnica multivariante que busca combinaciones lineales entre las variables y su objetivo es reducir de todas las variables originales en un conjunto de variables a las cuales se le denominan componentes principales. Lo importante en este método es que el resultado (componentes principales) no están correlacionados entre sí, lo cual permitirá evaluar adecuadamente el papel que juega cada variable en el fenómeno estudiado (Pardo 2004, Pacheco 2015, Martin *et al.*, 2016, Kassambara 2017, Salinas, 2021). Para la interpretación es muy importante entender los pasos de lo que se va a hacer, como también conocer las variables y sus connotaciones para poder hacer una predicción de lo que es más posible que suceda (Martin *et al.*, 2016).

3.9. Evaluación y monitoreo de la biodiversidad

Los insectos han presentado un mayor éxito evolutivo en ecosistemas terrestres, esto debido a su mayor abundancia, diversidad, amplio uso de hábitats y las distintas funciones que realizan en los ecosistemas (Thorp y O'Neill 2015, Guzmán-Mendoza *et al.*, 2016, Beutel *et al.*, 2017, Eggleton 2020). Se han descrito diferentes métodos de captura para los estudios entomológicos, en los cuales se toman criterios con respecto al medio físico y/o del organismo (taxonómico y/o ecológico).

Las trampas Malaise es una técnica de recolecta indirecta en donde se ha observado que en un año se han llegado a recolectar de 30,000 a 140,694 insectos, con un énfasis del 90% en dípteros, himenópteros, y otros grupos voladores

(Nieves-Aldrey y Rey del Castillo 1991). Llegando a tener en un estudio de un periodo de aproximadamente cuatro meses una representación de 3000 especies (Sire et al. 2022). Este método puede ser una buena técnica para utilizar en estudios tanto cualitativos como cuantitativos. Se ha registrado que las trampas Malaise recolectan principalmente insectos voladores, y se ha llegado a considerar el resto de las capturas como incidentales (Nieves-Aldrey y Rey del Castillo 1991, Villar y Farré 1998).

La técnica del Malaise es la más efectiva para el muestreo de insectos, dado que es continua (para no eliminar el conteo de organismos de vida corta) y el tiempo en que se coloca puede ser altamente significativo (Noguera *et al.*, 2018, Basset *et al.*, 2020, Sire *et al.*, 2021). Esta técnica también se considera como un ahorro tanto en la inversión de energía como de dinero sin disminuir el esfuerzo de muestreo.

4. ANTECEDENTES

4.1. Servicio de polinización

La polinización es uno de los mayores aportes para el funcionamiento adecuado de los ecosistemas de importancia mundial (Stein *et al.*, 2017, Breeze *et al.*, 2021), y las abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) sobresalen en esta tarea por su eficiencia (Pantoja *et al.*, 2014, Stein *et al.*, 2017, Sánchez *et al.*, 2019, Razo-León *et al.*, 2018, Ocampo y Santa 2019), comparado con otros grupos de insectos polinizadores importantes tales como coleópteros, lepidópteros, dípteros y otros himenópteros como avispas y hormigas (Bartomeus y Bosch 2018). Se ha reportado que alrededor del 80% de las especies de angiospermas y el 75% de las especies de cultivos agrícolas, dependen de la polinización biótica, y un tercio de los cultivos se benefician de la polinización cruzada para el mejoramiento de los productos (Stein *et al.*, 2017, Razo-León *et al.*, 2018).

4.2. Anthophila

Diversos estudios basados en taxonomía tradicional y metagenéticos sobre insectos a nivel mundial, principalmente en Europa, Asia Oriental y América del Norte, han demostrado los efectos negativos del cambio climático y el deterioro de los hábitats en las poblaciones de Anthophila (Tembe *et al.*, 2014, Basset *et al.*, 2020, Liu *et al.*,

2016, Arribas *et al.*, 2016, Beng *et al.*, 2016, Marquina *et al.*, 2019, Liu *et al.*, 2020, Yu *et al.*, 2012, Zinger *et al.*, 2021, Sire *et al.*, 2021). El número de especies de abejas reportadas en GBIF (por sus siglas en inglés, Global Biodiversity Information Facility) ha disminuido desde la década 1990, encontrándose aproximadamente un 25% menos de especies entre los años 2006 a 2015 (Zattara y Aizen 2021). A nivel mundial, se han secuenciado genomas mitocondriales para varias familias de Apoidea, entre las cuales las mejor representadas son Apidae, Melittidae, Megachilidae, Andrenidae, y Colletidae (Zheng *et al.*, 2018).

A nivel mundial existen diversas investigaciones en las cuales se han estudiado las comunidades de abejas en distintas épocas del año, en diferentes estructuras (Bosques, zonas urbanas y agroecosistemas) y configuraciones de paisaje, así como en diferentes regiones climáticas (Parra-H y Nates-Parra 2007, Nates-Parra *et al.*, 2008, Cussans *et al.*, 2010, Samnegård *et al.*, 2015, Gostinski *et al.*, 2016, Ogilvie y Forrest 2017, Marques *et al.*, 2018, Margatto *et al.*, 2019, Sanchez *et al.*, 2019, Cavigliasso 2020, dos Santos *et al.*, 2020, Ayers y Rehan 2021, Elias 2021, Brant *et al.*, 2022, Rahimi *et al.*, 2022) Además, en algunos estudios sobre diversidad de abejas han incluido el efecto de la altitud (dos Santos *et al.*, 2020, Osorio-Canadas *et al.*, 2021), parcelas agrícolas (Geeraert 2020), configuración de paisajes (Flores *et al.*, 2019) y la aptitud del forrajeo según el estado fisiológico del organismo y factores ambientales externos (Ortiz Sánchez y Aguirre 1991, Wilmer y Stone 2004, Kraus 2009, Maia-Silvia *et al.*, 2021, Brant *et al.*, 2022).

Las investigaciones exhaustivas sobre biodiversidad que se han hecho en México, con el recurso de la metagenética están enfocadas en insectos de interés económico (plagas) o de salud (vectores de enfermedades) con el objetivo de realizar predicciones acerca de su dispersión temporal y espacial, para mejorar las estrategias de control (Piñero *et al.*, 2008). El uso de las herramientas metagenéticas para el estudio de comunidades en México ha estado más enfocado hacia los ecosistemas marinos y organismos eucariontes (Servín 2011, Bik *et al.*, 2012, Fonseca *et al.*, 2014, Brannock *et al.*, 2016, Jargowsky *et al.*, 2020).

A nivel nacional, desde el siglo XVIII se han desarrollado trabajos taxonómicos sobre las abejas, y continuamente se han generado investigaciones sobre el efecto de la agricultura, la cobertura forestal, diversidad de malezas, distancia y tamaño entre parches, y sus distribución a nivel nacional (Bennett 1964, Ayala *et al.*, 1993, Ayala *et al.*, 1996, Ayala *et al.*, 1998, Ayala 1999, Quezada-Euán *et al.*, 2001, Yáñez-Ordóñez *et al.*, 2008; Meneses *et al.*, 2010, Zimmermann *et al.*, 2011; Briggs *et al.*, 2013, Romero *et al.*, 2013, Ayala *et al.*, 2013, Landaverde-González 2017, Quezada-Euán 2018, Arnold *et al.*, 2018^a, Vides-Borrell *et al.*, 2019, Raynald 2020, Ruiz-Toledo *et al.*, 2020, Nava-Bolaños *et al.*, 2021).

En la actualidad se reconocen siete familias de abejas, cinco de lengua corta (Stenotritidae, Colletidae, Andrenidae, Halictidae, Melittidae) y dos de lengua larga (Megachilidae y Apidae) (Nates-Parra *et al.*, 2008, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014). Con respecto a Nava-Bolaños *et al.*, 2021, de las familias con más reportes a nivel nacional de especies son Apidae con 322,364 registros y 520 spp, y gradualmente continúa Andrenidae con 98,821 registros y 507 especies, Megachilidae 112,779 especies y 338 especies, Halictidae con 193,813 registros y 210 especies, Colletidae con 31157 registros y 98 especies y para Melittidae 2976 registros y 11 especies.

4.3. Diversidad de Anthophila a nivel nacional

A nivel nacional se han desarrollado investigaciones de las abejas en los estados de Baja California (Esperanza de Pedro 2021), Chihuahua (Argueta-Guzmán *et al.*, 2022) CDMX (Hinojosa Díaz 1996), Chiapas (CONABIO 2013, Arnold *et al.*, 2018^a), Durango (López-Mendoza 2003), Guanajuato (Godínez-García 1991), Hidalgo (Godínez-García *et al.*, 2004), Morelos (Hinojosa-Díaz 2003), Puebla (Vergara y Ayala 2002), Quintana Roo (Roubik *et al.*, 1991), Sierra Madre Oriental (García-Rodríguez *et al.*, 2021), Tamaulipas (Ruiz *et al.*, 2010), Michoacán (Castañeda-Vildózola 1999, Reyes-González *et al.*, 2013, Barrios-Maldonado 2020), Nuevo León (Ramírez-Freire 2012, Ramírez-Freire 2008, Ramírez-Freire y Quiroz-Martínez 2016), Oaxaca (Arnold *et al.*, 2018^b, Arnold *et al.*, 2018^a, Vásquez-García *et al.*, 2021), Jalisco (Estrada 1992, del Río y Bullock 1990, Fierros-López 1996,

Ayala 1998, Fierros-López 1998, Parra-Tabla y Bullock 2002, Rodríguez-Palafox *et al.*, 2002, Ayala 2004, Razo 2015, Razo-León *et al.*, 2018,) y Yucatán (Meléndez-Ramírez 1997, Contreras-Acosta 1998, Meléndez-Ramírez *et al.*, 2002, Novelo-Rincón *et al.*, 2003, Cauich *et al.*, 2004, Cairns *et al.*, 2005, Can *et al.*, 2005, Pinkus-Rendón *et al.*, 2005, Quezada-Euán 2005, González-Acereto *et al.*, 2006, Reyes-Novelo *et al.*, 2009^a, Santos-Leal *et al.*, 2006, Quezada-Euán *et al.*, 2003, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014, Meléndez-Ramírez *et al.*, 2021). A pesar de que la literatura es extensa, los estudios similares a ambientes tropicales en áreas conservadas son escasos, los cuales se irán retomando adelante del trabajo de tesis.

4.4. Estudios en las Áreas Naturales Protegidas (ANP)

México cuenta con 185 Áreas Naturales Protegidas, que corresponde al 11% del territorio nacional. Se han realizado estudios de diversidad de especies de abejas solo en 10 de ellas, las cuales incluyen la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala en Jalisco (Rodríguez-Palafox *et al.*, 2002; Ayala 2004), Reserva de la Biosfera Mapimí (López-Mendoza 2003), Durango, Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Roubik *et al.*, 1991; Cairns *et al.*, 2005), Quintana Roo, la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (Novelo-Rincon *et al.* 2003), Yucatán, Reserva de la Biosfera Sierra de Tamaulipas (Ramírez-Freire 2008; Ruiz *et al.*, 2010), Parque nacional Dzibilchaltún (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^a) en Yucatán, Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila (Razo-León *et al.*, 2018) en Jalisco, Reserva de la Biosfera El Triunfo en Chiapas (CONABIO 2013) y parte de la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán (Vergara y Ayala 2002) en Puebla-Oaxaca. Si bien se han descrito 126 especies nuevas en los últimos 20 años distribuidas en México (Urbán-Duarte *et al.*, 2021), estos estudios son escasos y por lo que la fauna de abejas nativas requiere ser más estudiada, ya que el 56% de los géneros de abejas conocidos para el país no han sido revisados y faltan muchas zonas por explorar (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^b, Ramírez-Freire y Quiroz-Martínez 2016, Arnold *et al.*, 2018^a). Es necesario continuar con el esfuerzo de colecta para lograr conocer la riqueza mexicana real de abejas, ya que la identificación incorrecta limita el conocimiento de la riqueza y el declive de las abejas (Urbán-Duarte *et al.*, 2021).

Estudios en Oaxaca

Los trabajos que se han desarrollado para el estado de Oaxaca se han centrado mayormente en abejas sin aguijón, las cuales se encuentran dentro de la tribu Meliponini. Estos estudios han revelado que de las 46 especies de abejas sin aguijón que existen en el país 35 se reportan en el estado de Oaxaca (Arnold *et al.*, 2018^a, Arnold *et al.*, 2018^b, Ramos-Fabielen *et al.*, 2019). En este sentido, Ramos-Fabielen *et al.* (2019) reportaron 69 especies y 35 géneros el cual se desarrolló en un bosque seco tropical con diversos grados de conservación en Nezanda, Oaxaca. La familia Apidae fue la mejor representada con 21 géneros (60% del total), 38 especies (55,9%) y 335 individuos (71,4%).

4.5. Metagenética

La metagenética tiene un gran potencial para el estudio de las comunidades de taxones difíciles de evaluar (p. ej. virus, protistas, hongos, insectos, bacterias, nematodos y anélidos), como su análisis de patrones de distribución y diversidad de organismos que habitan en ambientes difíciles de estudiar, por su tamaño, organismos grandes con poco conocimiento de su comportamiento o especies crípticas (Servín 2011, Beng *et al.*, 2016, Liu *et al.*, 2020). Los resultados han sido fundamentales para el monitoreo oportuno de la biodiversidad, la gestión de la conservación, la planificación del uso de la tierra y la evaluación del impacto ambiental (Beng *et al.*, 2016).

Distintos estudios han demostrado que el uso del marcador del gen mitocondrial Citocromo Oxidasa I (COI) es útil para delimitar especies muchos estudios entomológicos. Su tasa de mutación relativamente alta garantiza la capacidad de distinguir los taxones animales, y varias regiones suficientemente conservadas proporcionan una gama de sitios de unión al cebador potencialmente adecuado (Beng *et al.*, 2016, Basset *et al.*, 2020, Dong *et al.* 2021). La técnica de la meta-genética mediante la amplificación de un fragmento de 418 a 658 pb de la Subunidad I de Citocromo Oxidasa mitocondrial (mtDNA) se ha comprobado que da buena resolución taxonómica y también ha dado una base de datos de referencia en rápida expansión (Yu *et al.*, 2012, Elbrecht *et al.*, 2019). Este gen es importante

porque es uno de los locus candidatos preferidos para la metagenética "universal", y además muestra altas tasas de evolución molecular, ausencia de intrones y una tasa de recombinación limitada, lo cual significa que es más fácil la detección de especies y reconocer la presencia de diversidad críptica (Carugati *et al.*, 2015, Kodzius y Gojobori 2015, Marquina *et al.*, 2019).

Actualmente, las plataformas Illumina MISEQ y NovaSQ ofrecen un alto rendimiento de secuenciación (HTS, de high-throughput sequencing). Sin embargo, Illumina MISEQ es la más empleada para estudios de metagenética de ADN, esto debido a los menores costos y la menor tasa de error por base, que es de aproximadamente 0,1% por base en lecturas individuales, teniendo la capacidad de aumentar la calidad de los resultados (Carugati *et al.*, 2015, Liu *et al.*, 2020).

4.6. La Selva Baja Caducifolia

Los organismos que habitan las selvas secas enfrentan la sequía de distintas formas, lo que los ha llevado a generar estrategias para su existencia. Por ejemplo, los insectos suelen tener ciclos de vida muy cortos y entran en latencia, otros migran a zonas más favorables (local o regionalmente), o cambian de dieta (Balvanera *et al.*, 2000). Se ha observado que la riqueza como la abundancia de especies de insectos varían estacionalmente, registrándose los valores más altos en la estación lluviosa y los más bajos en la seca (Noguera *et al.*, 2018).

La SBC se caracteriza por su riqueza y alta representación de especies endémicas (Balvanera *et al.*, 2000, Lott y Thomas 2010, Lavariega *et al.*, 2016), por lo cual se le ha considerado como un hotspot de biodiversidad (Otavo y Echeverría 2017, Lavariega *et al.*, 2016). El estado de Oaxaca comprende tan sólo el 4.2% (461,196 ha) de SBC en México, con el 37% del estado cubierto por este tipo de vegetación, siendo el ecosistema con mayor distribución (Corona *et al.*, 2016).

Datos tomados del CONEVAL (2010) y SEDESOL (2013) en la última década indican la existencia de un aumento de la población en el municipio de SMH, lo cual ejerce una fuerte presión sobre el territorio y sus recursos naturales, afectando por lo tanto la calidad de vida de las personas y la sostenibilidad general de la zona (López y Plata, 2009). El uso de los suelos de la SBC en la agricultura y ganadería

es debido a su fertilidad, las condiciones climáticas favorables y a que son áreas relativamente planas (Rangel-Acosta y Martínez-Hernández 2017). De acuerdo con investigaciones relacionadas a los cambios y uso de suelo, se ha reportado que las principales actividades que deterioran la cobertura de este tipo de vegetación son principalmente la agricultura, ganadería y el crecimiento de los asentamientos urbanos (López y Plata 2009, Trucios *et al.* 2013, Suárez-Mota *et. al.* 2015).

5. JUSTIFICACIÓN

En la última década se ha reportado una gran disminución en las poblaciones de las diferentes especies de abejas tanto en agroecosistemas como en áreas naturales, generando así una preocupación ambiental y económica a la cual se le ha denominado la crisis de los polinizadores (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^a, Farouk *et al.*, 2014, Martínez-Puc y Merlo-Maydana 2014, Pantoja *et al.*, 2014). Los factores principales que han desatado esta crisis son la introducción de especies exóticas de abejas, las cuales generan competencia o son portadoras de parásitos, el uso indiscriminado de agroquímicos, la minería, el desarrollo urbano, el cambio climático y la modificación en la composición florística (deforestación o introducción de flora) (Pantoja *et al.*, 2014, Valido *et al.*, 2014, Klein *et al.*, 2007, Rafferty 2017, Breeze *et al.*, 2021). El presente trabajo pretende por lo tanto desarrollar un plan de manejo para la conservación de los polinizadores de la selva del municipio de Santa María Huatulco.

Otro factor importante para el desarrollo de este proyecto es que los estudios de los apiformes son escasos y la fauna de abejas nativas requiere ser más estudiada, ya que el 56% de los géneros de abejas conocidos para el país no han sido revisados y faltan muchas zonas por explorar (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^a, Ramírez-Freire y Quiroz-Martínez 2016, Arnold *et al.*, 2018^a). Entre los factores que causan la crisis de los polinizadores están la seguridad alimentaria, aumento de plagas, la inestabilidad económica y la disminución de la calidad de los servicios ecosistémicos (Wratten *et al.*, 2012, Blaauw y Isaacs 2014, Zhang *et al.*, 2017, Jankielsohn 2018, Hall y Steiner 2020, Pfeffer y Wolf 2020, Wong *et al.*, 2019).

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo general

Proponer estrategias para el manejo de los himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) en la selva baja caducifolia del municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca, empleando datos metagenéticos.

6.2. Objetivos particulares

- Comparar la riqueza de especies de las comunidades de insectos tanto en el Parque Nacional Huatulco como en sitios aledaños con distinto grado de perturbación antrópica en época seca y húmeda.
- Evaluar los efectos de las alteraciones locales en la composición de la diversidad de los himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) entre los sitios de estudio.
- Hacer una propuesta para el manejo de las comunidades de himenópteros polinizadores en la selva baja caducifolia de Santa María Huatulco, Oaxaca.

7. HIPÓTESIS

- El aumento en la disponibilidad de flores incrementa la diversidad de abejas (Klein *et al.*, 2007, Sánchez *et al.*, 2018), por lo que se esperaría una relación directamente proporcional entre la disponibilidad de flores y la diversidad de abejas.
- Los insectos tienden a proliferar en los meses de lluvia (Noguera *et al.*, 2018), por lo que la riqueza de insectos aumentará en la época de lluvias.

8. MÉTODOS

8.1. Área de estudio

El municipio de Santa María Huatulco (con 579, 22 km²) se localiza al sur del estado de Oaxaca en la región Costa, entre las coordenadas Lat. 15° 45' 17.39" N, Long. 096° 7' 52.29" W (Figura 1). Este municipio pertenece del distrito de San Pedro Pochutla (INEGI 2001, SECTUR 2014). Dentro del municipio de Santa María Huatulco y en la localidad de Bahías de Huatulco se encuentra el Parque Nacional Huatulco (PNH), el cual se decretó como área natural protegida en el Diario Oficial de la Federación el 24 de julio de 1998 (Diario oficial 2002, SIMEC y CONANP 2010, Binnqüist *et al.*, 2017). Por su relevancia biótica, en 2003 el PNH se designó como Sitio RAMSAR 1321 (Convención de Humedales), y en 2006 se reconoció como parte de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (Binnqüist *et al.*, 2017).

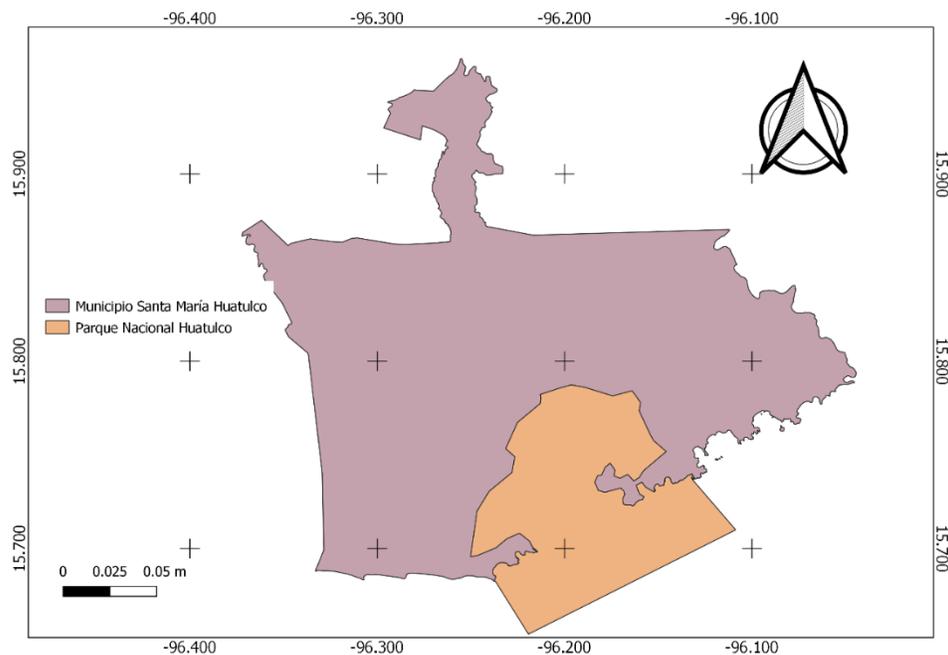


Figura 1.- Ubicación del Parque Nacional Huatulco con respecto al municipio de Santa María Huatulco. Elaboración propia con QGIS 2.18.24.

De acuerdo con la clasificación climática de Köpen modificada por García en 1981, la región es cálida subhúmeda, tipo Awo (w). Las lluvias se presentan con

una precipitación media anual entre 1000 y 1500 mm, 97% de las cuales ocurren en los meses de junio a octubre, mientras que los períodos de sequía comprenden noviembre a abril con lluvias estacionales y, temperatura media anual de 28°C con oscilaciones térmicas inferiores a 5°C (Noguera *et al.*, 2018). Los tipos de vegetación reconocidos en las 6,374.98 ha terrestres del PNH son: bosque de galería, manglar, sabana, selva baja caducifolia, selva baja espinosa, selva mediana subcaducifolia, vegetación de dunas costeras y vegetación secundaria (Morales *et al.*, 2007). El tipo de vegetación dominante es tropical seco o caducifolio. El proceso de reverdecimiento comienza gradualmente en mayo y ocurre a un ritmo más rápido de junio a julio con el inicio de la temporada de lluvias (Noguera *et al.*, 2018).

8.2. Selección de los sitios de muestreo

Se seleccionaron 14 sitios con una diferencia mínima de 200 metros de distancia para cada trampa Malaise y con distinto grado de perturbación, las cuales se determinaron de acuerdo con el programa de manejo del ANP, la distancia a los asentamientos humanos, las actividades y presencia de impacto (ej. organismos introducidos, vegetación secundaria, quema o tala y/o caminos activos). A cada sitio en donde se ubicó una trampa Malaise se le denominó Huax 1, Huax 2, Huax 3, hasta Huax 14. La colecta de ejemplares se llevó a cabo del 8 de junio al 12 de diciembre de 2021. El promedio de colecta de cada mes fue de 28 días, aunque para diciembre solo se muestreo un promedio de 12 días (Tabla 1). Los sitios conservados son la Huax 10, Huax 11, Huax 12, Huax 13 y Huax 14; los sitios medianamente perturbados son Huax 9, Huax 8, Huax 7 y Huax 5; mientras que los perturbados son Huax 6, Huax 4, Huax 3, Huax 2 y Huax 1 (Figura 2).

Tabla 1.- Temporada de colecta

Trampas/sitios	Mes de colecta
Huax01-Huax14	Junio
Huax01-Huax14	Julio
Huax01-Huax14	Agosto
Huax01-Huax14	Septiembre
Huax01-Huax14	Octubre
Huax01-Huax14	Noviembre
Huax01-Huax14	Diciembre

Sitios de muestreo del Municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca

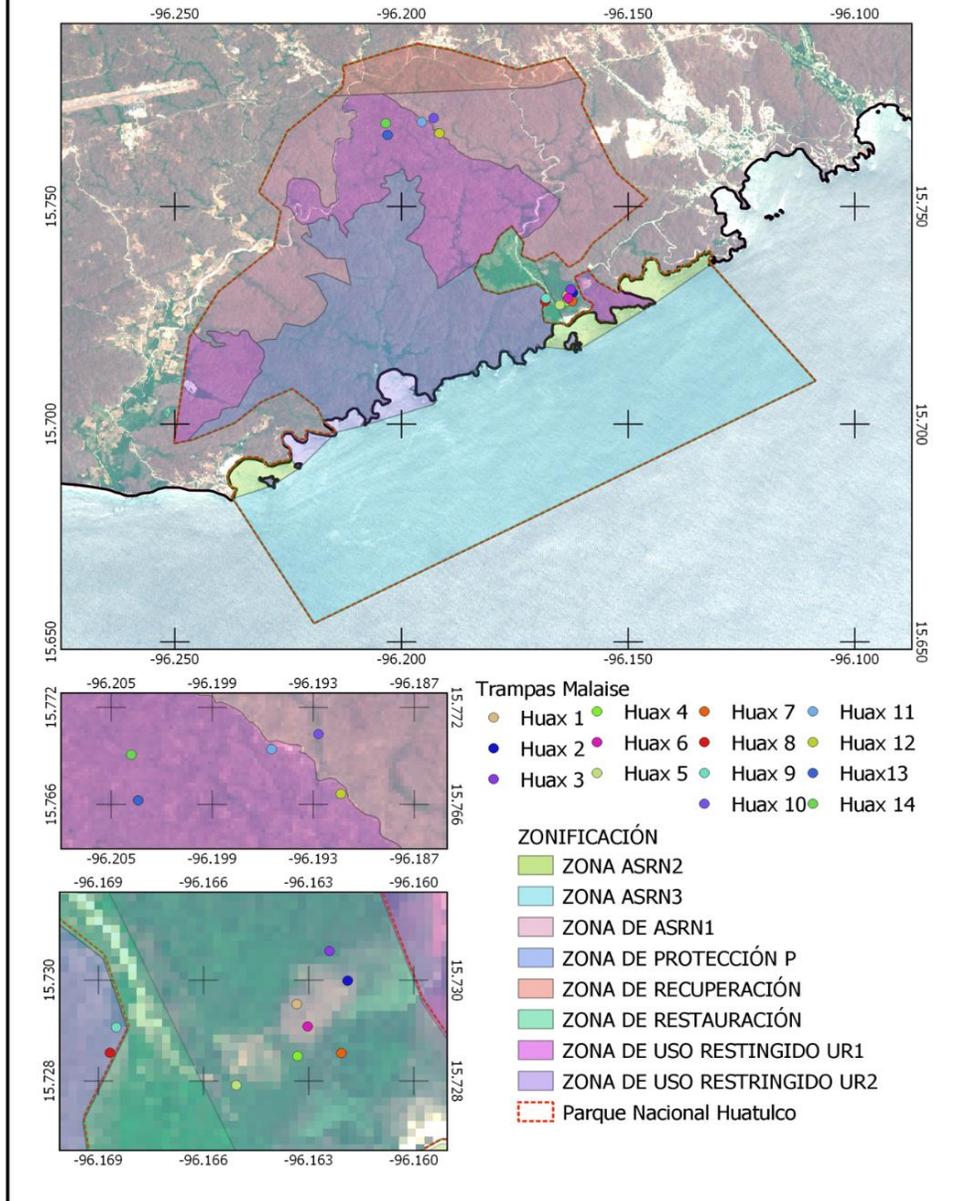


Figura 2.- Distribución espacial de las trampas en el Parque Nacional Huatulco y su zonificación.

Cada frasco de colecta se dejó por un periodo aproximado de 15 días, para posteriormente realizar los cambios de frascos. Todas las muestras se conservaron a temperatura ambiente.

La estructura de la trampa Malaise tiene forma de una casa de campaña con una pared central de tela y sin paredes laterales, con un orificio en la parte superior, en el cual se encuentra conectado un frasco con etanol al 95% (Figura 2, A y B). Durante la colocación de las trampas y de la colecta se tuvo la debida precaución en todo momento de evitar la contaminación de las muestras. Para evitar la degradación del material genético de las muestras por la evaporación del alcohol fue sellar las trampas con papel aluminio y con cinta americana (Figura 2, B). Cada frasco de colecta se etiquetó con la información del número de la trampa y la fecha.

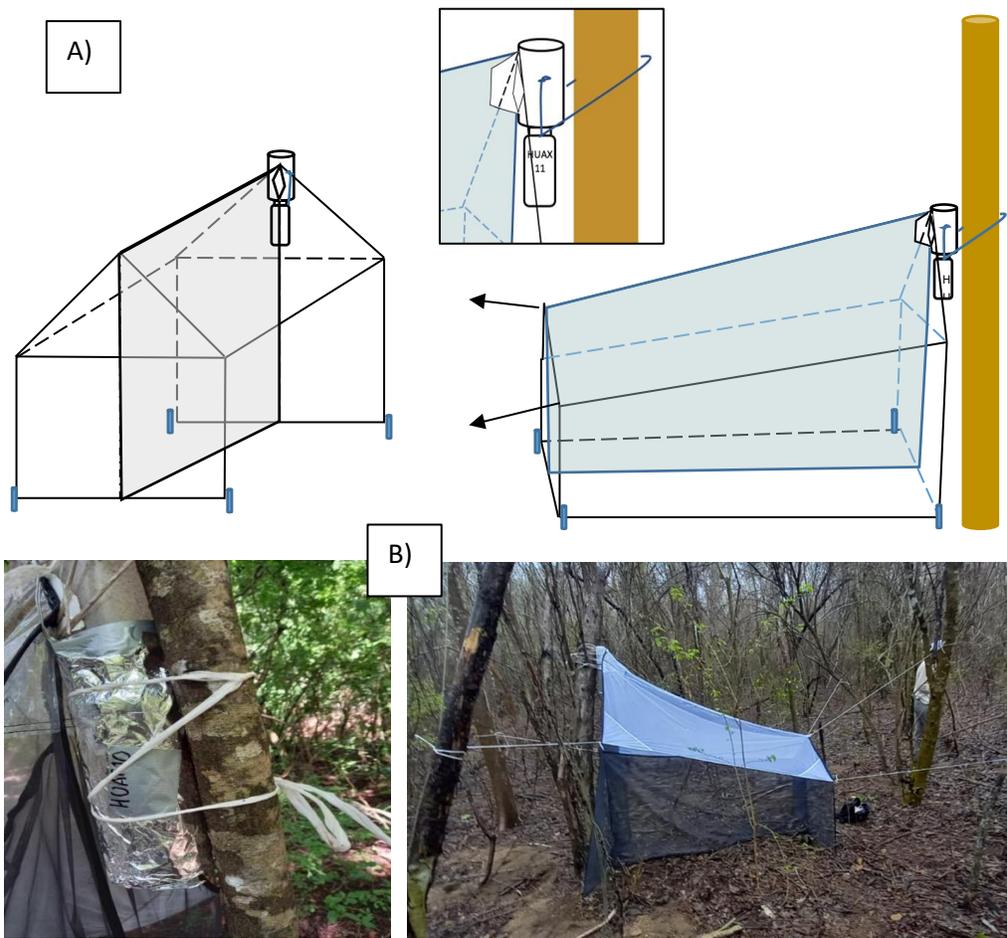


Figura 3.- A) Estructura de las trampas Malaise y B) estación de captura en campo.

8.3. Evaluación de los atributos

Para la evaluación de los atributos bióticos y abióticos (variables del hábitat) en cada sitio de muestreo, se desarrolló una parcela de 100 m² (**Figura 4**).

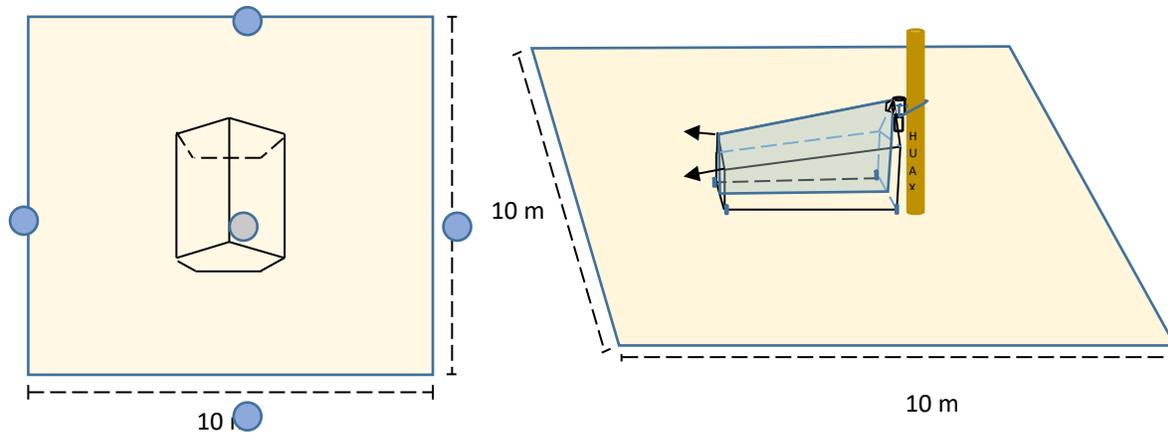


Figura 4.- Estructura de los 100 metros cuadrados considerados para cada sitio, para medir las variables del hábitat. La primera imagen de la izquierda muestra los cinco puntos circulares en donde se tomaron las medidas con los ensiómetros y la segunda muestra la posición de la trampa Malaise en el cuadrante

Las características que se tomaron de cada sitio se basaron en Gallina-Tessaro y López González (2011a y 2011b) y Sire *et al.*, (2021) (Tabla 2). De los atributos se consideró cada árbol vivo, especie, y que el perímetro o circunferencia (CAP) fuera igual o mayor a 20 cm (6.37 de DAP). Además se calculó el volumen del material vegetal muerto y los microhábitats con respecto a cada cuadrante. El cálculo del DAP se desarrolló a partir de la fórmula $DAP = CAP * \pi$ de Villareal *et al.* (2004) en Urbina *et al.* (2016).

Para cada elemento de madera muerta mayor a un metro se midió su longitud y diámetro para calcular su volumen mediante la fórmula de un cilindro, la cual es $V = \pi * r^2 * h$.

Tabla 2.- Características y atributos de cada uno de los sitios.

		ATRIBUTOS	Característica de la medición
B I Ó T I C O S I Ó N	V E G E T A C I Ó N	NDVI	Densidad de vegetación
		Composición específica	Diversidad de Shannon-Wiener
		Producción de especies de flores	Basados en datos de Morales <i>et al.</i> , 2007, los resultados serán teóricos.
		Vegetación muerta	Volumen de vegetación
A B I Ó L T E M C O N S A T M S		Precipitación	En milímetros
		Temperatura ambiental	Grados centígrados
		Humedad Relativa (HR)	Expresada como porcentaje
		Velocidad del viento	Nudos.
		Microhábitats	Números de la presencia de microhábitats relacionados con árboles (MsArb) vivos y muertos.
		SAVI y NMDI	Exposición del suelo e índice de la sequía
		MNDWI y NDMI	Índice de agua y de la humedad

Por otro lado, se integraron los índices de Vegetación de la Diferencia Normalizada (NDVI), de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI), de agua de diferencia normalizado modificado (MNDWI), de humedad de diferencia normalizada (NDMI) y de sequía multibanda normalizado (NMDI) tomando en consideración un radio de 10 metros para obtener los valores de los índices de cada uno. Para la interpretación de los valores numéricos de NDVI, SAVI, NMDI, NDMI y MNDWI se determinaron de acuerdo con Alencar da Silva *et al.*, (2019), Hurtado y Lizarazo (2019), Singh *et al.*, (2015), Taloor *et al.*, (2021) y de Oliveira-Santos *et al.*, (2021), respectivamente.

Las descargas de las imágenes sentinel L2A fueron de EO Browser (<https://apps.sentinel-hub.com/>). Las imágenes corresponden al 22 de junio, 19 de julio, 1 de agosto, 27 septiembre, 27 octubre, 24 de noviembre y 26 de diciembre 2022. Los valores de cada índice se calcularon en QGIS Desktop 3.26.1 mediante

la calculadora raster. Para el índice NDVI = $(B8 - B4) / (B8 + B4)$ (Delegido *et al.*, 2016, Fernández-Manso *et al.*, 2017) y para SAVI = $(B08 - B04) / (B08 + B04 + L) * (1 + L)$ (Alencar da Silva *et al.*, 2019, Jara *et al.*, 2019, Ramírez *et al.*, 2020), MNDWI = $(B03 - B11) / (B03 + B11)$ ((Wang *et al.*, 2018, Cordeiro *et al.*, 2021), MBWI= $3 * B3 - B4 - B8 - B11 - B12$ (Cordeiro *et al.*, 2021), NMDI= $(B8A - (B11 - B12))$ (Meyer *et al.*, 2019) y NDMI= $(B08 - B11) / (B08 + B11)$.

Para el caso de los datos de microfauna y otros organismos asociada a la vegetación, cavidades, estado del tronco, estado de la copa y de las ramas (Tabla 3) (Bütler *et al.* 2013, Kraus *et al.* 2016, Larrieu *et al.* 2018, Bütler *et al.* 2020, Larrieu 2021, Sire *et al.* 2021) las cuales se dimensionan por medio de la diversidad alfa Shannon y Wiener para los análisis estadísticos (correlación y regresión múltiple).

Tabla 3.- Categorías de los microhábitats.

1.- Microfauna asociada	2.- Vegetación asociada	3.- Hongos asociados	4.- Tipos de cavidades	5.- Estado del tronco	6.- Estado de la copa	7.- Estado de las ramas
Nido de termitas	<u>Liquen</u>	Hongos	Hueco natural	Tronco con pinchos/ espinas gruesas como pochote.	Sin copa	Rama muerta
Galería de insectos	Epifitas	Hongo de repisa	Concavidad/ Concavidad por rama rota/ Concavidad en raíz/ Concavidad en la base/	<u>Grietas</u> y <u>corteza suelta</u>	Copa muerta	Rama caída
Telarañas	Enredaderas	N/A	Agujeros artificiales	N/A	Copa mocha (=copa sin copa)	Rama rota
Panales	Epifitas con flores	N/A	Cavidades/ Cavidades de la copa/ Cavidades animales/ Cavidades por planta	N/A	N/A	N/A
N/A	Lianas	N/A	N/A	N/A		N/A

8.4. Metagenética

Los datos metagenéticos se obtuvieron amplificando un fragmento de 418-658 pb de la Subunidad I de Citocromo Oxidasa mitocondrial (mtDNA COI). Este fragmento se ha reportado que presenta una buena resolución taxonómica y se cuenta con una base de datos de referencia considerablemente amplia, que continúa en rápida expansión (Yu *et al.*, 2012, Elbrecht *et al.*, 2019). Los cebadores empleados fueron BF3 + BR2, los cuales presentaron un mejor desempeño en comparación con otros cebadores diseñados para COI (Elbrecht *et al.*, 2019).

8.5. Extracción de ADN

La extracción de ADN se llevó a cabo de acuerdo con el protocolo establecido por Sire *et al.* (2021). La muestra de cada frasco se dejó secar toda la noche, posteriormente se homogenizaron con un triturador marca Ultraturax ® hasta obtener un homogenado. Se tomaron 25 mg del homogenado y se aisló el ADN a través de columnas de sílice del kit comercial DNeasy® Blood y Tissue extraction kit -QIAGEN- (www.qiagen.com/handbooks). A todos los ejemplares recolectados que fueran iguales o mayores de tamaño a un *Apis melifera* se les extrajo una parte del abdomen o tres patas, se colocaron de nuevo en la muestra, y el resto del ejemplar fue montado y depositado en la Colección nacional de Insectos del IBUNAM.

Con el fin de confirmar el desempeño en la amplificación y secuenciación del material examinado se realizaron tres réplicas de PCR para cada una de las muestras recolectadas. La extracción de ADN, así como la preparación de las genotecas y la secuenciación con la plataforma NovaSeq de Illumina® se llevaron a cabo en el Canadian Centre for DNA Barcoding (CCDB, sitio web: <http://www.ccdb.ca>).

8.6. Análisis bioinformático de las secuencias

El análisis bioinformático se desarrolló en tres fases: generación y control de calidad de las secuencias, alineamiento de secuencias contra bases de datos específicas, y asignación taxonómica de las unidades taxonómicas operativas moleculares (MOTUs, por sus siglas en inglés, Hernández *et al.*, 2020).

Para la generación y control de calidad de la secuenciación se usaron los programas. AdapterRemovel, el cual busca secuencias de adaptadores HTS (High Throughput Sequencing) de 3` a 5`, trabaja con datos single o pair-end, y superpone y hace recortes de nucleótidos (Lindgreen 2012, Schubert *et al.*, 2016). Sickle corrige errores en las secuencias y utiliza la herramienta sliding-windows junto a los umbrales de calidad y de la longitud para recortar extremos 3` y 5` (Joshi y Fass 2011). SPAdes construye contigs y scaffolds a partir de lecturas cortas con Bayes-Hammer (Prjibelski *et al.*, 2020). PANDAseq ensambla lecturas de extremos emparejados y corrige los desajustes y las bases no llamadas (Masella *et al.*, 2012). DAME elimina quimeras, analiza la similitud de replicas y descompone secuencias únicas (Zepeda-Mendoza *et al.*, 2016). DAME_Sort.py separa secuencias dentro de cada grupo en función de su combinación de etiquetas y recorta las secuencias de etiquetas y cebadores de la secuencia de amplicón (Zepeda-Mendoza *et al.*, 2016). DAME_filter.py filtra secuencias a través de réplicas de PCR para cada muestra, es decir filtra y reduce las secuencias que son erróneas y retiene secuencias con reproducibilidad (Zepeda-Mendoza *et al.*, 2016). DAME_RSI.py evalúa la similitud en réplicas de PCR de la misma muestra (Zepeda-Mendoza *et al.*, 2016). VSEARCH ordena por tamaño secuencias por número de copias presentes, remueve y detecta quimeras de novo, y genera secuencias no quiméricas y alineamientos (Rognes *et al.*, 2016). Por último, SUMACLUST que agrupa secuencias de manera rápida y exacta (Mercier *et al.*, 2013).

Para la curación de los reads a partir de su presencia en la PCR se usó DAME_filter.py. En las muestras mayores a 50,000 reads se tomaron los parámetros de que estuvieran en las tres PCRs con un mínimo de 10 reads por muestra, mientras que los menores a 50, 000 reads (en dos sitios) fueron los que estuvieran en 2 PCRs con un mínimo de 10 reads por muestra. Una vez realizado el control de calidad de datos se obtuvieron las MOTUs. El alineamiento de las secuencias contra las bases de datos se usaron de tres métodos: MIDORI (Leray *et al.*, 2018), Barcode of Life Data (BOLD) con el lenguaje de programación R usando el protocolo de Sire *et al.*, (2021), y BLAST con el protocolo de Macher *et al.*, (2017). Para las asignaciones taxonómicas se consideró un valor $\geq 97\%$ de similitud a nivel

especie, $< 97 \geq 95\%$ a nivel de género, $< 95 \geq 90\%$ a nivel familia y $< 85\% \geq 80\%$ a nivel orden. Los que no se lograron identificar se mantuvieron en MOTUS, con el nivel taxonómico que mejor resolución obtenido (Beng *et al.*, 2016, Arribas *et al.*, 2016, Klymus *et al.*, 2017, Creedy *et al.*, 2019, Hausmann *et al.*, 2020, Liu *et al.*, 2020, Zinger *et al.*, 2021).

8.7. Pruebas Estadísticas

El diseño experimental que se generó para analizar si existen diferencias significativas en la diversidad de los anthophilos consideró como tratamientos los siguientes sitios: perturbado (A), Medianamente perturbado (Med-Pertur o B) y (Conservados (Conser o C) (Figura 5).

Todas las pruebas estadísticas se realizaron con R versión 4.2.1. Las pruebas de estadística descriptiva empleadas fueron diversidad alfa (Jackknife), beta (cladograma de Jaccard) y la curva de acumulación, la cual se desarrolló mediante la extrapolación con iNEXT establecida en el tipo de datos de frecuencia de incidencia (con el parámetro Hill number $q = 0$) y Diagramas de Venn (Moreno 2001, Villagrán-Mella *et al.*, 2006, Smith-Pardo y Gonzalez 2007, Baltazar 2016, Basset *et al.*, 2020, Sire *et al.*, 2021). Los estadísticos inferenciales se llevaron a cabo con las pruebas de normalidad de Kolmogorov y para la de homocedasticidad la prueba de Leven. Se realizó una prueba de Kruskal–Wallis para determinar si existen diferencias significativas entre los sitios conservados, medianamente conservados y perturbados. También se llevaron a cabo un análisis de disminución de diversidad zeta y el Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio para evaluar la rareza y retención de especies, así como el efecto de cada variable en cada gradiente muestreado (Sire *et al.*, 2021).

La selección de las variables independientes más importantes en los modelos se desarrolló por dos métodos. El primero fue el análisis de correlación por Spearman, para observar el comportamiento de la colinealidad y el desarrollo de los Análisis de Componentes Principales.

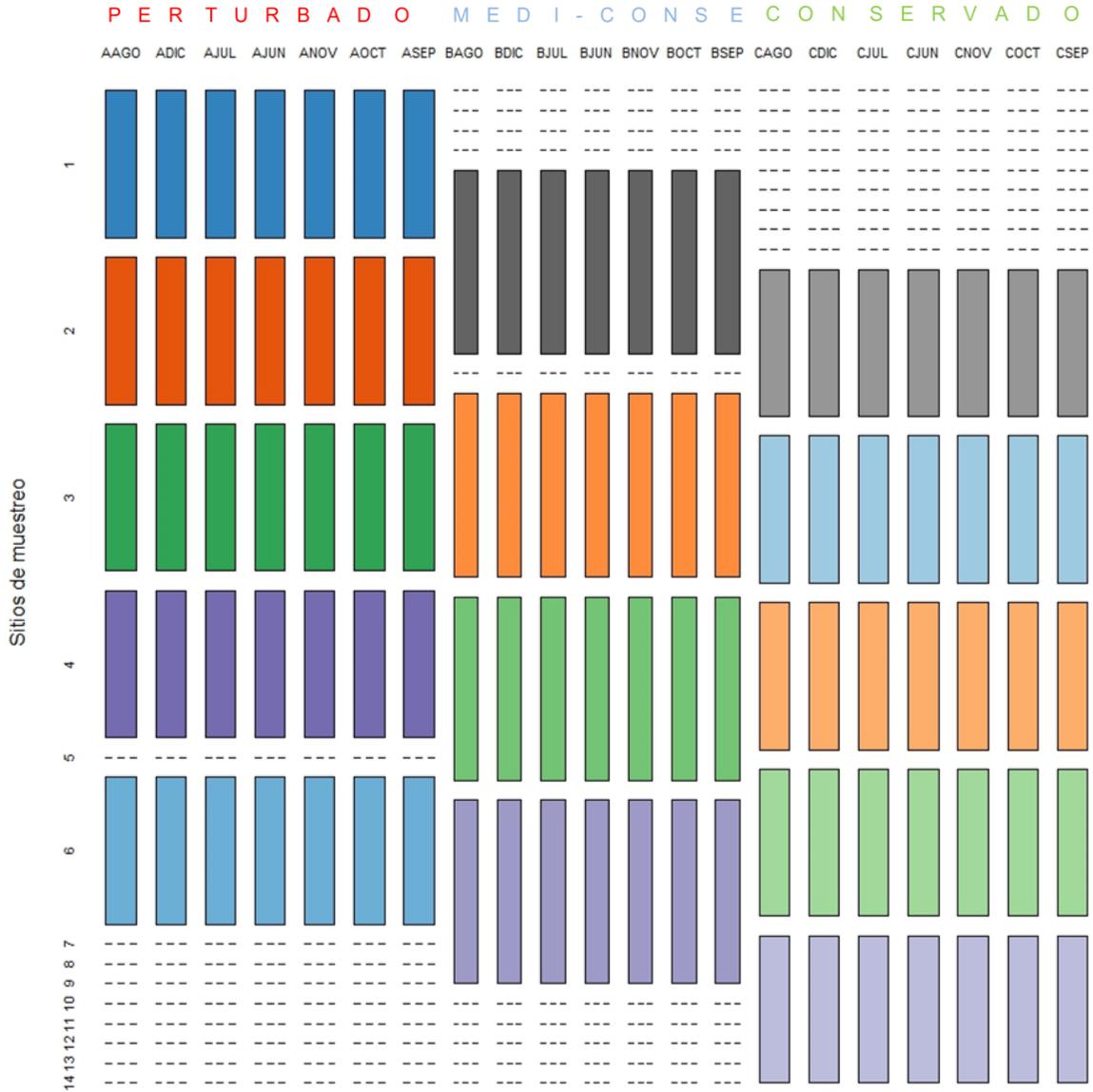


Figura 5.- Tratamientos y sus repeticiones generadas para el estudio.

El segundo método fue mediante la prueba de colinealidad de Kappan. Los datos se estandarizaron por ambos métodos mediante Z, lo cual fue generado mediante R. Además, se realizaron análisis de disminución de zeta para observar las comunidades de polinizadores y las tasas de retención de especies en los sitios para las familias principales de polinizadores representados dentro de cada nivel de perturbación.

8.8. Diversidad Alfa

Se utilizó el índice de equidad de Shannon y Wiener para estimar la diversidad de plantas en la zona de estudio (Moreno 2001, Da Silva *et al.*, 2022).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i$$

S = Número de especies

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número de individuos de todas las especies

p_i = abundancia relativa de cada especie, calculada por la proporción de individuos de una especie sobre el número total de individuos en la comunidad (n_i/N).

\ln = logaritmo natural.

Para estimar la diversidad alfa de los insectos, se usó el índice no paramétrico de Jackknife 1, que está basado en la incidencia (Moreno 2001, Villagrán-Mella *et al.*, 2006, Smith-Pardo y Gonzalez 2007, Baltazar, 2016 Sire *et al.*, 2021, Da Silva *et al.*, 2022):

$$Jack\ 1 = S + L \frac{m - 1}{m}$$

S = el número de especies observadas en la comunidad

L = número de especies observadas en una muestra (especies únicas)

m = número de muestras

8.9. Diversidad Beta

Se utilizó el índice de similitud de *Jaccard* (I_J), el cual estandariza la diversidad beta y genera valores independientes del número de comunidades (Moreno 2001, Basset *et al.*, 2020, Da Silva *et al.*, 2022).

$$I_J = \frac{c}{a + b - c}$$

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

9. RESULTADOS

9.1. Riqueza de insectos

Se secuenciaron 98 muestras pertenecientes a 14 localidades muestreadas en la región de Huatulco por un periodo de 7 meses. La secuenciación con la plataforma de Novaseq obtuvo un total de 600, 229,629 reads, y este número se redujo a 178,813 haplotipos después de pasar las secuencias por DAME_filter.py. Se obtuvo un total de 3837 MOTUs al finalizar el control de calidad (la curación) con los programas Adapter Removal, Sickcle, Spades, PANDAseq, VSEARCH y SUMACLUSt.

De las 3837 un total de 3581 MOTUs corresponden a Insecta y 17 órdenes, con una mayor representación de Diptera, Lepidoptera, Coleoptera e Hymenoptera con 979, 870, 733 y 400 MOTUs, respectivamente (Tabla 4). Un total de 904 MOTUs fueron asignadas a nivel especie (25.24%), mientras que 2677 MOTUs tuvieron una asignación taxonómica por arriba de ese nivel taxonómico (Tabla 5).

Tabla 4.- Número de MOTUs asignados a nivel orden.

Orden	MOTUs	Orden	MOTUs
Diptera	979	Mantodea	8
Lepidoptera	870	Phasmatodea	4
Coleoptera	733	Isoptera	3
Hymenoptera	400	Odonata	2
Hemiptera	311	Collembola	1
Orthoptera	47	Embioptera	1
Psocoptera	35	Mecoptera	1
Blattodea	26	Psocodea	1
Neuroptera	18	MOTUS sin asignación taxonómica	141

Tabla 5.- Número de asignaciones taxonómicas (#Taxones).

Nivel taxonómico	#Taxones
Orden_Insectos	17
Familia_Insectos	266
Género_Insectos	1067
Género_Abejas	19
Especie_Insecto	904
Especie_Abejas	16

9.2. Diagrama de Venn (Diag-Venn) de insectos

Un total de 145 especies se encontraron presentes durante los seis meses muestreados. Con respecto a las especies únicas, los meses con mayor registro fueron junio (558 MOTUs), septiembre (248 MOTUs) y noviembre (215 MOTUs) (Figura 6, A). Los meses con mayor número de especies considerando especies

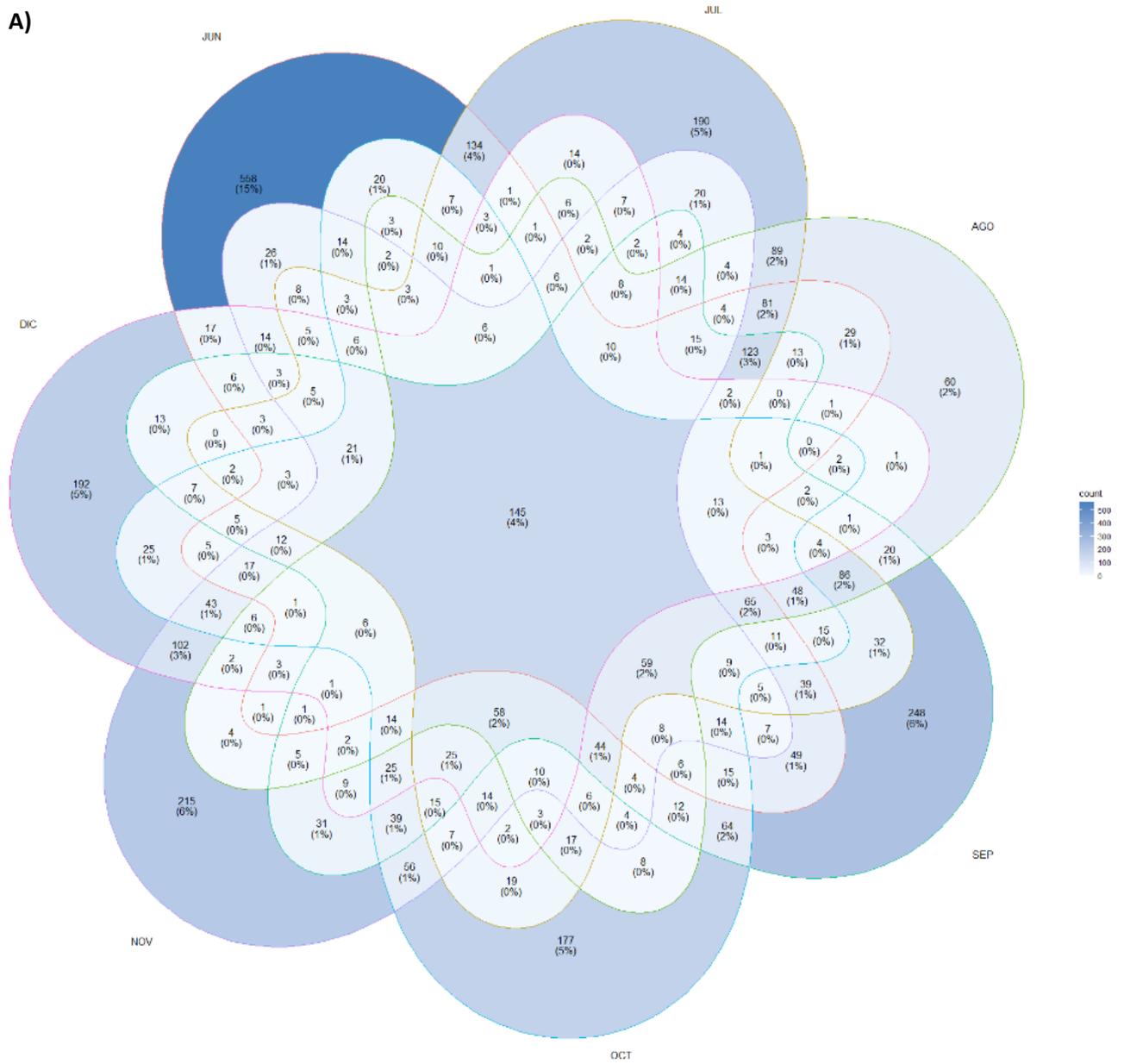
únicas, así como el fenómeno de rotación de especies fueron junio, julio, septiembre y octubre (Tabla 6).

Considerando especies únicas y el fenómeno de rotación, los sitios con mayor número de especies fueron los perturbados, seguidos por los conservados y finalmente los medianamente perturbados (Tabla 6). Con respecto a especies únicas, los sitios conservados tuvieron el mayor número de MOTUs con 773, seguidas por los perturbados con 695 y Med-Pertur con 540 especies (Figura 6, B).

Tabla 6.- Proporción de los MOTUs de los insectos.

TRAM	INSECTOS			Diag-Venn
	MOTUs	MES	MOTUs	MOTUs únicas
Huax 1	841	JUNIO	1608	558
Huax 2	855	JULIO	1534	190
Huax 3	634	AGOSTO	1139	60
Huax 4	861	SEPTIEMBRE	1486	248
Huax 5	507	OCTUBRE	1228	177
Huax 6	836	NOVIEMBRE	1197	215
Huax 7	727	DICIEMBRE	897	192
Huax 8	770	TRAT	MOTUs	MOTUs únicas
Huax 9	1012	Conservado	2023	773
Huax 10	888	Med-Pertur	1988	695
Huax 11	906	Perturbado	2177	540
Huax 12	729			
Huax 13	668			
Huax 14	870			

A)



B)

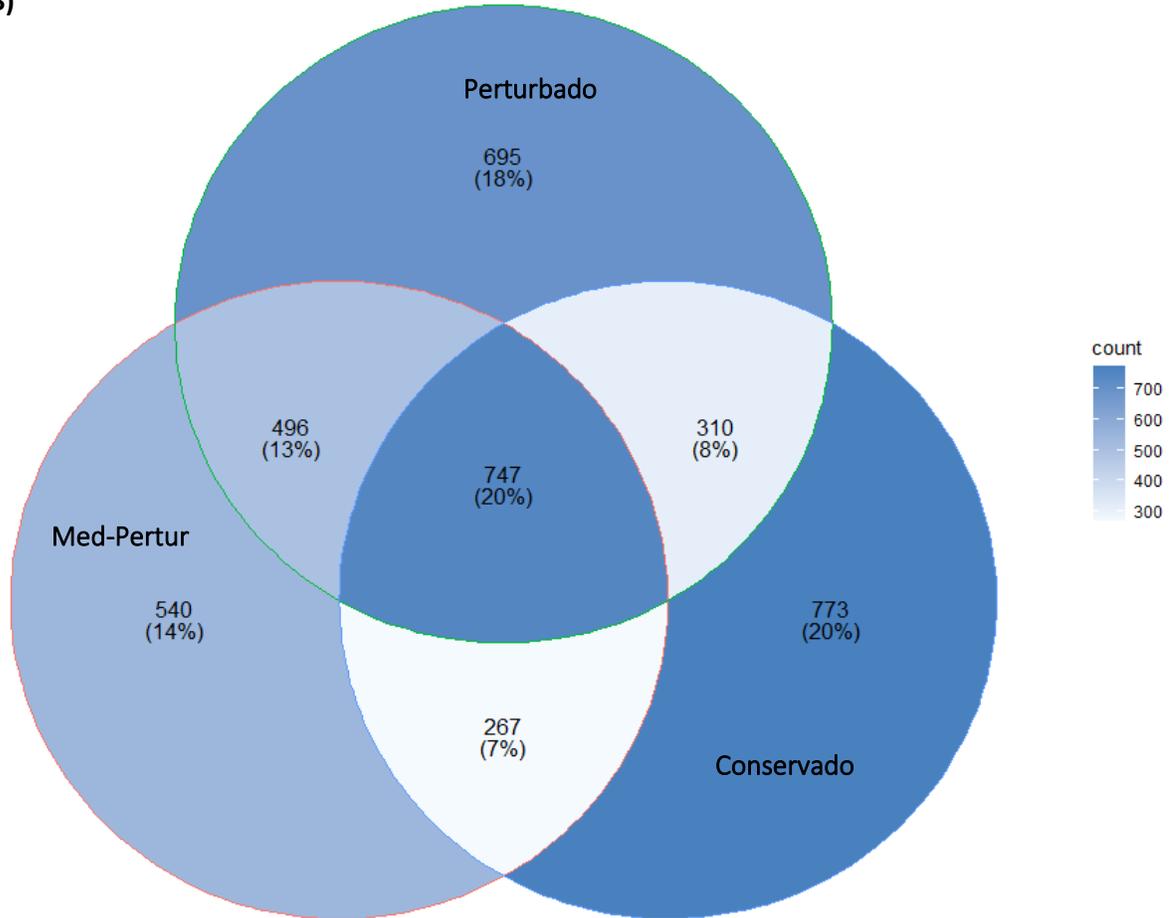


Figura 6.- Diagrama de Venn de las comunidades de insectos: A) por mes, y B) por nivel conservado.

9.3. Curvas de acumulación de especies de iNext para Malaise

Los resultados con la extrapolación arrojan una cobertura del 93% en la captura de los insectos con un registro de 3581 MOTUs (Figura 7). Para cubrir el 100% del muestreo para los insectos se debió de haber contado con 4357 MOTUs de insectos con un intervalo de 4270 y 4445.

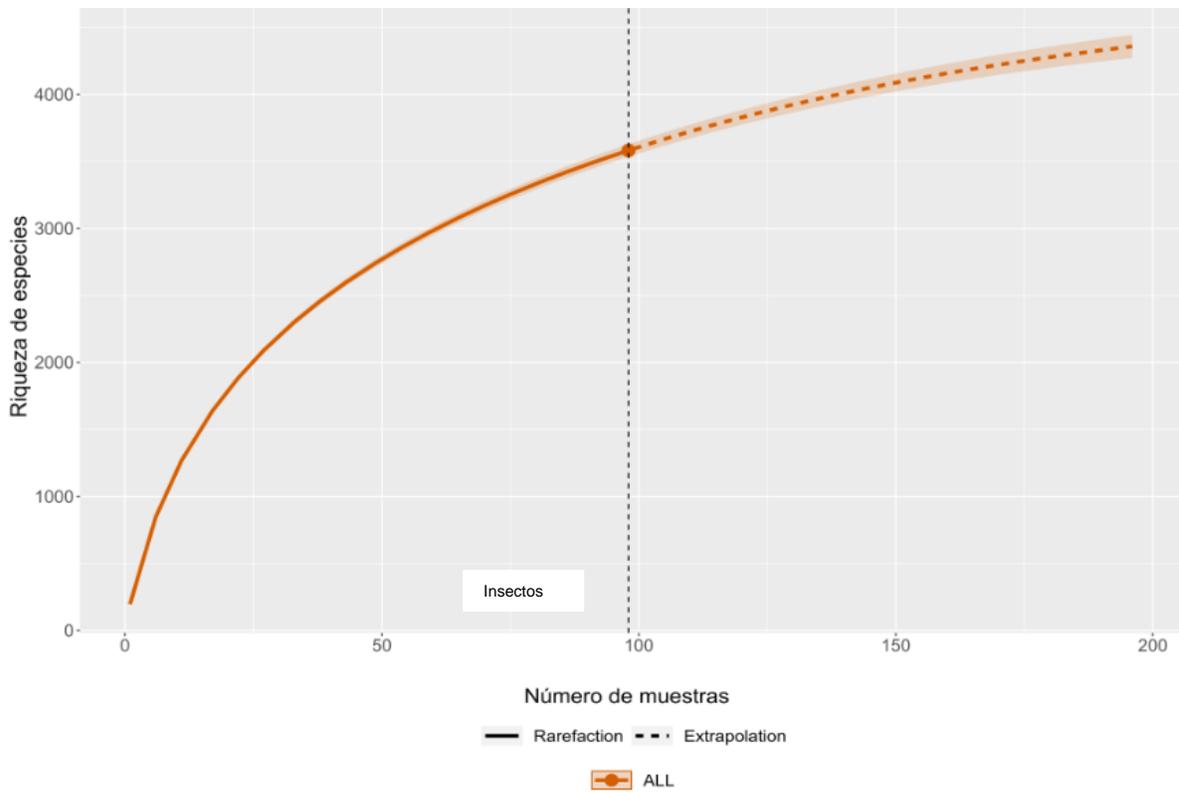


Figura 7.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de insectos recolectadas.

Para los anthophiilos se obtuvo una cobertura del 83% en la captura con un registro de 26 especies, así como para las 17 especies comunes y 17 especies dominantes, por lo que no se estimó una tendencia a que la curva se estabilice en una asíntota (Figuras 8 y 11).

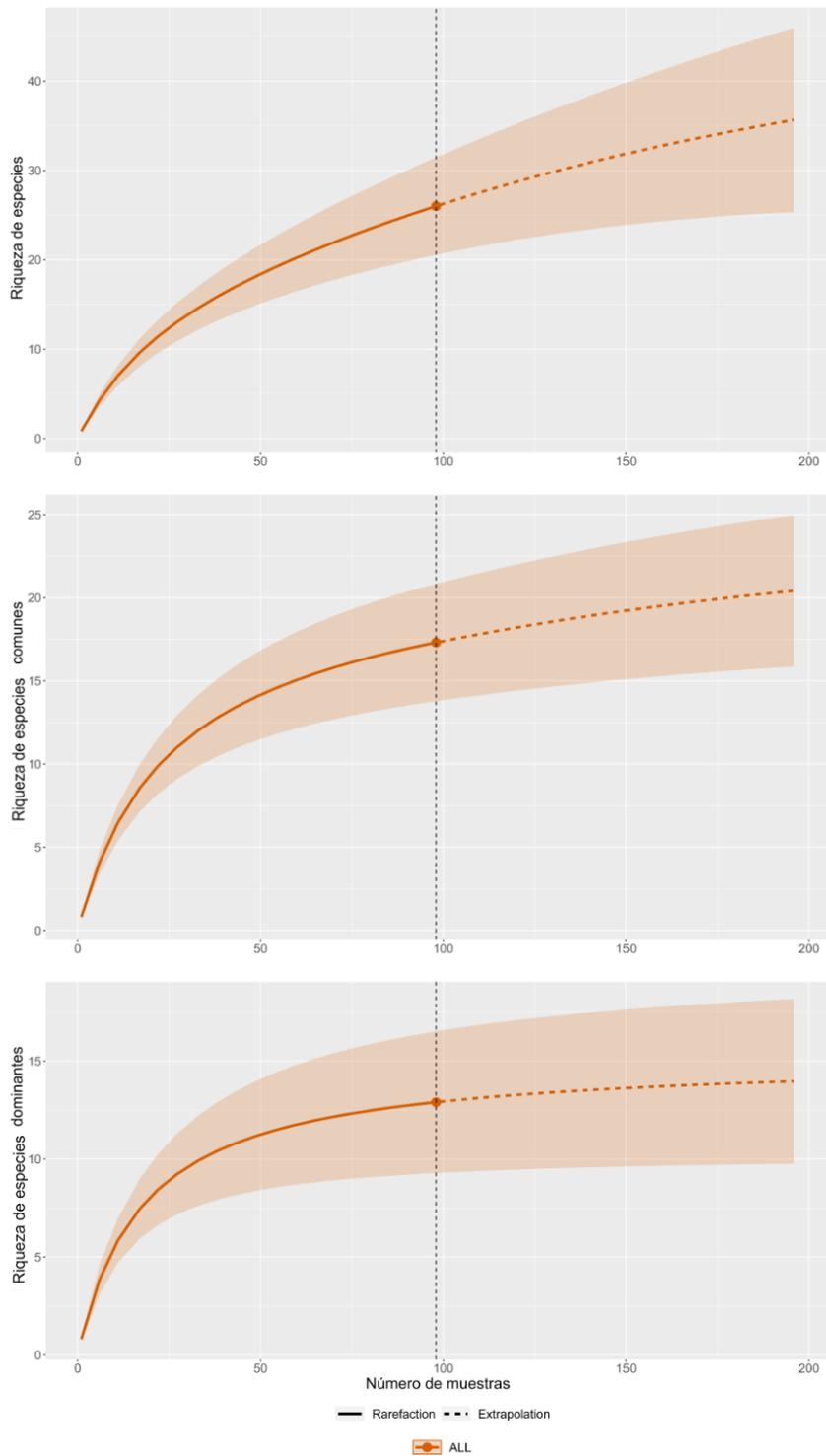


Figura 8.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de abejas recolectadas.

La extrapolación de los datos y la curva de rarefacción de los datos indica que los datos imputados en la comparación entre los diferentes niveles de conservación, como para insectos y abejas no afecta el 6.66% del contenido de datos imputados para los análisis posteriores (Figuras 9 y 10).

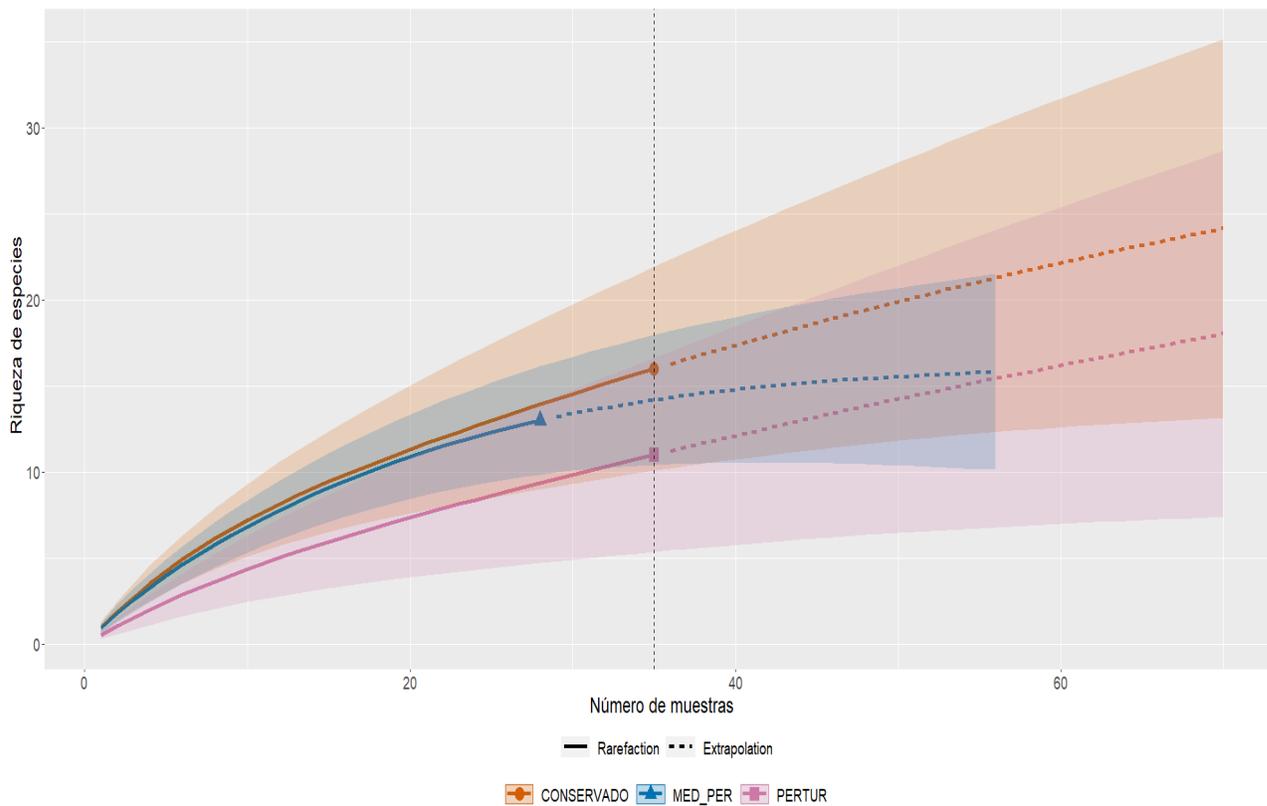


Figura 9.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de abejas recolectadas en los diferentes niveles de perturbación

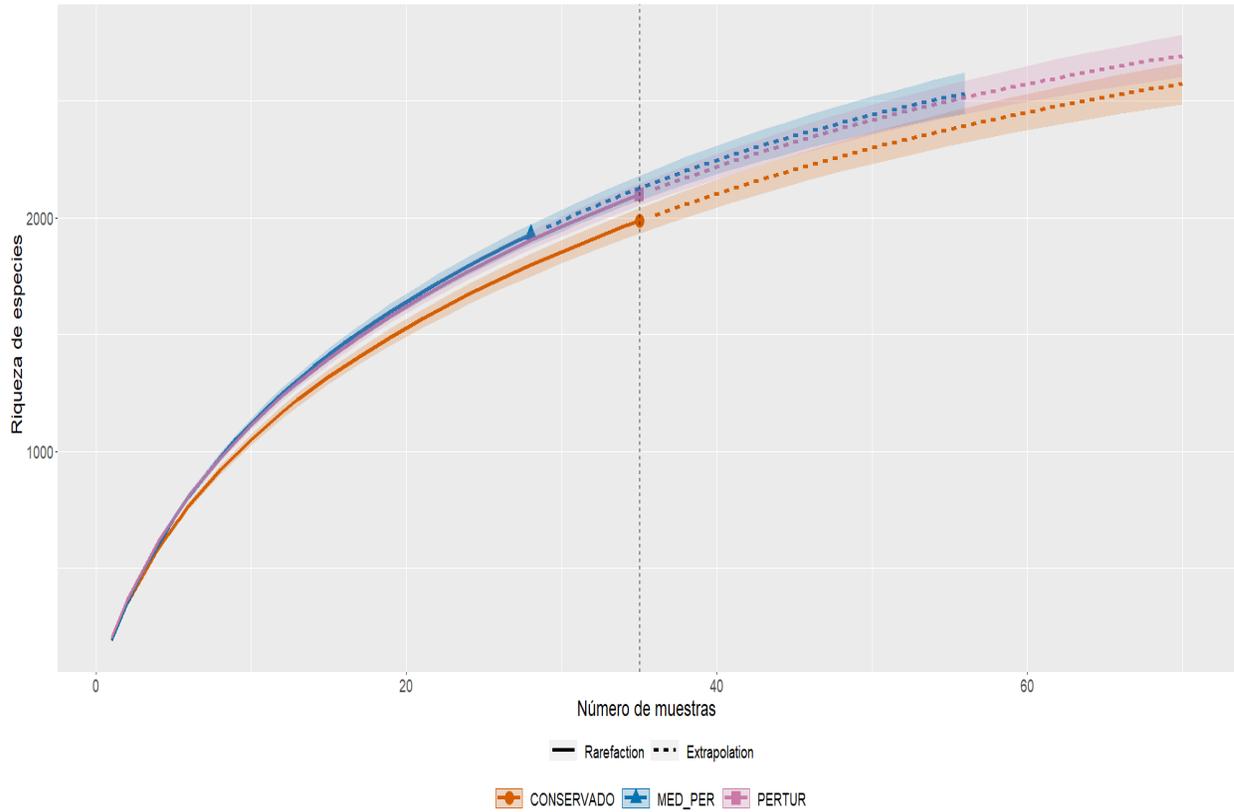


Figura 10.- Curvas de muestreo de rarefacción (segmento de línea sólida) basadas en el tamaño de la muestra con extrapolación e intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas) para la riqueza de especies de insectos recolectadas en los diferentes niveles de perturbación.

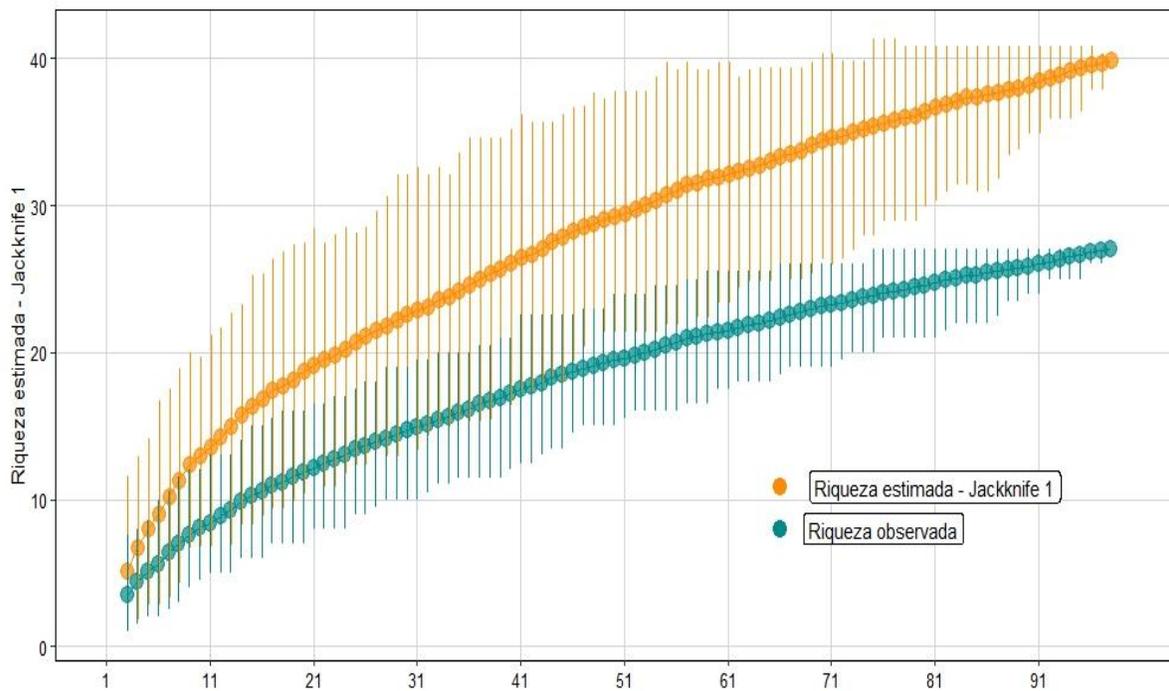


Figura 11.- Curva de rarefacción de himenópteros polinizadores.

9.4. Himenópteros polinizadores

Se identificaron 26 MOTUs pertenecientes a himenópteros polinizadores, de las cuales la familia Apidae fue la mayor, representada con 12 MOTUs, seguida por Megachillidae con siete MOTUs, Halictidae con seis MOTUs y Colletidae con un MOTU (Tabla 7).

Las especies con más registros en los sitios de muestreo fueron *Pseudaugochlora graminea* (n = 12), *Geniotrigona acapulconis* (n = 10), *Trigona fulviventris* (n = 9), *Frieseomelitta nigra* (n = 4), *Augochloropsis cf. Metallica* (n = 4) en todos los niveles de conservación; *Hypanthidium mexicanum* (n = 7) y *Coelioxys* (n = 2) en Conservadas y Perturbadas; y *Halictus hesperus* (n = 6) en Med-Pertur y Perturbadas (Tabla 7). De los 98 muestreos, sólo se obtuvo registros de abejas en 48 de ellos, 12 en los sitios perturbados, 16 en los medianamente conservados y 20 en los conservados.

Tabla 7.- Asignaciones taxonómicas (IDs) de himenópteros polinizadores. Los subíndices fueron en los sitios donde se encontraron. C=Conservados, MP= Medianamente perturbados y P= Perturbados. El subrayado indica a las especies con más presencia, mientras que el número del superíndice indica el orden cronológico.

Familia	IDS	Familia	IDS
Apidae	<u><i>Trigo fulviventris</i></u> ^{3C,MP y P}	Halictidae	<u><i>Pseudaugochlora graminea</i></u> <u>1C,MP y P</u>
Apidae	<u><i>Geniotrigona acapulconis</i></u> <u>2C,MP y P</u>	Halictidae	<i>Halictus hesperus</i> ^P
Apidae	<u><i>Frieseomelitta nigra</i></u> ^{4C,MP y P}	Halictidae	<i>Augochlora</i> ^C
Apidae	<i>Melipona sp.</i> MP98 ^C	Halictidae	<u><i>Augochloropsis cf. Metallica</i></u> <u>5C,MP y P</u>
Apidae	<i>Melissodes tepaneca</i> ^{MP}	Halictidae	<i>Augochlora pura</i> ^P
Apidae	<i>Apis mellifera</i> ^{MP}	Halictidae	<i>Lasioglossum</i> ^C

Apidae	<i>Euglossa</i> ^{MP}	Megachili dae	Megachile sp. 1 ^C
Apidae	<i>Epeolus obscuripes</i> ^{MP}	Megachili dae	<i>Hypanthidium mexicanum</i> ^{C y P}
Apidae	<i>Euglossa dressleri</i> ^P	Megachili dae	<i>Megachile sp. 2</i> ^{MP}
Apidae	<i>Xylocopa</i> ^C	Megachili dae	<i>Megachile frugalis</i> ^C
Apidae	Apidae ^{C y P}	Megachili dae	<i>Megachile sp. 3</i> ^{MP}
Apidae	<i>Plebeia frontalis</i> ^{MP}	Megachili dae	<i>Coelioxys pergandei</i> ^C
Colletid ae	<i>Ptiloglossa</i> ^C	Megachili dae	<i>Coelioxys</i> ^P

Los meses con mayor número de especies únicas fueron julio (4 spp) y septiembre (4 spp) (Figura 12, A y Tabla 8, MOTUs únicos). Los meses con mayor número de especies considerando la rotación para abejas fue mayor en septiembre, y diciembre (Tabla 7, MOTUs)

Con respecto a las especies en la cual se considera el fenómeno de rotación (Tabla 8, MOTUs), no se encontró un patrón con respecto a los meses que pueda estar impulsando la riqueza de las abejas. Sin embargo, con respecto a los datos de especies únicas por meses (Tabla 8, MOTUs únicos), y de acuerdo con los resultados de los valores numéricos de NDVI, SAVI, NMDI, NDMI y MNDWI se observa que los meses de octubre, noviembre y diciembre son los de mayor sequía y exposición de suelo (Figuras 13 y 14), mismos que presentan mayor riqueza de especies únicas (Tabla 8, MOTUs únicos). Por otro lado, con los datos promedio atmosféricos de la estación meteorológica, octubre, noviembre y diciembre tuvieron

los valores más bajos de humedad relativa (Hr), precipitación (Pcp) y de temperatura (Temp) (Tablas 9). Con respecto a la velocidad del viento, los meses con mayor velocidad promedio del viento fueron junio (6.28 km/h), agosto (5.69km/h) y octubre (4.95 km/h) (Tablas 9), lo cual aparentemente se puede ver el mismo patrón con respecto a las especies únicas.

Tabla 8.- Proporción de los MOTUs de acuerdo con las trampas, meses y los tratamientos.

		ABEJAS		Venn
TRAMPAS	MOTUs	MES	MOTUs	MOTUs únicos
Huax 1	5	JUNIO	9	0
Huax 2	4	JULIO	7	4
Huax 3	1	AGOSTO	4	0
Huax 4	2	SEPTIEMBRE	10	4
Huax 5	4	OCTUBRE	7	1
Huax 6	3	NOVIEMBRE	8	3
Huax 7	3	DICIEMBRE	9	2
Huax 8	7	TRA	MOTUs	MOTUs únicos
Huax 9	4	Conservado	16	8
Huax 10	6	Med-Pertur	12	7
Huax 11	6	Perturbado	11	2
Huax 12	2			
Huax 13	5			
Huax 14	8			

Tabla 9.- Valores de la humedad relativa, precipitación, temperatura y velocidad del viento.

Fecha	Hr (%)	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)	Viento Km/h
2021-06	78.669	0.095	28.131	6.281
2021-07	75.298	0.014	28.987	4.655
2021-08	60.564	0.052	28.194	5.697
2021-09	35.830	0.059	27.726	4.481
2021-10	40.446	0.006	28.357	4.956
2021-11	42.692	0.000	27.156	4.137
2021-12	50.504	0.001	26.704	4.280

De acuerdo con los datos de Morales *et al.*, (2007), los meses de mayor floración fueron septiembre y octubre. Septiembre fue el mes en el cual se registró una mayor riqueza de especies de abejas, con 10 (Tabla 7, MOTUs). Sin embargo, esta es la

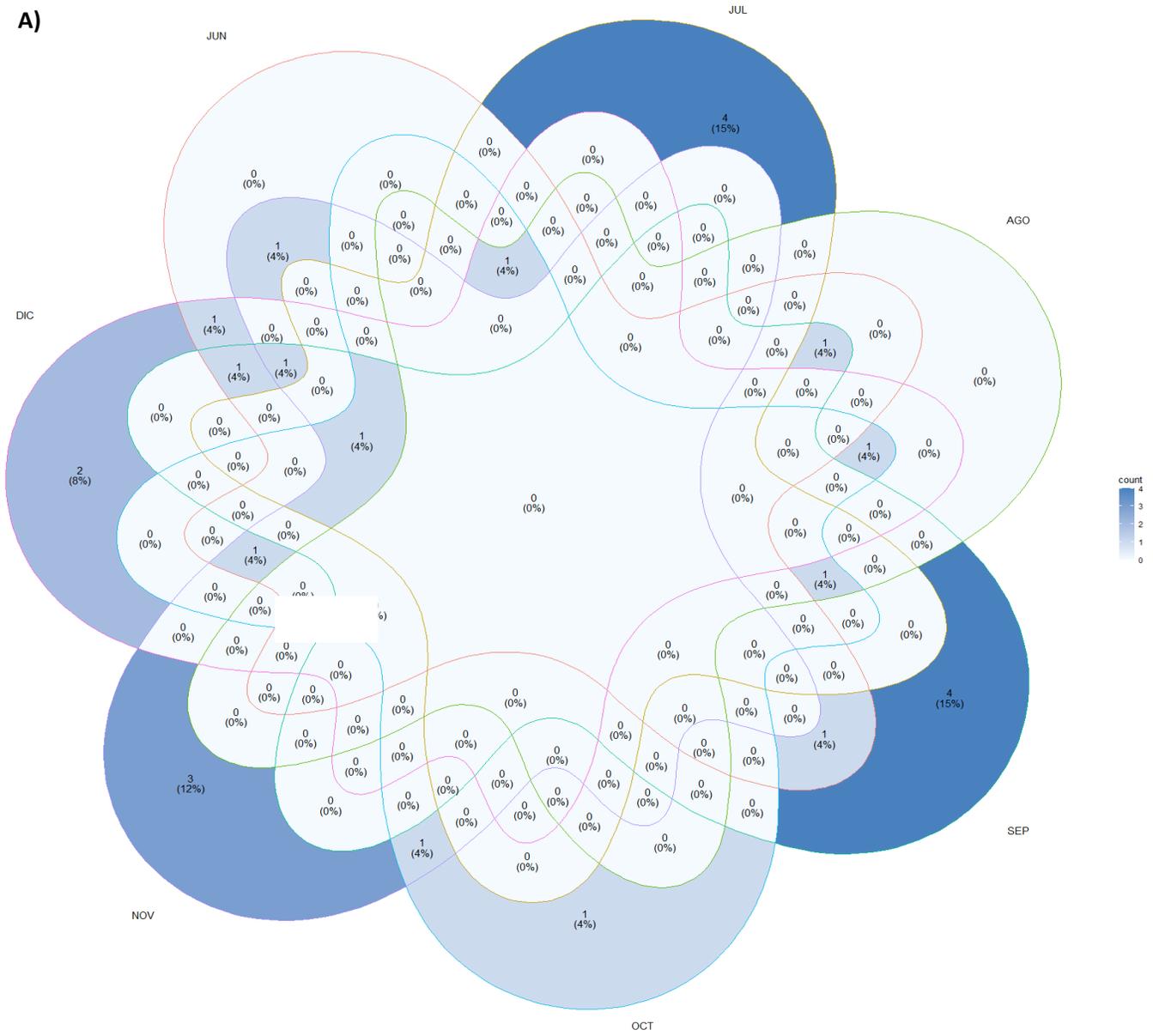
única coincidencia y no sigue el mismo patrón. En el año existe una mayor representación de floración de las especies *Cnidocolus multilobus*, *Senna atomaria*, *Leucaena leucocephala*, *Acacia collinsii*, *Chloroleucon mangense*, *Coursetia caribaea*, *Erythrina lanata*, *Homalium trichostemon* y en general para la familia Leguminosae.

Ensamblaje entre el nivel de conservación

Los sitios perturbados y conservados presentaron más especies de abejas en común (3 sp), y el perturbado con el medianamente perturbado solo una especie (Figura 11, B). Los sitios con mayor número de especies de abejas considerando especies únicas y las que se encuentran en más de dos sitios son: Conservado, Medianamente perturbados, y Perturbado, en ese orden (Tabla 8, MOTUs). Los sitios categorizados como conservados, donde se encontró mayor riqueza de especies de abejas, es donde responden mucho más a la pérdida de humedad que los medianamente conservados o los perturbados, dado a que presentan los valores más bajos de NDVI, SAVI, NMDI, NDMI y MNDWI, por lo que encontró que los sitios más secos son en donde se encuentran más riqueza de abejas (Figuras 13 y 14)

Con respecto a las especies de plantas identificadas, se caracterizaron 82 especies de árboles en los sitios muestreados, entre los cuales se pudo determinar que la abundancia y riqueza de especies de planta aparentemente siguen la misma dirección con respecto a la riqueza de abejas (Tabla 10). Los resultados de volumen de material muerto con mayores registros fueron Huax8, Huax10, Huax9 y Huax14 (Figura 15), los cuales son de sitios conservados y medianamente conservados, siendo estos los que presentan una mayor riqueza de abejas. Con respecto a los microhábitats, los sitios con un mayor valor fueron los más conservados, con un mayor número en el sitio Huax11 y con menor en el sitio Huax4 (Figura 16). Las abejas muestran patrones similares con la variable arboles vivos, diámetro basal y con diversidad de microhábitats.

A)



B)

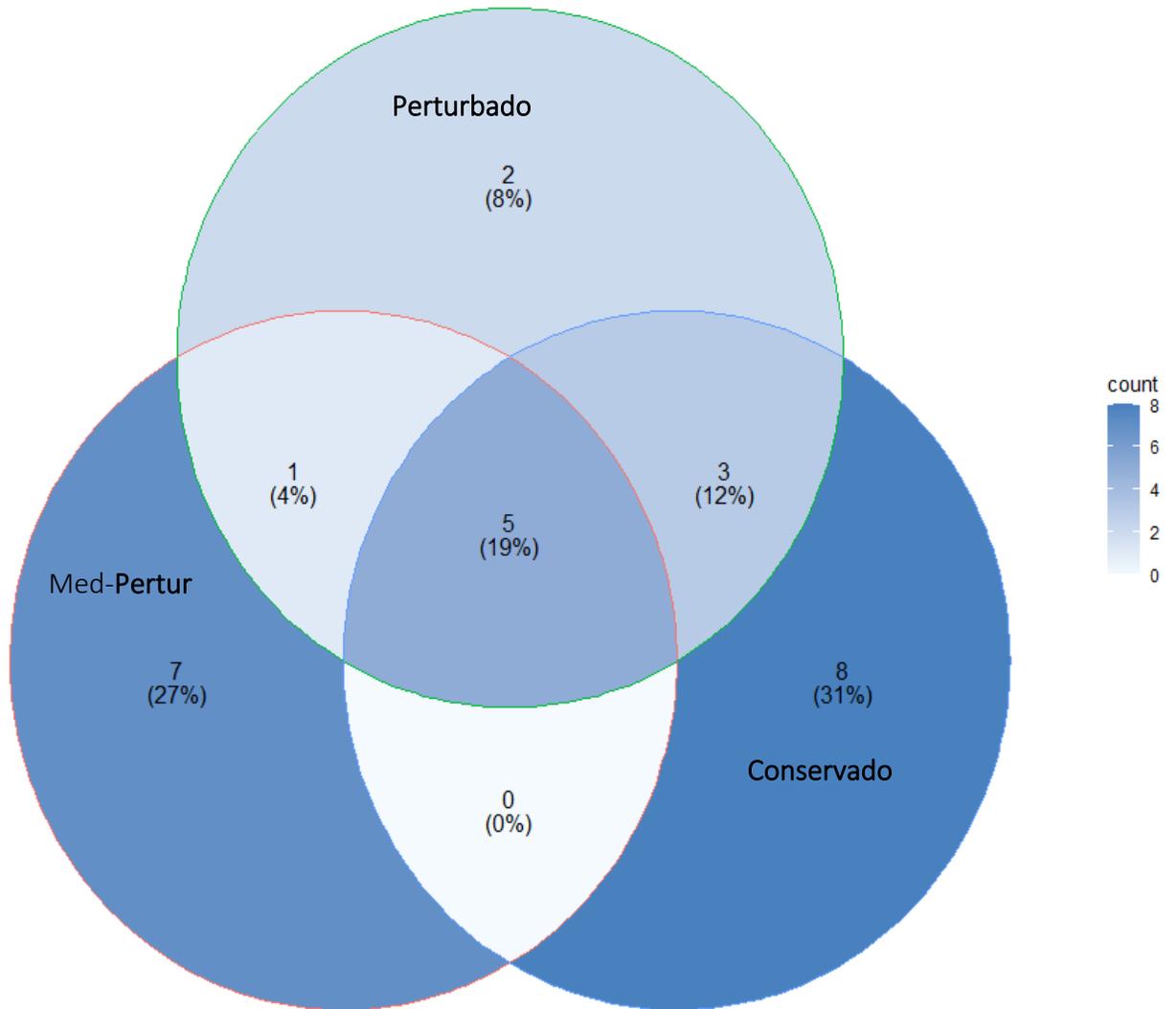


Figura 12.- Diagrama de Venn de las comunidades de himenópteros polinizadores A) por mes y B) por el nivel conservado.

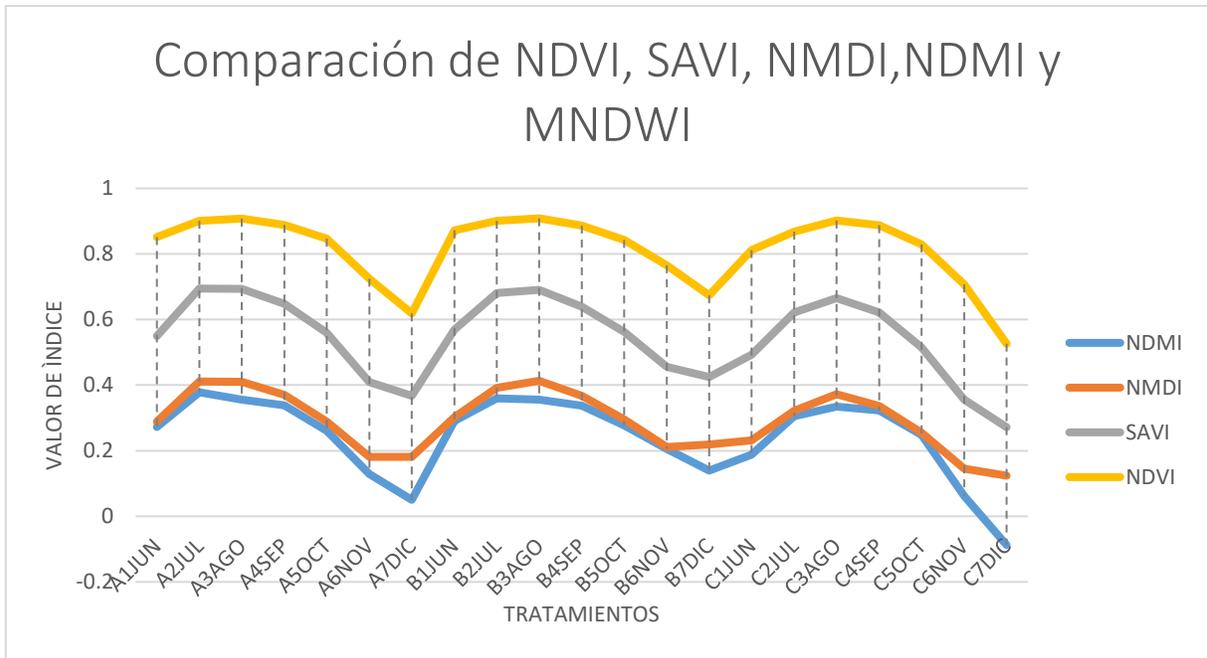


Figura 13.- Índices de vegetación (NDVI), del suelo (SAVI), secura (NMDI) y humedad (NDMI) con respecto al grado de perturbación y el tiempo.

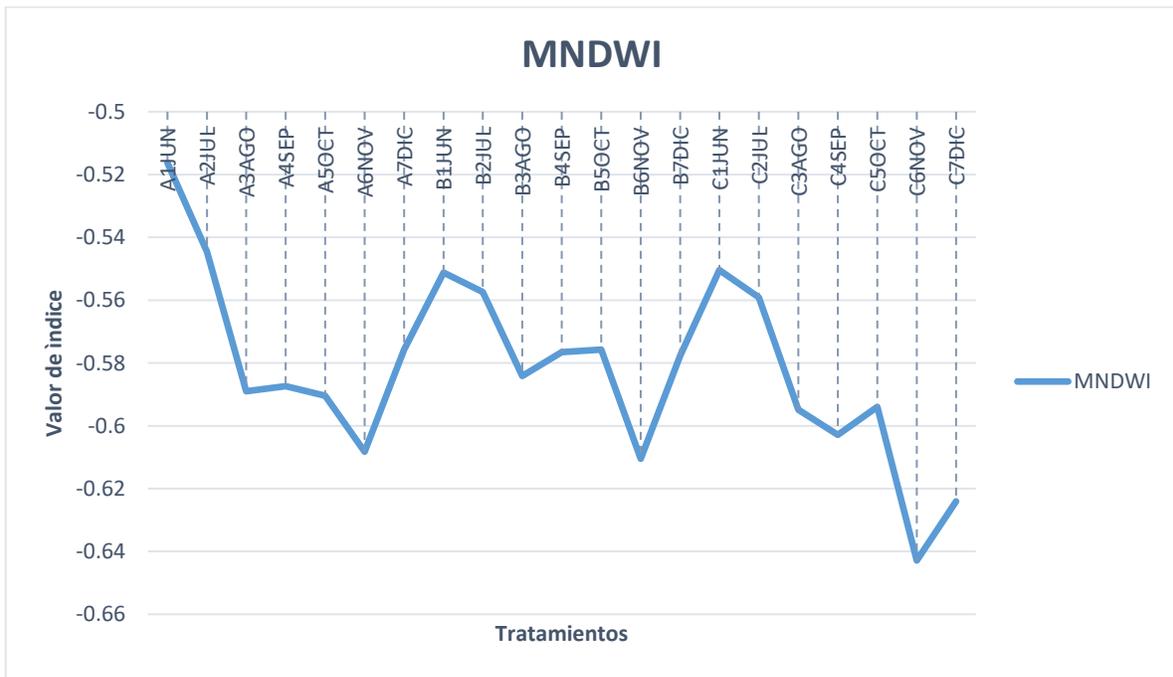


Figura 14.- Resultados del índice de la presencia del agua con respecto al grado de perturbación y el tiempo.

Tabla 10.- Valores de la abundancia y riqueza de las plantas de cada sitio.

Sitios	Abun_plantas	Sps_plantas	Div_Shannon
Huax 1	13	7	1.778
Huax 2	14	12	2.441
Huax 3	8	3	0.974
Huax 4	7	6	1.748
Huax 5	8	3	0.736
Huax 6	7	6	1.748
Huax 7	4	1	0.000
Huax 8	18	9	1.952
Huax 9	8	7	1.906
Huax 10	14	7	1.567
Huax 11	16	10	2.220
Huax 12	17	7	1.875
Huax 13	14	6	1.710
Huax 14	18	14	2.582

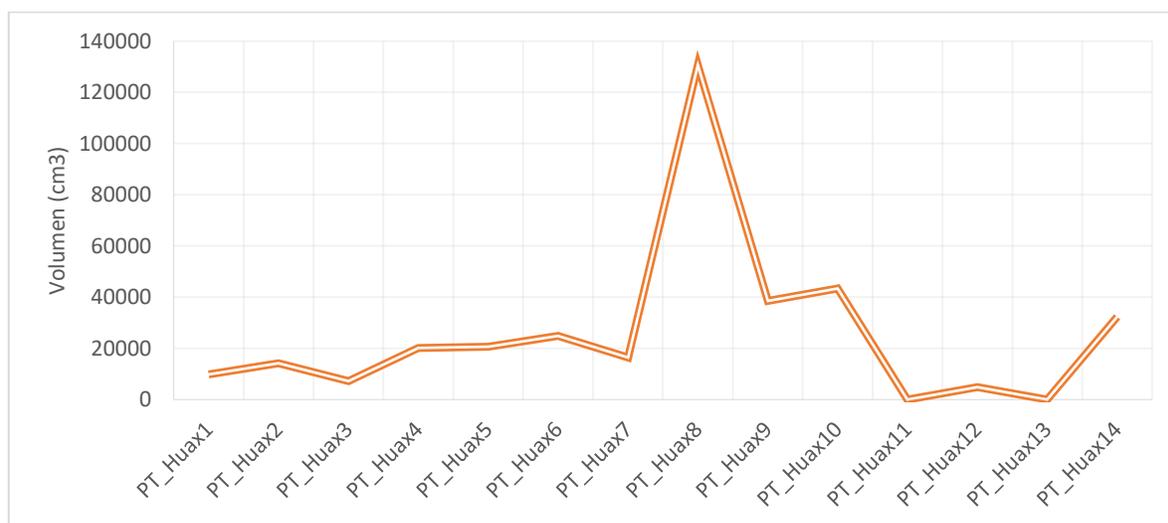


Figura 15.- Volumen de vegetación muerta en cada uno de los sitios.

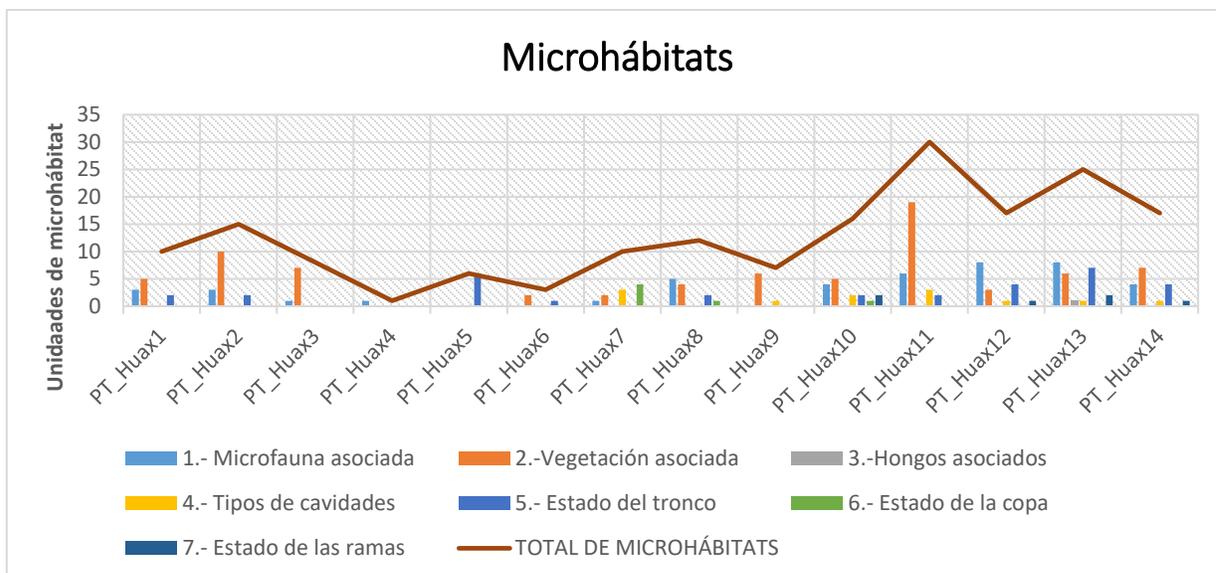


Figura 16.- Representación de los microhábitats en los sitios.

9.5. Riqueza de los Anthophilos entre los niveles de perturbación

La prueba de Shapiro obtuvo un valor $p < 0.05$ (0.003774), lo cual indica que la diversidad de MOTUs sigue una distribución no paramétrica. De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis no existen diferencias significativas entre los sitios perturbados, medianamente perturbados y conservados ($K-W = 5.0944$, $gl = 2$, $p = 0.0783$; Figura 17).

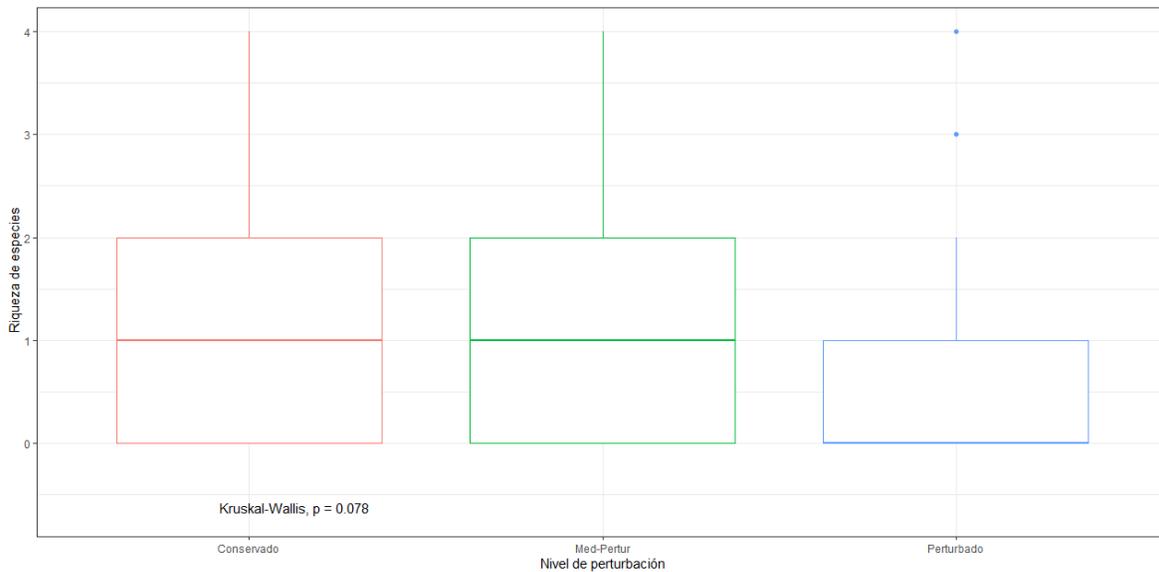


Figura 17.- Prueba de Kruskal-Wallis entre los niveles de perturbación.

9.6. Recambio diversidad beta

El índice de diversidad beta de Jaccard para los himenópteros polinizadores no mostró un patrón claro por mes de colecta o por sitios (**Figura 18**).

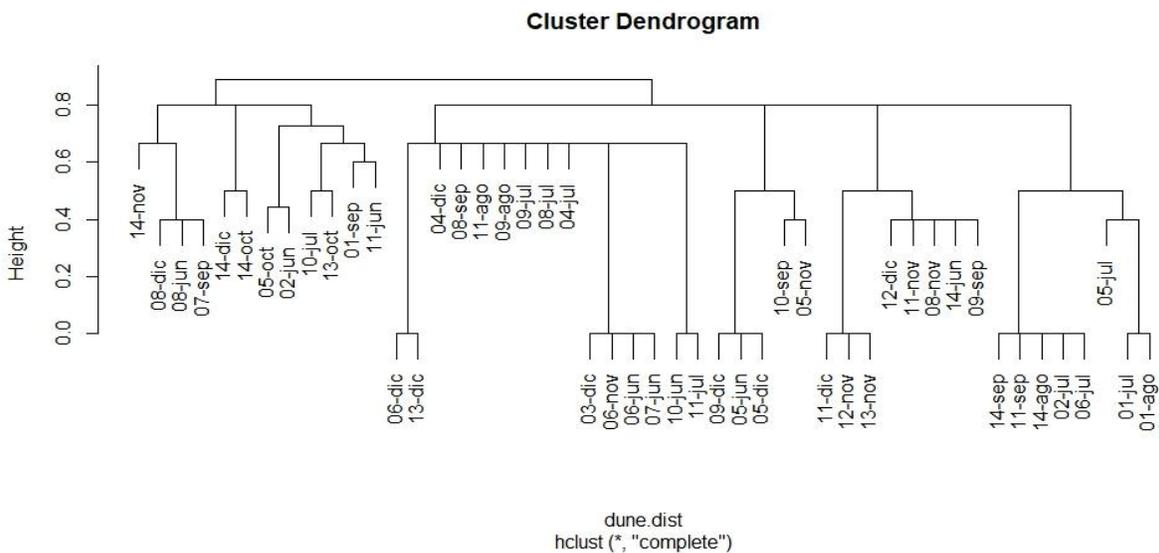


Figura 18.- Diversidad beta de Jaccard para himenóptero polinizadores.

9.7. Análisis de Componentes Principales (ACP)

De acuerdo con la prueba del análisis de Barlett ($p < 0.05$, $gl = 465$), no existe suficiente información para aceptar la hipótesis nula, lo que significa que los datos presentarán una alta correlación entre variables. Por otro lado, la prueba de Kaiser Meyer Olkin permitió ver la relación de coeficientes de correlación entre variables, y dado a que el valor es 0.05, es apto para la realización del ACP. Las variables con mayor correlación fueron: árbol vivo, microfauna asociada, árbol muerto, estado del tronco, nivel de protección y diversidad de microhábitat (Figura 19 A), además se observaron correlaciones altas para las variables entre los índices desarrollados SAVI, NDVI, NDMI (Figura 19 B).

El gráfico de Sedimentación y el Eigenvalor nos muestra la cantidad óptimas de componentes a retener (Figura 20), siendo los valores igual o por encima de 1.0 los aceptables, Esta elección también se puede basar en la varianza acumulada (UAS 2003). Las ocho dimensiones explican 84.5% el comportamiento de las variables.

De acuerdo con las mejores variables obtenidas por ACP de la Dim 2 y 1, que se seleccionaron en función de sus valores de carga más altos (Figura 20, D); las cuales fueron el nivel de protección, Longitud, NDMI, NMDI, SAVI, NDVI, árboles vivos, árboles muertos, microfauna asociada, vegetación asociada, hongo asociado, cavidades, estado de tronco, estado de la rama, diversidad de microhábitat, densidad de dosel y diversidad de flora. Sin embargo, al observar la multicolinealidad mediante el test de kappa (> 1000) y la de la correlación de Spearman, existe una alta colinealidad entre las variables (Figura 21, cuadro rojo) así que para resolver esto, dado a los análisis anteriores (ACP y de colinealidad) y a criterios biológicos a la especie se determinó que las mejores variables a incluir en el Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio (MS-GDM) son Pcp (precipitación), ARBMUERY (árboles muertos), DISAGUA, NMDI, NDVI, DIAMBASA, DISTANCIA (Latitud y Longitud), Div_Shannon (diversidad de flora), Div_Sn_Mhab (diversidad de microhábitat), MATMUERTO (material muerto), NIVELPROTE (nivel de protección) y VEGASO (Vegetación asociada).

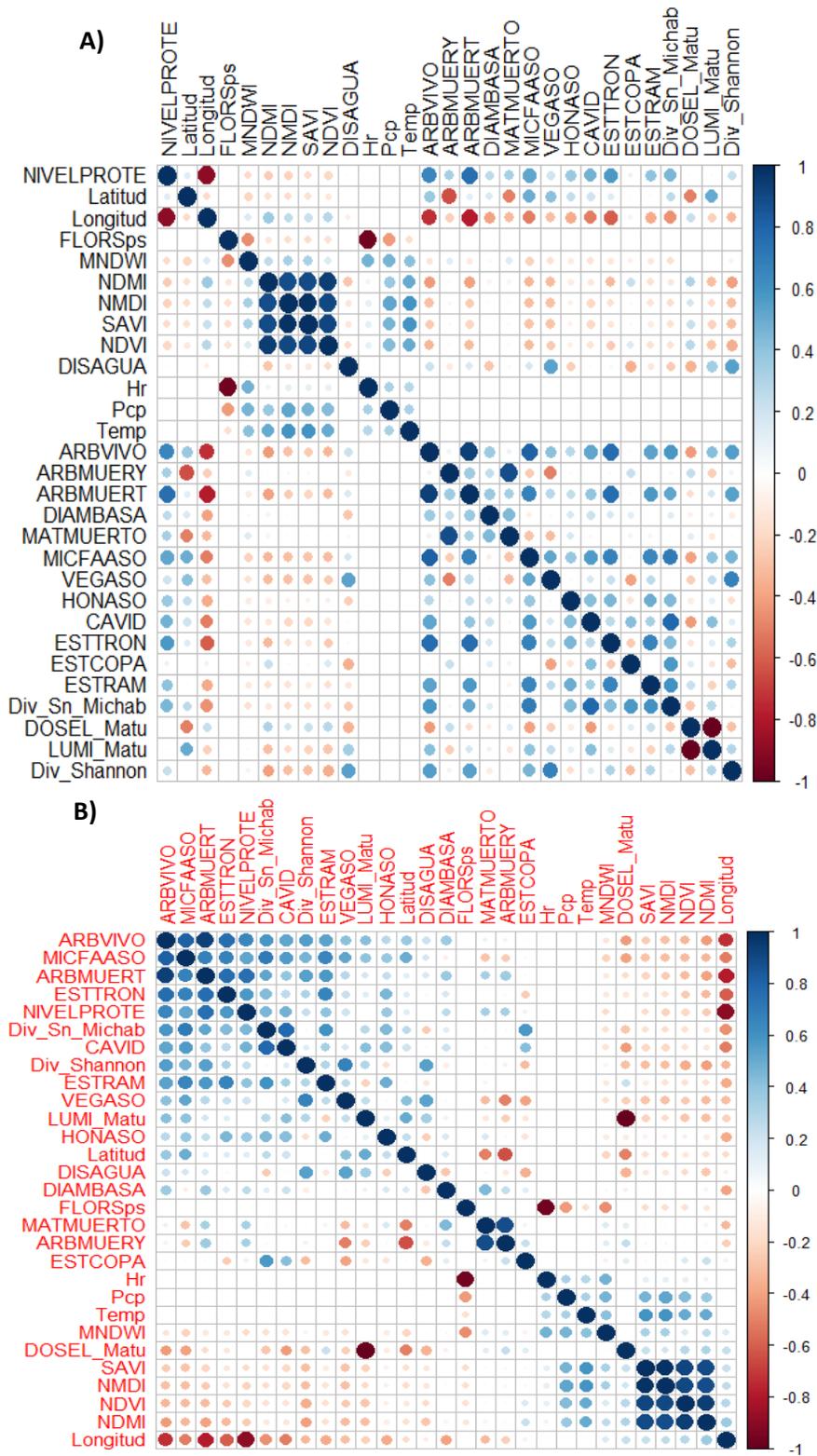


Figura 19.- Correlación por Spearman orden original (A) ordenado de acuerdo con el nivel de correlación (B) agrupación de niveles de correlación.

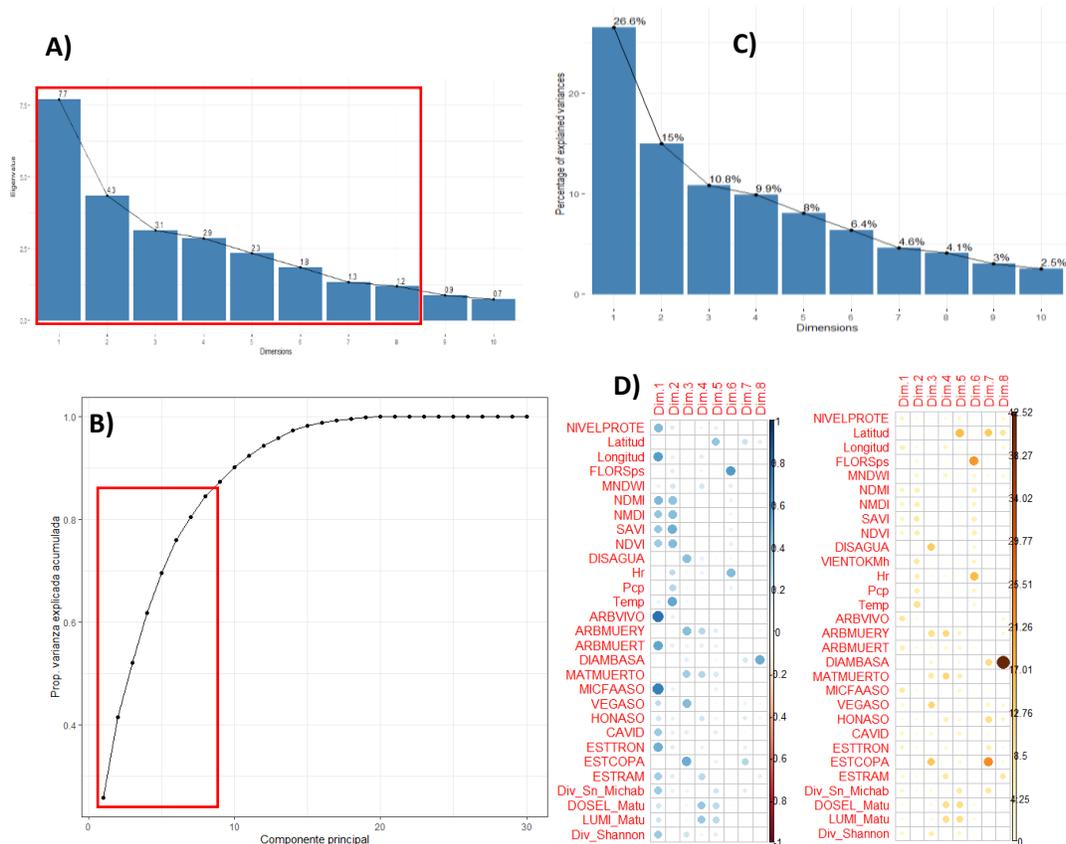
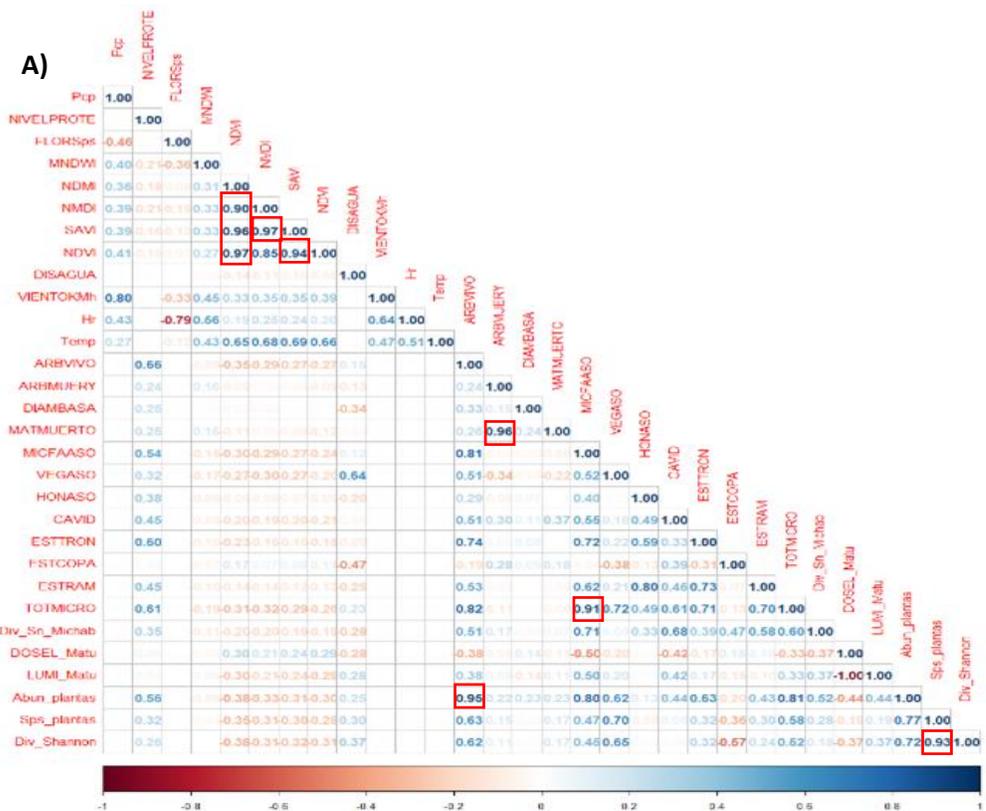


Figura 20.- A)Valores de Eigevalor para las primeras 10 dimensiones, B) comportamiento de la varianza acumulada, C) porcentaje de explicación de las primeras 10 dimensiones e D) influencia de cada variable de acuerdo con cada dimensión (UAS 2003).



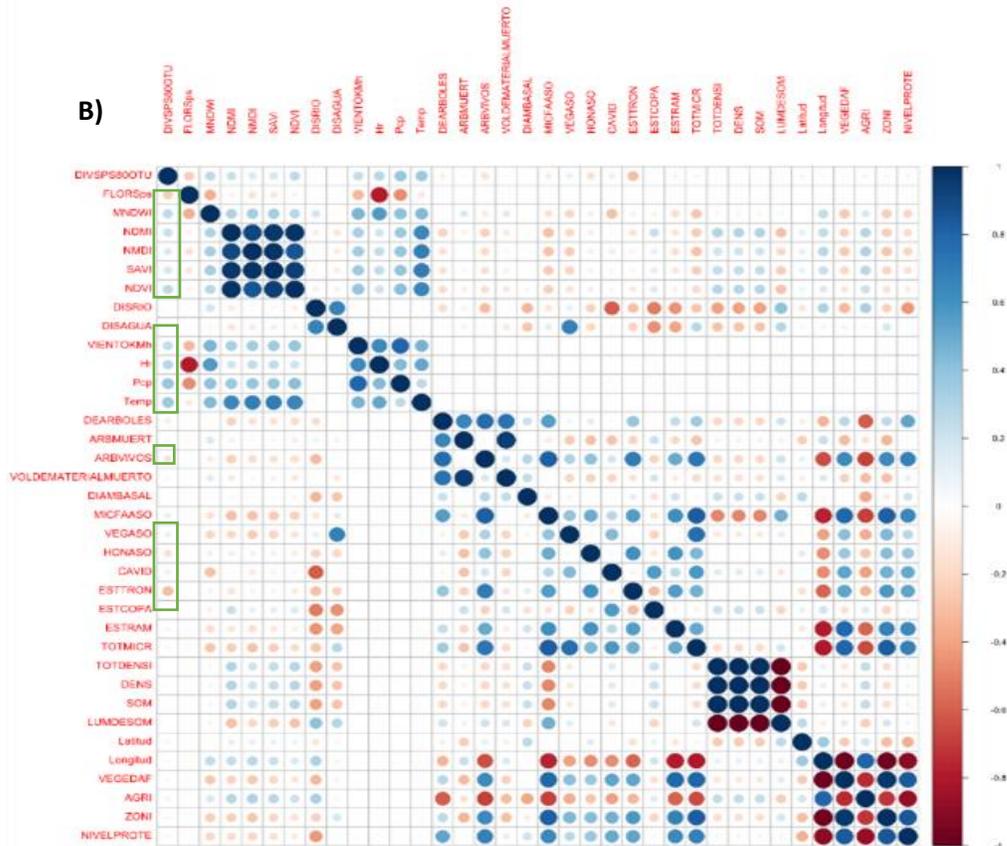


Figura 21.- A) Gráfica de correlación de apoyo para la observación de colinealidad B) Correlación con la diversidad de MOTUs, los más altos resaltados en verde.

Mediante el segundo método, el cual fue la aplicación única de test de kappa (>1000), se determinaron 21 variables (Figura 23) para el desarrollo del Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio (MS-GDM).

9.8. Retención de especies de los himenópteros polinizadores en los diferentes gradientes de conservación.

Los resultados mostraron que las especies tienen diferente estructura en los gradientes de conservación estudiados. En el nivel conservado presentó una mayor retención de las especies de Halictiidae, mientras que a nivel medianamente perturbado (o medianamente conservado) y sitios perturbados existe una mayor retención de Apidae (Figura 22).

9.9. Modelado de Disimilitud Generalizada Multi-Sitio (MS-GDM) de los Anthophilos.

9.9.1. Impulsores ambientales de la rotación de especies de Anthophilos

A pesar de que el muestreo en diciembre fue de menor cantidad, se considera para el MS-GDM. Esto dado a que es cuando se presentaron más abejas. Podría existir un efecto de subestimación debido a que no se realizó una colecta completa del mes, pero ayuda a dar una mejor resolución en la presencia de las abejas.

Debido a la baja interacción que existe entre la retención de especies de los himenópteros polinizadores entre los ensamblajes, el MS-GDM únicamente es capaz de sacar a un orden zeta de 2 en donde se determina un modelo en el cual se logra describir un 5% la varianza con las 12 variables y el 9% con las 21 variables y el resto lo describe como inexplicable (Figura 23, A y B). Por lo tanto, la mayor parte de la variación permaneció sin explicación.

A pesar de ser tan poca la explicación los factores ambientales, los más importantes con el modelo de las 12 variables son NMDI, diámetro basal (DIAMBASA), la diversidad plantas (Div_Shannon) y la diversidad de microhábitats (Div_Sn_Michab) (Figura 23 A), mientras que con las 21 son las mismas, más con la inclusión de Estado del tronco (ESTRON), microfauna asociada (MICFAASO) y la floración del parque con respecto al trabajo de Morales *et al.*, (2007) (FLORSps) (Figura 23 B).

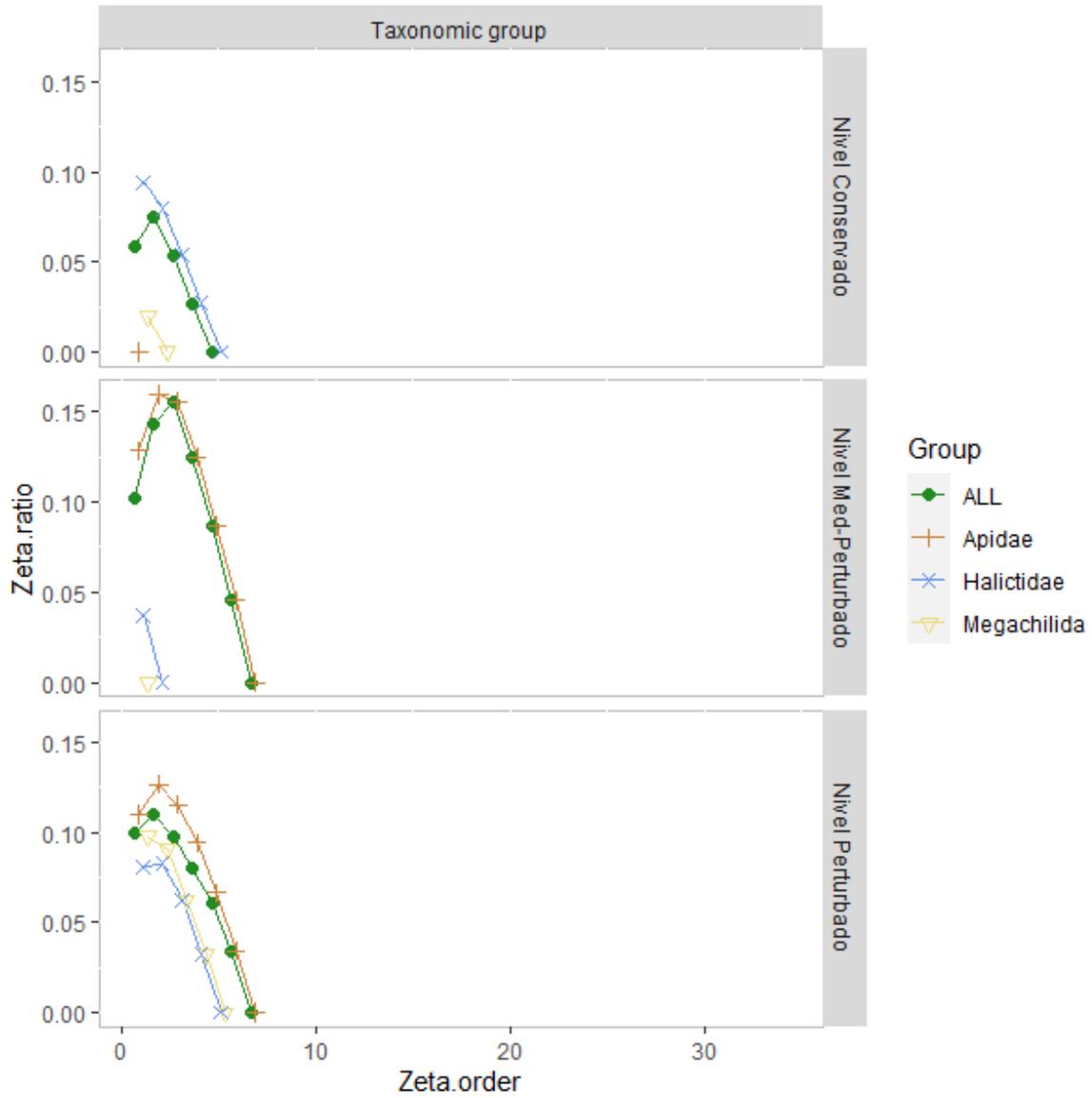
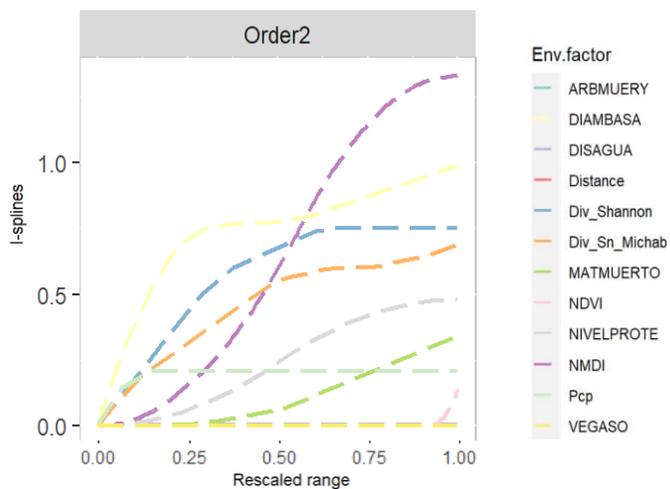


Figura 22.- Efecto del nivel de conservación en la composición de la comunidad para las familias de los himenópteros polinizadores.

A)



B)

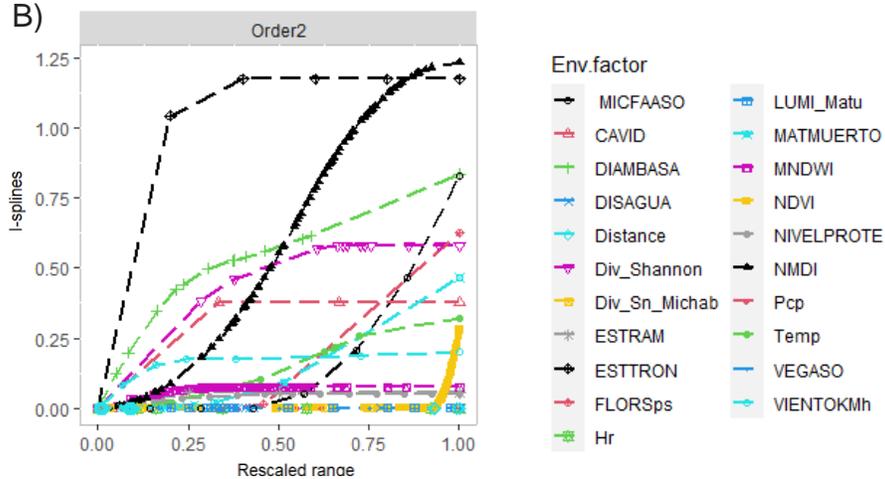


Figura 23.- A) Valores medios de I-splines con métrica equivalente de Sørensen para 12 variables y B) 21 variables ambientales, con sus respectivas contribuciones a la diversidad zeta. Proporción (en r^2) de la varianza total de la diversidad zeta explicada por 12 variables ambientales 5% y 21 variables ambientales el 9%.

10. DISCUSIÓN

10.1. Riqueza de insectos y Anthophilos

Este trabajo representa el primer estudio con herramientas metagenéticas para el monitoreo de comunidades de insectos en bosques tropicales de México y para el país en general. Dado a la alta eficiencia de las trampas Malaise, se obtuvo una captura del más del 90% de especies (3581 especies de 4357, de acuerdo con las curvas de acumulación), el cual es mucho mayor a lo obtenido por Basset *et al.*, (2020) y Sire *et al.*, (2021) bajo la misma técnica molecular y condiciones de captura. Estudios como el de Janzen y Schoener (1968), Janzen (1973), Nieves-Aldrey y Rey del Castillo (1991), Villar y Farré (1998), Zavala-León *et al.*, (2016), Sire *et al.*, (2021) y Oliveira *et al.*, (2021), en las que su mayoría consideran otras técnicas de identificación taxonómica, se encuentran las mismas proporciones dado a que son los más representativos. Así también Zavala-León *et al.*, (2016) observaron que todos los insectos presentan una mayor riqueza en áreas conservadas, sin embargo, en esta investigación se encontró mayor riqueza en los sitios perturbados, aunque los resultados son estadísticamente no significativos. Con respecto a especies únicas la mayor riqueza es de los sitios conservados, esto sugiere que las zonas conservadas, podrían ser importantes porque pueden estar brindando condiciones iniciales, únicas, mientras que en las zonas perturbadas podría indicar que algunas especies de hábitos generalistas podrían estar aprovechando mayormente estas condiciones, sin embargo, se debe continuar estudiando para llegar a una conclusión sólida.

Como se esperaba, hubo un mayor número de insectos en la temporada de lluvia, lo cual puede estar relacionado a un aumento en la disponibilidad de alimento proporcionado por las plantas que retoman su desarrollo, así como por el aumento de refugio, por lo que se pueden beneficiar los herbívoros. Este patrón es similar a lo mencionado por Oliveira *et al.*, (2021) con coleópteros en Brasil y a los trabajos de Janzen y Schoener (1968), Janzen (1973) y Zavala-León *et al.*, (2016).

Para haber obtenido el 100% de los antófilos, se debieron haber capturado 35 especies, sin embargo, el estimador Jackknife 1 estimó para los himenópteros polinizadores existe la posibilidad de encontrar 14 especies más si el esfuerzo de muestreo fuera el doble. Sabiendo esto y la ausencia de registro de abejas en más de la mitad de los sitios se puede decir que para alcanzar la asíntota se debe continuar el muestreo el año completo. Con respecto a la base de datos de naturalista y con filtro de grado de investigación, han obtenido el registro de 21 especies, de las cuales 17 de ellas no registramos (*Bombus ephippiatus*, *Centris labiata*, *Ceratina*, *Nannotrigona perilampoides*, *Centris varia*, *Centris nitida*, *Xylocopa fimbriata*, *Xylocopa gualanensis*, *Halictus lutescens*, *Florilegus condignus*, *Melipona beecheii*, *Lestrimelitta niitkib*, *Xenoglossa gabpii*, *Eulaema polychroma*, *Centris flavifrons*, *Centris flavofasciata* y *Xylocopa tabaniformis*) de las cuales la mayoría son de rasgos florícolas, por lo que es necesario combinar técnicas para el muestreo y el monitoreo en temporada de octubre a marzo (Naturalista, 2024).

10.2. Himenopteros polinizadores

De las abejas se encontraron en mayor proporción las especies pertenecientes a las familias de lengua larga, Apidae y Megachilidae, en menor medida Halictidae y Colletidae. Esto es similar a investigaciones de Meléndez-Ramírez *et al.*, (2016), Meléndez-Ramírez *et al.*, (2017), Ramos-Fabiel *et al.*, (2019), Reyes-Novelo *et al.*, (2009^a) y Nava-Bolaños *et al.*, (2021), las cuales fueron desarrolladas en bosques tropicales y con técnicas de captura diferentes a la de Malaise. Por medio de la metodología de captura que se usó, no se obtuvieron registros de Andrenidae, mientras que de acuerdo con Nava-Bolaños *et al.*, (2022) esta familia es más representada que Megachilidae a nivel nacional. Por la baja representación de Andrenidae en investigaciones de bosques tropicales de Meléndez-Ramírez *et al.*, (2016), Meléndez-Ramírez *et al.*, (2017), Ramos-Fabiel *et al.*, (2019), Reyes-Novelo *et al.*, (2009^a) sugieren que la familia Andrenidae tiene baja representación en estos ecosistemas y/o que debe ser mejor estudiada.

Pseudaugochlora graminea es la especie que mejor se encuentra representada en el muestreo y en los diferentes grados de perturbación. Esta especie se ha registrado en sitios abiertos tropicales (Burkart *et al.*, 2011, Meléndez-Ramírez *et al.*, 2016, Ayala 2004), en amplios biomas de Brasil durante todo el año (Almeida 2008), y en zonas semidesérticas de la provincia florística de Tehuacán-Cuicatlán (Vergara y Ayala 2002). *Augochloropsis cf. metallica* presenta un rango de distribución muy complejo, ya que también se distribuye en ambientes más desérticos del norte (Minckley y Radke 2021), semidesérticos del sur (Vergara y Ayala 2002) y hasta bosques de pino (Winfree *et al.*, 2007), lo que puede estar explicando los resultados, ya que fue la segunda especie más representada en el muestreo y en los diferentes grados de perturbación, debido a su extenso rango de distribución.

Frieseomelitta nigra, *Trigona fulviventris* y *Geniotrigona acapulconis* son especies nativas importantes para la producción de cultivos y que no realizan una defensa agresiva (Chan *et al.*, 2019, Vásquez-García *et al.*, 2021, Real-Luna *et al.*, 2022), por lo que estas especies son una buena estrategia para la apicultura sustentable en lugar de la *Apis mellifera*. *Euglossa dressleri* se ha llegado a registrar en bosque lluvioso (Nemésio y Rasmussen 2014). *Epeolus obscuripes* se ha registrado desde el noroeste de México hasta Costa Rica, y también se ha encontrado en asociación floral con *Bidens pilosa* (Onuferko 2019). Existen pocos antecedentes para estas especies y es un gran campo de estudio por explorar.

Todas las especies y los géneros encontrados en el presente estudio se han reportado para otras investigaciones de selvas tropicales (Meléndez-Ramírez *et al.*, 2016, Chan *et al.*, 2019, Vásquez-García *et al.*, 2021, Real-Luna *et al.*, 2022). Sin embargo, de acuerdo con Urban (1997), Ayala (2004), Reyes-Novelo *et al.*, (2009^a) y Razo-León *et al.*, (2018) para ANP con bosques tropicales solo se han registrado *Apis mellifera*, *Augochloropsis cf. Metallica*, *Plebeia frontalis*, *Pseudaugochlora graminea*, *Trigo fulviventris*, *Frieseomelitta nigra*, *Halictus hesperus*, *Hypanthidium mexicanum*, *Melissodes tepaneca* y *Megachile frugalis*. Con respecto a la investigación de Nates Parra *et al.*, (2008) y Razo-León *et al.*, (2018), todas las

especies de abejas antes mencionadas junto con *Trigona fulviventris*, y a excepción de *Halictus hesperus*, también se han encontrado en áreas urbanizadas o en granjas y cultivos. De acuerdo con estudios de Meléndez-Ramírez *et al.*, (2016), Chan *et al.*, (2019), Vásquez-García *et al.*, (2021), Real-Luna *et al.*, (2022) y el resto de literatura consultada, los primeros registros de especies de abejas que se hicieron para ANP tropicales son *Geniotrigona acapulconis*, *Epeolus obscuripes* y *Coelioxys pergandei*, siendo esta última restringida únicamente a áreas conservadas para el presente estudio, sin embargo, fue un único registro. Dada la alta prevalencia de las especies encontradas en otros estudios y en esta investigación, tanto en ambientes conservados y perturbados se podría considerar que estas especies monitoreadas tienen cierto grado de elasticidad al estar presente en los ambientes perturbados.

10.3. Diferencia de la riqueza y la retención de las especies de los Anthopjilos entre los gradientes de conservación.

No hubo diferencia significativa entre la diversidad de los diferentes gradientes de conservación estudiados. Sin embargo, de acuerdo con la estructura Razo-León *et al.*, (2018) encontraron que la familia más representada en los sitios conservados fue Apidae, Megachilidae y Halictidae. Esto es similar a este estudio, dado a que se encontró mayor énfasis en la prevalencia de Halictidae y Megachilidae en los sitios conservados con el análisis de la retención de las especies.

En los datos obtenidos se observa que las únicas especies en el mes de temporada de lluvia con registros únicos son *Coelioxys pergandei* y dos especies no identificadas de los géneros *Megachile* y *Coelioxys*, pertenecientes a la familia Megachilidae. De acuerdo con estos resultados y a lo reportado por Ayala (2004), quién encontró que en selvas tropicales la familia más representada por las especies en los meses de lluvias fue Apidae y Megachilidae, podemos decir que *Coelioxys pergandei*, las dos especies de *Megachile* y una de *Coelioxys* son aparentemente de temporada de lluvias. La identificación hasta nivel género no

ayuda mucho, dado a que Thorp y O'Neill (2015) menciona que especies del mismo género suelen tener comportamientos muy diferentes.

De acuerdo con trabajos de abejas nativas realizados en ANPs del estado de Yucatán en México, se ha reportado que sus estilos de vida son en mayor proporción solitarias (30%), parasociales (51%), y con respecto al sitio donde anidan son: suelo (37%) y cavidades preexistentes (37%) (Reyes-Novelo *et al.*, 2009^b, Meléndez-Ramírez 2021). Los datos en este estudio fueron similares, ya que se encontraron estilos de vida solitario en 34% y parasocial en 31%. Con respecto al sitio de anidación, el 42% de las abejas reportadas en el estudio anidan en cavidades preexistentes y el 23% en suelo. Estos resultados son similares a otros estudios en ANPs que indican que estas áreas son un refugio importante para la conservación de especies solitarias y para conservar la abundancia y diversidad de abejas (Argueta-Guzmán *et al.*, 2022). Por lo tanto, el cuidado de las áreas perturbadas y el decreto de nuevas ANPs federales, estatales, o municipales permitirá la conservación del refugio de especies de abejas solitarias.

De los muestreos, es evidente que la proporción en donde hacen falta más registros es en el nivel de los sitios perturbados. La mayor riqueza para himenópteros polinizadores en sitios conservados no cumple con la hipótesis de perturbación intermedia de acuerdo con Almazán-Núñez *et al.*, (2012) y Arenas-Clavijo y González (2018). Estos autores mencionan que en los sitios medianamente perturbados tiende a existir más especies porque hay más recursos disponibles. Sin embargo, Almazán-Núñez *et al.*, (2012) mencionaron que esta hipótesis hace predicciones cualitativas sobre la dinámica de la comunidad en respuesta al grado de perturbación, pero no considera factores físicos locales como el suelo y el relieve de la tierra y otras variaciones asociadas con los microhábitats de las especies. Una deducción basada en Antón-Pardo (2019), aún más sencilla sin considerar factores intrínsecos del microhábitat, es que dado a que se registran menos especies en los sitios medianamente perturbados existe la posibilidad del fenómeno de la exclusión competitiva para las abejas e insectos. Esto de igual forma sugiere que es

importante considerar el desarrollo de estudios en el futuro de interacciones inter e intraespecíficas.

10.4. Evaluación de las variables locales en la diversidad de los himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)

Los factores más importantes para reconstruir el hábitat de himenópteros polinizadores son los recursos tróficos florales (plantas nativas para polinizadores autóctonos), disponibilidad de ambientes de nidificación, temperatura, exposición solar, depredadores, patógenos y pesticidas (Watten *et al.*, 2012, Agüero *et al.*, 2018, Miñarro *et al.*, 2018, Simón-Porcar *et al.*, 2018, Osorio-Canadas *et al.*, 2021). Estos factores son los mismos que las variables más importantes de acuerdo con el modelo propuesto en este estudio, que fueron el estado del tronco (ESTRON), índice de sequía (o NMDI), diámetro basal (DIAMBASA), diversidad de plantas (Div_Shannon) y en menor medida microfauna asociada (MICFAASO) y floración del parque con respecto al trabajo de Morales *et al.*, (2007) (FLORSps). También para la colinealidad con NMDI son importantes la baja humedad (o NDMI) y el Índice del Suelo (o SAVI) con la mayor exposición del suelo.

Dado que, igual que en las investigaciones de Latombe *et al.*, (2018) y Sire *et al.*, (2021), la explicación de las variables ambientales en las especies es baja y que parte de la variación permaneció sin responder, podemos deducir que la explicación de factores ambientales aparentemente puede ser multifactorial y compleja, con muchas variables aún por explorar. A pesar de tener las mismas variables de otros estudios, dado a que el ajuste es mejor mediante la forma de regresión exponencial, la rotación de especies es resultado del reemplazo aleatorio y estocástica entre las especies ($AIC_{(NN, Exp)} = 1.263432$, $AIC_{(NN, PL)} = 5.431207$), lo que sugiere de acuerdo con Córdova (2016) y a Mejía-Domínguez *et al.*, (2020) que el reemplazo de las especies se da más por probabilidades de emigración, inmigración, especiación y extinción.

Los resultados de que el modelo es mayormente conducido por eventos estocásticos pudieron haber sido influenciados por el tiempo y la metodología usada

para el muestreo, ya que Smith-Pardo y González (2007) mencionan que la trampa Malaise es la herramienta que captura más abejas de especies raras. Lo recomendado sería continuar con el muestreo para encontrar la mayor rotación de la composición de las comunidades de antófilos.

La floración teórica que se ocupó y que fue desarrollada por Morales *et al.*, (2007) se ajusta al ANP de Huatulco, pero no a la temporada y la interacción con cada una de las zonas muestreadas. Por lo que se sugiere buscar información más precisa de la presencia de floración en los sitios de muestreo. De acuerdo a Nielsen (2003), Luna (2005), Amat (2007), Meléndez-Ramírez *et al.*, (2017) y Dáttilo *et al.*, (2022), otros factores para tener una comprensión más profunda de las especies de las abejas nativas, son la presencia de depredadores, su flujo genético en la población de abejas, patógenos y pesticidas, además que es evidente que se desarrollen más estudios con la combinación de técnicas y métodos de captura, así también considerar sus interacciones locales, dado a que son importantes por el mantenimiento de las comunidades de vegetación y ayudan a la recuperación ante las perturbaciones.

Dado a que la identidad del ACP es buscar la mayor explicación de la variación de un fenómeno con el menor número de variables, lo cual intrínsecamente genera la disminución de variables (1er método) de acuerdo con Pardo (2004), Pacheco (2015), Martin *et al.*, (2016), Kassambara (2017), Salinas, (2021) y Baena-Díaz *et al.*, (2023). Existe cierto inconveniente con el uso de ACP cuando en la explicación de la variación de un evento es multifactorial, ya que en este caso se omite la variable microfauna asociada y estado del tronco, esta última siendo importante, pero solo hace la diferencia en un aumento para la explicación del modelo del 4% entre los diferentes órdenes zeta, por lo que estos métodos se complementaron. Una vez revisado y aplicado estos dos métodos se puede proponer para la aplicación en la selección de variables en modelos para el desarrollo de futuras investigaciones, ya que dan una mayor eficiencia y elasticidad en su elección.

De acuerdo con el tercer objetivo, el cual es hacer una propuesta para el manejo de las comunidades de himenópteros polinizadores en la selva baja caducifolia de Santa María Huatulco, Oaxaca se incluye en el apartado de anexos. Este tercer objetivo se desarrolla con respecto a los datos obtenidos e investigaciones similares que sustenten al comportamiento de las abejas y que apoyen a la propuesta.

11. CONCLUSIONES

- La riqueza de los insectos obtenida para este estudio del Parque Nacional Huatulco fue de 2534 MOTUs, de las cuales la época de mayor precipitación obtuvo una mayor representación.
- De las 26 MOTUs abejas registradas, 21 se encontraron representadas dentro del Parque Nacional Huatulco.
- Para las abejas, la diversidad del estado del tronco, el índice de sequía (o NMDI), diámetro basal del tronco, y la diversidad plantas fueron las variables que más influyeron en la riqueza de abejas.
- La floración de la vegetación del parque (FLORSps) no fue una variable que afectó la riqueza de especies positivamente, dado a que no es una información a escala local.
- El impacto de la degradación afectó directamente a la estructura de las comunidades de los anthophilos, dado a que las especies de las familias Megachilidae y Halictidae se representan más en sitios conservados.
- Todas las especies de abejas monitoreadas en la presente investigación aparentemente ostentan de una mayor resiliencia a la perturbación.
- Los resultados obtenidos apoyan trabajos previos que indican que las ANPs y demás sitios conservados representan un refugio importante para la

conservación de especies solitarias y para conservar la abundancia y diversidad de abejas.

- Es importante desarrollar estudios anuales con la combinación de diferentes técnicas y métodos de captura, y también considerar las interacciones locales intra e interespecíficas en los modelos para poder predecir exactamente el comportamiento de las comunidades de polinizadores
- Es importante seguir incentivando trabajos que combinen la identificación taxonómica y secuenciación para hacer crecer la base de datos de especies identificada con código de barras del ADN.

En el anexo del documento se presenta una propuesta de manejo para favorecer la conservación de los antófilos. Cada meta en el corto, mediano y largo plazo incluye propuestas e indicadores de éxito.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Agüero, J. I., O. Rollin, J. P. Torretta, M. A. Aizen, F. Requier, y L. A. Garibaldi. 2018. Impactos de la abeja melífera sobre plantas y abejas silvestres en hábitats naturales. *Ecosistemas* 27(2), 60-69.
- Alcaraz-Segura, D., J. Cabello y J. Paruelo. 2008. Tipos funcionales de ecosistemas. *Investigación y ciencia*. 377, 10-12.
- Alencar da Silva, K. M. A., D'Avila, M. C. P., Nóbrega, R. S., y Albarran, D. O. 2019. Spatial and temporal variability of vegetation cover in the Moxotó watershed, Pernambuco, Brasil. Variabilidad espacial y temporal de la cobertura vegetal de los años 1984 a 2011 en la cuenca hidrográfica del Río Moxotó, Pernambuco, Brasil.
- Almazán-Núñez, R. C., M. D. C. Arizmendi, L. E. Eguiarte, y P. Corcuera. 2012. Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(4), 1096-1109.
- Almeida, E. A. 2008. Revision of the Brazilian species of *Pseudaugochlora* Michener 1954 (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini). *Zootaxa*, 1679(1), 1-38.
- Álvarez-Ramón, Ó. I., Pérez-De la Cruz, M., Magaña-Alejandro, M. A., Oporto-Peregrino, S., y del Carmen Gerónimo-Torres, J. (2022). Diversidad y fluctuación anual de cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) en una selva tropical del sureste de México. *Acta Biológica Colombiana*, 27(1).
- Amat G.D. 2007. Fundamentos y métodos para el estudio de los insectos. Primera edición. Universidad de Colombia, 1-152.
- Andraca, V. Y. H., Miranda Rosales, V., y Jiménez, P. L. S. 2015. Reestructuración socioeconómica y territorial de Bahías de Huatulco, análisis de la actividad turística como promotora de fragmentación. In: Pasado, presente y futuro de las regiones en México y su estudio. Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C., México, 1-23.
- Antón-Pardo, M. 2019. The map of biodiversity: From local to global scales. *Metode Science Studies Journal*, 9, 83-89.

- Arenas-Clavijo, A. y González R. 2018. Carabidae (coleoptera) del Parque Nacional Natural Gorgona, Cauca-Colombia: un informe preliminar. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 18(2),13-21.
- Argueta-Guzmán, M., Golubov, J., Cano-Santana, Z. y Ayala R. 2022. The role of seasonality and disturbance in bee–plant interactions in semi-arid communities of the southern Chihuahuan desert. *Insect Conservation and Diversity*, 15(5), 543-554.
- Arnold, N., Ayala, R., Mérida, J., Sagot, P., Aldasoro, M., y Vandame, R. 2018^a. Registros nuevos de abejas sin aguijón (Apidae: Meliponini) para los estados de Chiapas y Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(3), 651-665.
- Arnold, N., Zepeda, R., Vásquez, D. M., y Maya, M. A. 2018^b. Las abejas sin aguijón y su cultivo en Oaxaca, México con catálogo de especies. San Cristóbal de las Casas: Ecosur-Conabio, 147, 46.
- Arribas, P., Andújar, C., Hopkins, K., Shepherd, M., y Vogler A. P. 2016. Metabarcoding and mitochondrial metagenomics of endogean arthropods to unveil the mesofauna of the soil. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(9), 1071-1081.
- Ayala R, Griswold TL, Yanega D. 1996. Apoidea (Hymenoptera). In: Llorente J, García A, González E (Eds) Biodiversidad, taxonomía, y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. UNAM-CONABIO, Ciudad de México, 423–464.
- Ayala, Ricardo. 1992. "Revision de las abejas sin aguijon de Mexico (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae)". (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ayala R. 1988. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de Chamela, Jalisco, México. *Folia Entomologica Mexicana* 73, 395–495.
- Ayala, R. 1999. Revisión de las abejas sin aguijón de México (Hymenoptera: Apidae: Meliponini) *Folia Entomológica Mexicana* 106, 1-123.

- Ayala, R. 2004. Fauna de abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea). In: García-Aldrete, A.N. y Ayala, R. (eds.), Artrópodos de Chamela. UNAM. México, 193-219.
- Ayala, R., González, V. H. y Engel M. S. 2013. Mexican stingless bees (Hymenoptera: Apidae): diversity, distribution, and Indigenous knowledge. En P. Vit, S. R. M. Pedro y D. W. Roubik (Eds.), Honey-pot: a legacy of stingless bees. New York: Springer New York, 135-152.
- Ayala, R., Griswold, T. and Bullock S.H. 1993. The Native Bees of México. In: Ramamoorthy, T.P., Bay, R., Lot, A. and Fa, J. (eds.), Biological Diversity of México, Origin and Distribution. Oxford University Press, 179-227.
- Ayala, R., Griswold, T.L. and Bullock, S.H. 1998. Las Abejas Nativas de México. In: Ramamoorthy, T.P., Bay, R., Lot, A. y Fa, J. (eds.), Diversidad biológica de México, Orígenes y Distribución. Instituto de Biología, UNAM, México, 179- 225.
- Ayers, A. C., y Rehan, S. M. 2021. Supporting Bees in Cities: How Bees Are Influenced by Local and Landscape Features. *Insects*, 12(2), 128.
- Baena-Díaz, F., Chévez, E., y Porter-Bolland, L. 2023. ¿Qué sabemos de las abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae, Meliponini) en México?: Diversidad, Ecología y polinización. *Acta zoológica mexicana*, 39.
- Baltazar, H. 2016. Factores climáticos que influyen en la diversidad de insectos en *Spartium junceum* L. (Fabales: Fabaceae). *Prospectiva Universitaria*, 13(1), 30-48.
- Balvanera, P., Islas, Á., Aguirre, E., y Quijas, S. 2000. Las selvas secas. *Ciencias*, (057), 18-24.
- Barrios Maldonado, A. 2020. Conocimiento local e identificación taxonómica de abejas nativas sin aguijón Apidae: Meliponini en Carácuaro, Michoacán. Tesis de Maestría, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales; Maestría en Producción Agropecuaria, Morelias, Mich., México, 1-85.
- Bartomeus, I., y Bosch, J. 2018. Pérdida de polinizadores: evidencias, causas y consecuencias. *Ecosistemas*, 27(2), 1-2.

- Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R. K., Guilhaumon, F., Missa, O., ... & Leponce, M. 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science*, 338(6113), 1481-1484.
- Basset, Y., Donoso, D. A., Hajibabaei, M., Wright, M. T., Perez, K. H., Lamarre, G. P., De León, L. F., Palacios-Vargas, J., Castaño-Meneses, G. R., Marleny, P.F Bobadilla, R., Lopez, Y., Ramirez, J .A. y Barrios, H. 2020. Methodological considerations for monitoring soil/litter arthropods in tropical rainforests using DNA metabarcoding, with a special emphasis on ants, springtails and termites. *Metabarcoding and Metagenomics*, 4, e58572, 151–163.
- Beng, K. C., Tomlinson, K. W., Shen, X. H., Surget-Groba, Y., Hughes, A. C., Corlett, R. T., y Slik, J. F. 2016. The utility of DNA metabarcoding for studying the response of arthropod diversity and composition to land-use change in the tropics. *Scientific Reports*, 6(1), 1-13.
- Bennett, F. C. 1964. Stingless beekeeping in Western Mexico. *Bulletin of the American Geographical Society of New York*, 54, 85-92
- Beutel, R. G., Yavorskaya, M. I., Mashimo, Y., Fukui, M., y Meusemann, K. 2017. The phylogeny of Hexapoda (Arthropoda) and the evolution of megadiversity. In *Proc. Arthropod. Embryol. Soc. Jpn.* Vol. 51, 1-15.
- Bik, H. M., Sung, W. A. Y., De Ley, P., Baldwin, J. G., Sharma, J., Rocha-Olivares, A., y Thomas, W. K. 2012. Metagenetic community analysis of microbial eukaryotes illuminates biogeographic patterns in deep-sea and shallow water sediments. *Molecular Ecology*, 21(5), 1048-1059.
- Binnqüist, C. G., Chávez, C. M. y Colín, C. G. 2017. Evaluación del programa de conservación y manejo del Parque Nacional Huatulco; Evaluation of the conservation and management program of Huatulco National Park. *Política y Cultura*, primavera 2017, núm. 47, 167-199.
- Blaauw, B. R., y Isaacs, R. 2014. Larger patches of diverse floral resources increase insect pollinator density, diversity, and their pollination of native wildflowers. *Basic and Applied Ecology*, 15(8), 701-711.

- Boos, D. D., & Stefanski, L. A. 2013. Essential statistical inference: theory and methods. New York: Springer. (Vol. 591)
- Brannock, P. M., Wang, L., Ortmann, A. C., Waits, D. S., y Halanych, K. M. 2016. Genetic assessment of meiobenthic community composition and spatial distribution in coastal sediments along northern Gulf of Mexico. *Marine environmental research*, 119, 166-175.
- Brant, R. A., Arduser, M., y Dunlap, A. S. 2022. There must be a better way: A review of published urban bee literature and suggested topics for future study. *Landscape and Urban Planning*, 226, 104513.
- Bravo, D. N. 2003. El estudio de la distribución espacial en la biodiversidad: concepto y métodos. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (29), 67-82.
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Balcombe, K. G., Brereton, T., Comont, R., Edwards, M., y Carvell, C. 2021. Pollinator monitoring more than pays for itself. *Journal of Applied Ecology*, 58(1), 44-57.
- Briggs, H. M., Perfecto, I., y Brosi, B. J. 2013. The role of the agricultural matrix: coffee management and euglossine bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) communities in southern Mexico. *Environmental Entomology*, 42(6), 1210-1217.
- Burkart, A., Lunau, K., y Schindwein, C. 2011. Comparative bioacoustical studies on flight and buzzing of neotropical bees. *Journal of Pollination Ecology*, 6 (16), 118-124
- Büttler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., y Larrieu, L. 2020. Field guide to tree-related microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory, 1-58.
- Büttler, R., Lachat, T., Larrieu, L., y Paillet, Y. 2013. 2.1 Habitat trees: key elements for forest biodiversity. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, 84-91.
- Cairns, C.E., Villanueva-Gutiérrez, R., Koptur, S. and Bray, D.B. 2005. Bee populations, forest disturbance, and africanization in Mexico. *Biotropica* 37, 686-692

- Calderón-Patrón, Jaime M., Moreno, Claudia E., y Zuria, Iriana. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879- 891.
- Can, A.C., Quezada-Euán, J.J., Xiu, A.P., Moo-Valle, H., Valdovinos, G.F. and Medina-Peralta, S. 2005. Pollination of “criollo” avocados (*Persea americana*) and the behavior of associated bees in subtropical Mexico. *Journal of Apicultural Research* 44, 3-8.
- Carugati, L., Corinaldesi, C., Dell’Anno, A., y Danovaro, R. 2015. Metagenetic tools for the census of marine meiofaunal biodiversity: An overview. *Marine Genomics*, 24, 11–20.
- Castañeda-Vildózola, A., Equihua-Martínez, A., Valdés-Carrasco, J., Barrientos-Priego, A. F., Ish-Am, G., y Gazit, S. 1999. Insectos polinizadores del aguacatero en los estados de México y Michoacán. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 5, 129-136.
- Cauich, O., Quezada-Euán, J.J., Macias, J.O., Reyes, O.V., Medina, P.S. and Parra, T.V. 2004. Behavior and pollination efficiency of *Nannotrigona perilampoides* (Hymenoptera: Meliponini) on greenhouse tomatoes (*Lycopersicum esculentum*) in subtropical Mexico. *Horticultural Entomology* 97, 475-481
- Cavigliasso, P. 2020. Servicios ecosistémicos de polinización en sistemas productivos con diferentes usos del suelo del espinal entrerriano, Argentina (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba). Instituto Nacional De Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Concordial
- Chan M., G. A., Vera Cortés, G., Aldasoro Maya, E. M., y Sotelo Santos, L. E. 2019. Retomando saberes contemporáneos. Un análisis del panorama actual de la meliponicultura en Tabasco. *Estudios de cultura maya*, 53, 289-326.
- Christensen, R. 1990. Log-linear models: Springer texts in statistics. Springer-Verlag, New York Cornu D & Geoffrion C (1990) Aspects de l'embryogen~ se somatique chez le mrl~ ze. *Bull. Soc. Bot. Fr*, 137, 25-34.

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2013. La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México.
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). 2010. Informe Anual Sobre La Situación de Pobreza y Rezago Social. Tomado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/34748/Oaxaca_413.pdf
- Contreras-Acosta H.H. 1998 Abejas nativas (Hymenoptera: Apoidea; Serie: Apiformes) de la reserva especial de la Biósfera de Ria Lagartos, Yucatán, México, B Sc. Thesis Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Cordeiro, M. C., Martinez, J. M., y Peña-Luque, S. 2021. Automatic water detection from multidimensional hierarchical clustering for Sentinel-2 images and a comparison with Level 2A processors. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112-209.
- Córdova Tapia, Fernando. 2016. Diversidad funcional y ensamblaje de las comunidades de peces en humedales tropicales. Thesis doctoral, Instituto de Ecología. 10.13140/RG.2.2.28013.38885
- Corlett, R. T. 2020. Safeguarding our future by protecting biodiversity. *Plant diversity*, 42(4), 221-228.
- Corona, R., Galicia, L., Palacio-Prieto, J. L., Bürgi, M., y Hersperger, A. 2016. Patrones y conductores de la deforestación a escala local de la selva baja caducifolia en dos municipios a sur de Oaxaca, México (1985-2006). *Investigaciones geográficas*, (91), 86-104.
- Corona-Núñez, R. O., Campo, J., y Williams, M. 2018. Aboveground carbon storage in tropical dry forest plots in Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 409, 202-214.
- Creedy, T. J., Ng, W. S., y Vogler, A. P. 2019. Toward accurate species-level metabarcoding of arthropod communities from the tropical forest canopy. *Ecology and evolution*, 9(6), 3105-3116.

- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., y Ortiz, E. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 189-199.
- Cruz-Elizalde, R., Ramírez-Bautista, A. 2012. Diversidad de reptiles en tres tipos de vegetación del estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83, 458-467. .
- Cussans, J., Goulson, D., Sanderson, R., Goffe, L., Darvill, B., & Osborne, J. L. 2010. Two bee-pollinated plant species show higher seed production when grown in gardens compared to arable farmland. *PLoS One*, 5(7), e11753.
- Da Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provette DB, Vancine MH. 2022. *Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, Canal 6 : São Paulo*. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.
- Dáttilo, W., Cruz, C. P., Luna, P., Ratoni, B., Hinojosa-Díaz, I. A., Neves, F. S., ... y Guevara, R. 2022. The Impact of the Honeybee *Apis mellifera* on the Organization of Pollination Networks Is Positively Related with Its Interactive Role throughout Its Geographic Range. *Diversity*, 14(11), 917.
- Dáttilo, W., Cruz, C. P., Luna, P., Ratoni, B., Hinojosa-Díaz, I. A., Neves, F. S., ... y Guevara, R. 2022. The Impact of the Honeybee *Apis mellifera* on the Organization of Pollination Networks Is Positively Related with Its Interactive Role throughout Its Geographic Range. *Diversity*, 14(11), 917.
- de Assis, J. C., Toppa, R. H., Martines, M. R., Arena, M. V. N., da Silva Souza, M., Carneiro, L. T., ... y da Silva-Zacarin, E. C. M. 2021. The influence of climate and seasonality on bee communities: a complementary method for bee sampling in forest patches of an anthropic matrix. *International Journal of Tropical Insect Science*, 41, 711-723.
- De Moya, R. S., Yoshizawa, K., Walden, K. K., Sweet, A. D., Dietrich, C. H., y Kevin P, J. 2021. Phylogenomics of Parasitic and Nonparasitic Lice (Insecta: Psocodea): Combining Sequence Data and Exploring Compositional Bias Solutions in Next Generation Data Sets. *Systematic biology*, 70(4), 719-738.

- de Oliveira-Santos, R., Delgado, R. C., Vilanova, R. S., de Santana, R. O., de Andrade, C. F., Teodoro, P. E., ... y Lima, M. 2021. NMDI application for monitoring different vegetation covers in the Atlantic Forest biome, Brazil. *Weather and Climate Extremes*, 33, 100329.
- del Río, C. M., y Bullock, S. H. 1990. Parasitismo floral por abejas sociales (Meliponinae; Apidae) en el árbol quiropterófilo *Crescentia alata* (Bignoniaceae). *Botanical Sciences*, (50), 69-76.
- Delegido, J., Tenjo, C., Ruiz-Verdu, A., Pereira-Sandoval, M., Pasqualotto, N., Gibaja, G., ... y Moreno, J. 2016. Aplicaciones de Sentinel-2 a estudios de vegetación y calidad de aguas continentales. In Conference: XVII Simposio Internacional En Percepción Remota Y Sistemas de Información Geográfica (SELPER), 1-14
- Delegido, J., Pezzola, A., Casella, A., Winschel, C., Urrego, E. P., Jimenez, J. C., ... y Moreno, J. (2018). Fire severity estimation in southern of the Buenos Aires province, Argentina, using Sentinel-2 and its comparison with Landsat-8. *Revista de teledeteccion*, (51), 47-60.
- Diario Oficial. 2002. Secretaría De Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Diario Oficial. Primera sección. Tomado el día 07 de diciembre de 2018 de: https://simec.conanp.gob.mx/pdf_pcym/134_DOF.pdf
- Dong, Z., Wang, Y., Li, C., Li, L., y Men, X. 2021. Mitochondrial DNA as a Molecular Marker in Insect Ecology: Current Status and Future Prospects. *Annals of the Entomological Society of America*.
- dos Santos, F. M., Beiroz, W., Antonini, Y., Martín-Rodríguez, S., Quesada, M., & Fernandes, G. W. 2020. Structure and composition of the euglossine bee community along an elevational gradient of rupestrian grassland vegetation. *Apidologie*, 51, 675-687.
- Dunn, P. K., y Smyth, G. K. 2018. Generalized linear models with examples in R. New York: Springer, 333-369.
- Dzib-Castillo, B., Chanatásig-Vaca, C., y González-Valdivia, N. A. 2014. Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja

caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 167-178.

- Eggleton, P. 2020. The state of the world's insects. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 61-82.
- Elbrecht, V., Braukmann, T., Ivanova, N. V., Prosser, S., Hajibabaei, M., Wright, M., Zakharov, E. V., Hebert, P., y Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ*, 7, e7745.
- Elias, S. A. 2021. Imperiled Invertebrates: Introduction and Overview. *Ref Modul Earth Syst Environ Sci*.
- Errejón Gómez, J. C., Vila Subirós, J., Flores Flores, J. L., Reyes Hernández, H. y Muñoz-Robles, C. A. 2018. Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México. *Investigaciones Geográficas*, (70), 181-196.
- Escobés Ruth y Vignolo Clara. 2018. Polinizadores, Guía de polinizadores más comunes de las zonas verdes de Madrid. 2018. Real Jardín Botánico de Madrid (CSIC) Tomado el día 07 de diciembre de 2018, www.rjb.csic.es/jardinbotanico/ficheros/documentos/pdf/didactica/guia_polinizadores_madrid_09_10_18.pdf
- Esperanza de Pedro, D. 2021. Riqueza y distribución abejas (Hymenoptera: Apoidea) en Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 69 pp.
- Estrada, C.M. 1992. Abejas silvestres Hymenoptera: Apoidea de la Sierra del Tigre, Jalisco. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara. 93 pp.
- Farouk M. K., J. K. Palmera y C. P. Sepúlveda. 2014. Abejas. *Infozoa Boletín de Zoología*. Volumen 6. Consultado el 8/12/2021 de; https://www.unimagdalena.edu.co/Content/Public/Docs/Entrada_Facultad3/adjunto_1029-20181004104847_528.pdf

- Fernández, N., y Piñeiro, G. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas*, 17(3). 10
- Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano, C., Marcos, E., y Calvo, L. 2017. Utilización de las imágenes Sentinel-2 para cartografía de área quemada. In Congreso AET, 185-188
- Ferrier, S., Manion, G., Elith, J., y Richardson, K. 2007. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and distributions*, 13(3), 252-264.
- Fierros-López, H.E. 1996. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de dos localidades del Volcán de Tequila, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. 139 p.
- Fierros-López, H.E. 1998. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del volcán de Tequila, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana* (102):21-70.
- Flores, L. M. A., Zanette, L. R. S., Boscolo, D., y Araújo, F. S. 2019. Landscape structure effects on bee and wasp assemblages in a semiarid buffer zone. *Landscape Online*, 76-76.
- Fonseca, V. G., Carvalho, G. R., Nichols, B., Quince, C., Johnson, H. F., Neill, S. P., ... y Creer, S. 2014. Metagenetic analysis of patterns of distribution and diversity of marine meiobenthic eukaryotes. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1293-1302.
- Gallina-Tessaro, S., y López González, C. 2011^a. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro e Instituto de Ecología, AC México. 390p.
- Gallina-Tessaro, S., y López-González, C. 2011^b. Características y evaluación del hábitat. In Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Querétaro, México: INECOL/UAQ. 281-316
- Garcia-Rodriguez, A., Luna-Vega, I., Yáñez-Ordóñez, O., Ramírez-Martínez, J. C., Espinosa, D., y Contreras-Medina, R. 2021. Patrones de Distribución

de las Abejas¹ del Bosque Mesófilo de Montaña de la Sierra Madre Oriental, México. *Southwestern Entomologist*, 464, 1021-1035.

- Geeraert, L., Aerts, R., Berecha, G., Daba, G., De Fruyt, N., D'hollander, J., ... y Honnay, O. 2020. Effects of landscape composition on bee communities and coffee pollination in *Coffea arabica* production forests in southwestern Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 288, 106706.
- Godínez-García, L.M. 1991. Algunos aspectos de la fenología de abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de San Gregorio, Guanajuato. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. pp 50
- Godínez-García, L.M., Hinojosa-Díaz, I. and YáñezOrdóñez, O. 2004. Melitofauna (Insecta: Hymenoptera) de algunos bosques mesófilos de montaña. In: Luna, I., Morrone, J. J. y Espinosa, D. (eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. Las Prensas de Ciencias, México D. F. pp 321-337.
- González, M. Á. M., Villegas, A. S., Atucha, E. T., y Fajardo, J. F. (Eds.). 2020. *Bioestadística amigable*. Elsevier.
- González-Acereto, J. A., Quezada-Euán, J. J. G., y Medina-Medina, L. A. 2006. New perspectives for stingless beekeeping in the Yucatan: results of an integral program to rescue and promote the activity. *Journal of Apicultural Research*, 45(4), 234-239.
- Gordillo Ruiz, Mercedes Concepción, Pérez Farrera, Miguel Ángel, y Castillo Santiago, Miguel Ángel. 2020. Estructura y composición arbórea del bosque tropical caducifolio secundario en la Depresión Central, Chiapas, México. *Madera y bosques*, 26(3), e2632055.
- Gostinski, L. F., Carvalho, G. C. A., Rêgo, M. M. C., & Albuquerque, P. M. C. D. (2016). Species richness and activity pattern of bees (Hymenoptera, Apidae) in the restinga area of Lençóis Maranhenses National Park, Barreirinhas, Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 60, 319-327.
- Guzmán-Mendoza, R., Calzontzi-Marín, J., Salas-Araiza, M. D., y Martínez-Yáñez, R. 2016. La riqueza biológica de los insectos: análisis de su importancia multidimensional. *Acta zoológica mexicana*, 32(3), 370-379.

- Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) 2005. Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. m3m-Monografías 3er Milenio, vol. 4. sea, CONABIO, Grupo Diversitas & CONACYT, Zaragoza. IV + 242 pp. ·
- Hall, D. M., y Steiner, R. 2020. Policy content analysis: Qualitative method for analyzing sub-national insect pollinator legislation. *MethodsX*, 7, 100787.
- Harker, Mollie, Hernández-López, Leticia, y Muñiz-Castro, Miguel Ángel. 2021. Flora del bosque tropical caducifolio en una zona con suelos yesosos y calcáreos de Colima, México. *Acta botánica mexicana*, (128), e1818. Epub 14 de mayo de 2021. <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1818>
- Hausmann, A., Segerer, A. H., Greifstein, T., Knubben, J., Morinière, J., Bozicevic, V., ... y Habel, J. C. 2020. Toward a standardized quantitative and qualitative insect monitoring scheme. *Ecology and evolution*, 10(9), 4009-4020.
- Hernández, M., Quijada, N. M., Rodríguez-Lázaro, D., y Eiros, J. M. 2020. Aplicación de la secuenciación masiva y la bioinformática al diagnóstico microbiológico clínico. *Revista argentina de microbiología*, 52(2), 150-161.
- Hinojosa Díaz, Ismael Alejandro. 1996. "Estudio faunístico de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del Pedregal de San Angel, D.F.". (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/140113>
- Hinojosa-Díaz, I.A. 2003. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del declive Sur de la sierra del Chichinautzin, Morelos, México. *Folia Entomológica Mexicana* 42: 1-20.
- Hoy, M. A. 2019. Molecular Systematics and the Evolution of Arthropods. *Insect Molecular Genetics*, 463–513.
- Hui, C., y McGeoch, M. A. 2014. Zeta Diversity as a Concept and Metric That Unifies Incidence-Based Biodiversity Patterns. *The American Naturalist*, 184(5), 684–694. doi:10.1086/678125
- Hurtado, L., y Lizarazo, I. 2019. Identificación de perturbaciones en el bosque húmedo tropical colombiano usando series temporales de imágenes

satelitales Landsat mediante el algoritmo Landtrendr. *Revista de Teledetección*, (54), 25-39.

- INEGI. 2001. Cuaderno Estadístico Municipal. Oaxaca: INEGI
- INEGI. 2005. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Oaxaca: INEGI
- Jankielsohn, A. 2018. The importance of insects in agricultural ecosystems. *Advances in Entomology*, 6(2), 62-73
- Janzen, D. H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day, and insularity. *Ecology*, 54(3), 687-708.
- Janzen, D. H., y Schoener, T. W. 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology*, 49(1), 96-110.
- Jara, C., Delegido, J., Ayala, J., Lozano, P., Armas, A., y Flores, V. 2019. Estudio de bofedales en los Andes ecuatorianos a través de la comparación de imágenes Landsat-8 y Sentinel-2. *Revista de teledetección*, (53), 45-57.
- Jargowsky, M. B., Cooper, P. T., Ajemian, M. J., Colvin, M. E., y Drymon, J. M. 2020. Discerning the dietary habits of the smooth butterfly ray *Gymnura lessae* using two distinct methods, otolith identification and metagenetics. *Journal of fish biology*, 96(2), 434-443.
- Joshi, N. A. y Fass, J. N. Sickle: a sliding-window, adaptive, quality-based trimming tool for FastQ files (version 1.33) [software].
- Kassambara, A. 2017. Practical guide to principal component methods in R: PCA, M (CA), FAMD, MFA, HCPC, factoextra (Vol. 2). Sthda.
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., y Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings. Biological sciences*, 274(1608), 303–313.
- Klymus, K. E., Marshall, N. T., y Stepien, C. A. 2017. Environmental DNA (eDNA) metabarcoding assays to detect invasive invertebrate species in the Great Lakes. *PloS one*, 12(5), e0177643.

- Kodzius, R., y Gojobori, T. 2015. Marine metagenomics as a source for bioprospecting. *Marine Genomics*, 24, 21–30.
- Koleff, P. y Soberón, J., 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En: P. Koleff & J. Soberón, edits. *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. México: CONABIO, 323-364
- Kraus, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Kuhlmann, M. 2009. Patterns of diversity, endemism and distribution of bees (Insecta: Hymenoptera: Anthophila) in southern Africa. *South African Journal of Botany*, 75(4), 726-738.
- Laguna, C. 2014. Correlación y regresión lineal. *Instituto Aragonés de Ciencias de la Salud*, 4, 1-18.
- Lalinde, J. D. H., Castro, F. E., Rodríguez, J. E., Rangel, J. G. C., Sierra, C. A. T., Torrado, M. K. A. y Pirela, V. J. B. 2018. Sobre el uso adecuado del coeficiente de correlación de Pearson: definición, propiedades y suposiciones. *Archivos venezolanos de Farmacología y Terapéutica*, 37(5), 587-595.
- Landaverde-González, P., Quezada-Euán, J. J. G., Theodorou, P., Murray, T. E., Husemann, M., Ayala, R., ... y Paxton, R. J. 2017. Sweat bees on hot chillies: provision of pollination services by native bees in traditional slash-and-burn agriculture in the Yucatán Peninsula of tropical Mexico. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1814-1824.
- Langor, D. W. 2019. The diversity of terrestrial arthropods in Canada. *ZooKeys*, 819, 9.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Courbaud, B., Goulard, M., Heintz, W., Kozák, D., ... y Svoboda, M. 2021. Co-occurrence patterns of tree-related microhabitats: A method to simplify routine monitoring. *Ecological Indicators*, 127, 107757.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., ... Vandekerckhove, K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207.

- Latombe, G., Hui, C., y McGeoch, M. A. 2017. Multi-site generalised dissimilarity modelling: using zeta diversity to differentiate drivers of turnover in rare and widespread species. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(4), 431-442.
- Latombe, G., McGeoch, M. A., Nipperess, D. A., y Hui, C. 2018. zetadiv: an R package for computing compositional change across multiple sites, assemblages or cases. *BioRxiv*, 324897.
- Lavariega, M., Briones-Salas, M., y Martín-Regalado, N. 2016. Mammals in tropical dry forest on the central coast of Oaxaca, Mexico. *Check List*, 12, 1.
- Leray, M., Ho, S. L., Lin, I. J., y Machida, R. J. 2018. MIDORI server: a webserver for taxonomic assignment of unknown metazoan mitochondrial-encoded sequences using a curated database. *Bioinformatics*, 34(21), 3753-3754.
- Lindgreen, S. (2012). AdapterRemoval: easy cleaning of next-generation sequencing reads. *BMC research notes*, 5(1), 1-7.
- Liu, M., Clarke, L. J., Baker, S. C., Jordan, G. J., y Burridge, C. P. 2020. A practical guide to DNA metabarcoding for entomological ecologists. *Ecological entomology*, 45(3), 373-385.
- Liu, S., Wang, X., Xie, L., Tan, M., Li, Z., Su, X. U., ... y Zhou, X. 2016. Mitochondrial capture enriches mito-DNA 100 fold, enabling PCR-free mitogenomics biodiversity analysis. *Molecular ecology resources*, 16(2), 470-479.
- López Vázquez, V. H. y Plata R. W. 2009. Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones geográficas*, (68), 85-101.
- López-Mendoza, R. 2003. Estudio melitofaunístico de la reserva de la biosfera de Mapimí, Durango. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 40 p.

- Lott, E. J., & Thomas, A. H. 2010. Diversidad florística. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México, 63-76.
- Loyola Guillermo, N. A., y Pezo Yaguana, K. V. 2018. Diversidad de insectos polinizadores y su respuesta a recursos florales, temperatura, humedad, precipitación y viento en un matorral andino del Ecuador (Bachelor's thesis, Universidad del Azuay).
- Loyola Guillermo, N. A., y Pezo Yaguana, K. V. 2018. Diversidad de insectos polinizadores y su respuesta a recursos florales, temperatura, humedad, precipitación y viento en un matorral andino del Ecuador (Bachelor's thesis, Universidad del Azuay).
- Luna, J. M. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. Boletín sociedad entomológica Aragonesa, 37, 385-408.
- Macedo-Reis, L. E., Quesada, M., y de Siqueira Neves, F. 2019. Forest cover drives insect guild diversity at different landscape scales in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*, 443, 36-42.
- Macher, J. N., Macher, T. H., y Leese, F. 2017. Combining NCBI and BOLD databases for OTU assignment in metabarcoding and metagenomic datasets: The BOLD_NCBI_Merger. *Metabarcoding and Metagenomics*, 1, e22262.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. 192 ed. U.K.: Blackwell Publishing.
- Maia-Silva, C., da Silva Pereira, J., Freitas, B. M., & Hrcir, M. (2021). Don't stay out too long! Thermal tolerance of the stingless bees *Melipona subnitida* decreases with increasing exposure time to elevated temperatures. *Apidologie*, 52(1), 218-229.
- Margatto, C., Berno, V. O., Gonçalves, R. B., y Faria, L. R. R. 2019. Orchid bees (Hymenoptera, Apidae, Euglossini) are seasonal in Seasonal Semideciduous Forest fragments, southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59.

- Marques, M. F., Deprá, M. S., y Gaglianone, M. C. 2018. Seasonal variation in bee-plant interactions in an inselberg in the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. *Sociobiology*, 65(4), 612-620.
- Marquina, D., Esparza-Salas, R., Roslin, T., y Ronquist, F. 2019. Establishing arthropod community composition using metabarcoding: Surprising inconsistencies between soil samples and preservative ethanol and homogenate from Malaise trap catches. *Molecular ecology resources*, 19(6), 1516-1530.
- Martín, I. A., Riega, C. C., y Vicente, H. A. P. 2016. Estudio de indicadores de bienestar por entidad federativa en México usando análisis de componentes principales. *The Anáhuac Journal*, 16(1), ág-25.
- Martínez de la Vega, Guillermo. 2020. ARTRÓPODOS. CHAP. Vol. 2. págs. 165 a 171. SN - 978 607 8570 300.
- Martínez-Puc, J. F., y Merlo-Maydana, F. E. 2014. Importancia de la diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) y amenazas que enfrenta en el ecosistema tropical de Yucatán, México. *Journal of the Selva Andina Animal Science*, 1(2), 28-34.
- Masella, A. P., Bartram, A. K., Truskowski, J. M., Brown, D. G., y Neufeld, J. D. 2012. PANDAseq: paired-end assembler for illumina sequences. *BMC bioinformatics*, 13, 1-7.
- Mejía Domínguez N., R., Leticia M. Ochoa Ochoa y Julián A. Velasco. 2020. Dinámica de metacomunidades en ecosistemas fragmentados. *ciencia*. volumen 71 número 4.
- Meléndez-Ramírez, V., Ayala, R., y González, H. D. 2016. Temporal variation in native bee diversity in the tropical sub-deciduous forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9(2), 718-734.
- Meléndez-Ramírez, V., 1997. Polinización y biodiversidad de abejas nativas asociadas a cultivos hortícolas en el estado de Yucatán, México. M. Sc. Tesis, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida.

- Meléndez-Ramírez, V., Ayala, R., Delfín, H., y Manrique, P. 2017. Diversidad de abejas en la reserva estatal de Dzilam. Recuperada de https://www.researchgate.net/publication/325828725_Diversidad_de_Abejas_de_la_Reserva. 1-20.
- Meléndez-Ramírez, V., Delfín-González, H., Manrique-Saide, P., Chablé-Santos, J., y Sélem-Salas, C. 2021. Diversidad y Ecología de Abejas, Avispas Depredadoras y Mariposas: Aportaciones del Ccba-Uady†[Diversity and Ecology of Bees, Predatory Wasps and Butterflies: Contributions from Ccba-Uady]. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 24, 118.
- Meléndez-Ramírez, V., Magaña-Rueda, S., ParraTabla, V., Ayala, R. and Navarro, J. 2002. Diversity of native bee visitor of cucurbit crops (Cucurbitaceae) in Yucatan, México. *Journal of Insect Conservation* 6: 135-147.
- Meneses C., L., Meléndez R., V., Parra-Tabla, V., y Navarro, J. 2010. Bee diversity in a fragmented landscape of the Mexican neotropics. *Journal of Insect Conservation*, 14, 323-334.
- Mercier, C., Boyer, F., Bonin, A., and Coissac, E. 2013. "SUMATRA and SUMACLUST: fast and exact comparison and clustering of sequences," in *Programs and Abstracts of the SeqBio 2013 Workshop*. Abstract, (Citeseer), 27–29.
- Meyer, L. H., Heurich, M., Beudert, B., Premier, J., y Pflugmacher, D. Supplementary Materials: Comparison Between Landsat-8 and Sentinel-2 Data for Estimation of Leaf Area Index in Temperate Forests. *Remote Sensing* 2019, 5, remotesensing-465270.
- Miñarro, M., García, D., Martínez-Sastre, R. 2018. Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* 27(2): 81-90. Doi.: 10.7818/ECOS.1394
- Minckley, R. L., y Radke, W. R. 2021. Extreme species density of bees (Apiformes, Hymenoptera) in the warm deserts of North America. *Journal of Hymenoptera Research*, 82, 317-345.

- Morales, S. H. S., Schibli, L., Zafra, A. N., y Vásquez, A. S. 2007. Flora de la costa de Oaxaca, México (2): lista florística comentada del Parque Nacional Huatulco. Boletín de la Sociedad Botánica de México, (81), 101-130.
- Mordoh, A. 2019. Secuenciación masiva de ADN: la próxima generación. Dermatología Argentina, 25(1), 02-08.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84.
- Nates-Parra, G., Palacios, E., y Parra, A. 2008. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (Hymenoptera: Apidae) en Meta, Colombia. Revista de Biología Tropical, 56(3), 1295-1308.
- Naturalista. 2024. Disponible en <https://www.naturalist.mx>. Acceso [17 de febrero de 2024]
- Nava-Bolaños, A., Soberon J. y Osorio-Olvera. 2021. Estado del arte del conocimiento de biodiversidad de los polinizadores de México. Rev. Mex. Bio. 93 (2022): e933948
- Nemésio, A., y Rasmussen, C. 2014. Sampling a biodiversity hotspot: the orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) of Tarapoto, northeastern Peru, the richest and most diverse site of the Neotropics. Brazilian Journal of Biology, 74(3 suppl 1), s33–s44. doi:10.1590/1519-6984.20412
- Nielsen, V. 2003. Métodos para recolectar insectos. Rev. Agr. Trop. 33: 59-68 repositorio.ucr.ac.cr/bitstream/handle/10669/78517/7Nielsen-Metodos.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Nieves-Aldrey, J. L., y Rey del Castillo, C. 1991. Ensayo preliminar sobre la captura de insectos por medio de una trampa «Malaise» en Sierra de Guadarrama (España), con especial referencia a los Himenopteros (Insecta, Hymenoptera). Ecología, N. 5, 383-403
- Noguera, F. A., Ortega-Huerta, M. A., Zaragoza-Caballero, S., González-Soriano, E., y Ramírez-García, E. 2018. Species richness and abundance of Cerambycidae (Coleoptera) in Huatulco, Oaxaca, Mexico, relationships with phenological changes in the tropical dry forest. Neotropical entomology, 47(4), 457-469.

- Novelo-Rincón, L.F., Delfín-González, H., Ayala, R. and Contreras-Acosta, H. H. 2003. Community structure of native bees in four vegetation types in the dry tropics of Yucatan, Mexico. *Folia Entomológica Mexicana* 42: 177-190.
- Obeso, J. R., y Herrera, J. M. 2018. Polinizadores y cambio climático. *Ecosistemas*, 27(2), 52-59.
- Ocampo, M., & Santa Catarina, C. (2019). Abejas: insectos polinizadores. INCYTU N, 31. 1-5 Tomado de, https://foroconsultivo.org.mx/INCYTU/documentos/Completa/INCYTU_19-031.pdf
- Ogilvie, J. E., y Forrest, J. R. 2017. Interactions between bee foraging and floral resource phenology shape bee populations and communities. *Current opinion in insect science*, 21, 75-82.
- Oliveira, C. P. D., Oliveira, C. M. D., Specht, A., y Frizzas, M. R. 2021. Seasonality and distribution of Coleoptera families (Arthropoda, Insecta) in the Cerrado of Central Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 65.
- Onuferko, T. M. 2019. A review of the cleptoparasitic bee genus *Epeolus* Latreille, 1802 (Hymenoptera: Apidae) in the Caribbean, Central America and Mexico. *European Journal of Taxonomy*, (563).
- Ortiz Sánchez, F. J., y Aguirre Segura, A. 1991. Estructura y dinámica estacional de una comunidad de Apoidea (Hymenoptera) en Almería.
- Ortiz-Sánchez, F. J., del Castillo, C. R., y Nieves-Aldrey, J. L. 2006. Abundancia, diversidad y variación estacional de géneros de apoideos (Hymenoptera, Apoidea) en dos enclaves naturales de la comunidad de Madrid (centro de España). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 1(38), 247-259.
- Ortiz-Sanchez, Francisco y Belda, José. 1994. Fenología de una comunidad de Apoidea (Hymenoptera) en medio agrícola en el sureste de España. *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, ISSN 0213-6910, Vol. 20, Nº 3, 1994, pags. 725-735. 20.
- Osorio-Canadas, S., Flores-Hernández, N., Sánchez-Ortiz, T., & Valiente-Banuet, A. (2021). Changes in the structure and composition of the

'Mexical'scrubland bee community along an elevational gradient. PloS one, 16(7), e0254072.

- Otavo, S., y Echeverría, C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.
- Pacheco, E. R. 2015. *Unsupervised learning with R*. Birmingham: Packt Publishing. 111-146.
- Pantoja, A., Smith-Pardo, A., Garcia, A., Saenz, A., y Rojas, F. 2014. Principios y avances sobre polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible en países de Latinoamérica y el Caribe. 1-49.
- Pardo, C. E., y Ortiz, J. 2004. Análisis multivariado de datos en R. In *Memorias del Simposio de Estadística*. 1-31.
- Pardo-Smith A H., y Ruiz-Vélez R. I. 2008. Los géneros de abejas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes) de antioquia (Colombia). *Grupo Ecología y Sistemática de Insectos Universidad Nacional de Colombisa Sede Medellín*, 1-127.
- Pardo, M. A. 2019. The map of biodiversity: From local to global scales. *Mètode Science Studies Journal-Annual Review*, (9).
- Parra-H., Alejandro, Nates-ParraGuioamar Variación de la comunidad de abejas de las orquídeas (Hymenoptera: Apidae) en tres ambientes perturbados del piedemonte llanero colombiano. *Revista de Biología Tropical* [en línea]. 2007, 55(3-4), 931-941.
- Parra-Tabla, V. and Bullock, S.H. 2002. La polinización en la selva tropical de Chamela. In: Noguera, F.A., Vega-Rivera, J.H., García-Aldrete, A.N. and Quesada-Avedaño, M. (eds.), *Historia Natural de Chamela*. IBUNAM. México, 499- 515.
- Pérez-Hernández, Cisteil Xinum, y Zaragoza-Caballero, Santiago. 2015. Diversidad alfa y beta de Cantharidae (Coleoptera) en el bosque tropical caducifolio de la vertiente del Pacífico mexicano. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 771- 781.

- Pfeffer, S., y Wolf, H. 2020. Arthropod spatial cognition. *Animal Cognition*, 1-9.
- Piñero, D., Caballero-Mellado, J., Cabrera-Toledo, D., Canteros, C. E., Casas, A., Castañeda-Sortibrán, A., ... y Chassin-Noria, O. 2008. La diversidad genética como instrumento para la conservación y el aprovechamiento de la biodiversidad: estudios en especies mexicanas. *Capital natural de México*, 1, 437-494.
- Pinkus-Rendón, M.A., Parra-Tabla, V. and MeléndezRamírez, V. 2005. Floral resource use and interactions between *Apis mellifera* and native bees in cucurbit crops in Yucatán, México. *Canadian Entomologist* 137: 441-449.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., y Kunin, W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.
- Priego S. a., Moreno C. P., Palacio P. J. L., López P. J. , y Geissert K. D. 2003. Relación entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies de flora en cuencas costeras del estado de Veracruz, México. *Investigaciones geográficas*, (52), 31-52.
- Pribelski, A., Antipov, D., Meleshko, D., Lapidus, A., y Korobeynikov, A. 2020. Using SPAdes de novo assembler. *Current Protocols in Bioinformatics*, 70, e102.
- Quezada-Euán J.J.G., Marrufo-Olivares J. 2003 Efecto de la aplicación aérea de permetrina en *Apis mellifera* y abejas nativas sin aguijón Hymenoptera: Apidae en Yucatán, México, XVII Seminario Americano de Apicultura, Aguascalientes, México, pp. 147– 149.
- Quezada-Euán, J. J. G. 2018. Stingless bees of Mexico. *Stingless Bees of Mexico: The Biology, Management and Conservation of an Ancient Heritage*, 1-37.
- Quezada-Euán, J.J. 2005. *Biología y Uso de las Abejas sin Aguijón de la Península de Yucatán, México (Hymenoptera: Meliponini)*. Universidad Autónoma de Yucatán, México. 112 p

- Quezada-Euán, J.J., May-Itzá, W. J. and GonzálezAcereto, J. A. 2001. Meliponiculture in Mexico: problems and perspective for development. *Bee World* 82: 160-167.
- Rafferty, N. E. 2017. Effects of global change on insect pollinators: multiple drivers lead to novel communities. *Current Opinion in Insect Science*, 23, 22-27.
- Rahimi, E., Barghjelveh, S., y Dong, P. 2022. Amount, distance-dependent and structural effects of forest patches on bees in agricultural landscapes. *Agriculture & Food Security*, 11(1), 1-15.
- Ramírez, M., Martínez, L., Montilla, M., Sarmiento, O., Lasso, J., y Diaz, S. 2020. Obtención de coberturas del suelo agropecuarias en imágenes satelitales Sentinel-2 con la inyección de imágenes de dron usando Random Forest en Google Earth Engine. *Revista de Teledetección*, (56), 49-68.
- Ramírez-Freire, L. 2008. La floración de cinco especies de cactáceas y sus insectos asociados en el Área Natural Protegida “Sierra Corral de los Bandidos”, municipio de García, Nuevo León. Tesis inédita de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. 135 pp.
- Ramírez-Freire, L. 2012. Abejas nativas hymenoptera: apoidea: anthophila asociadas a la vegetación del Estado de Nuevo León, México Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Ramírez-Freire, L. y H. Quiroz-Martínez, H. 2016. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de la región Praderas de Tokio-El Potosí - Sierra Mazmorras-Cañón de Iturbide, Coahuila y Nuevo León. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Biológicas. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. JF185. Ciudad de México.
- Ramos-Fabiel, M. A., Pérez-García, E. A., González, E. J., Yáñez-Ordoñez, O., y Meave, J. A. 2019. Successional dynamics of the bee community in a tropical dry forest: Insights from taxonomy and functional ecology. *Biotropica*, 51(1), 62-74.
- Rangel-Acosta, J. L., y Martínez-Hernández, N. J. 2017. Comparación de los ensamblajes de escarabajos copronecrófagos (Scarabaeidae:

Scarabaeinae) entre fragmentos de bosque seco tropical y la matriz adyacente en el departamento del Atlántico-Colombia. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 389-401.

- Raynald H. L. 2020. Entomotourism and the stingless bees of Mexico, *Journal of Ecotourism*, 19:2, 168-175.
- Razo, A. E. 2015. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) y sus interacciones con la flora en la Sierra de Quila, Tecolotlán, Jalisco (Doctoral dissertation, Tesis de maestría. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México).
- Razo-León, A. E., Vásquez-Bolaños, M., Muñoz-Urias, A., y Huerta-Martínez, F. M. 2018. Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions. *Journal of Hymenoptera Research*, 66, 23.
- Real-Luna, N., Rivera-Hernández, J. E., Alcántara-Salinas, G., Rojas-Malavasi, G., Morales-Vargas, A. P., y Pérez-Sato, J. A. 2022. Las abejas sin aguijón Tribu Meliponini en los agroecosistemas de América Latina. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 132, 331-344.
- Restrepo B, L. F, y González L, J, . 2007. De Pearson a Spearman. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 20(2),183-192.
- Reyes-Díez, A., Alcaraz-Segura, D., y Cabello-Piñar, J. 2015. Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista De Teledetección*, 2015, 11-29. .
- Reyes-González, A., Camou-Guerrero, A., Reyes-Salas, O., Argueta, A., & Casas, A. 2014. Diversity, local knowledge and use of stingless bees (Apidae: Meliponini) in the municipality of Nocupétaro, Michoacan, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 1-12.
- Reyes-González, A., y Morelia, M. 2013. Manejo y conservación de abejas sin aguijón (Apidae: Meliponini) en una región del Balsas Michoacano, México. *Inviii Congreso Mesoamericano de abejas nativas: Biología, Cultura y Uso Sostenible*. Costa Rica. Heredia: UNA.

- Reyes-Novelo, E., Méléndez-Ramírez, V., Ayala, R., y Delfín-González, H. 2009^a. Bee faunas (Hymenoptera: Apoidea) of six natural protected areas in Yucatan, Mexico. *Entomological news*, 120(5), 530-544.
- Reyes-Novelo, E., Ramírez, V. M., González, H. D., y Ayala, R. 2009^b. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como bioindicadores en el neotrópico [wild bees (Hymenoptera: Apoidea) as bioindicators in the neotropics]. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 1-13.
- Ricklefs, R. E., Schluter, D. 1993. *Species diversity: regional and historical influences*. Chicago: University of Chicago Press.
- Rodríguez-Palafox, A. and Corona, A. M. 2002. Lista de artrópodos de la región de Chamela, Jalisco, México. In: Noguera, F.A., Vega-Rivera, J.H., García-Aldrete, A.N. and Quesada-Avedaño, M. (eds.), *Historia Natural de Chamela*. IBUNAM. México, 203-232.
- Rogers, D. C., Fredes, N. A., Martínez, P. A., Ferretti, N., Pompozzi, G., Pepato, A. R., y da Silva Conceição, P. H. 2020. Phylum Arthropoda: Introduction and Arachnida. *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*, 523–559.
- Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C., y Mahé, F. 2016. VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. *PeerJ*, 4, e2584.
- Romero Morena Cao, A., Arechaga Ocampo, E. L. E. N. A., Bravo De La Garza, A. L., Gonzalez De La Rosa, C. H., Y Le Borgne, S. 2019. *Manual de prácticas de laboratorio de biología molecular*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Romero, E., Cruz, C. P., Cure, J. R., Riaño, D., Padilla, S., & Aguilar, M. L. (2013). Desarrollo de un escenario de campo para el estudio de especies nativas de abejorros (*Bombus* spp.) de los Andes colombianos (Hymenoptera: Apidae). *Revista Facultad De Ciencias Básicas*, 9(2), 200-211.
- Roubik, David Ward, Villanueva, Rogel, Cabrera, Edgar Francisco, and Colli Ucan, Wilberto. 1991. "Abejas nativas de la reserva de la biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, Mexico." In *Diversidad Biológica en la Reserva de la*

Biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. Navarro, L. and Robinson, John G., editors. 317–320.

- Rubio, S., Pacheco-Orozco, R. A., Milena Gómez, A., Perdomo, S., y García-Robles, R. 2020. Secuenciación de nueva generación (NGS) de ADN: presente y futuro en la práctica clínica. *Universitas Medica*, 61(2), 49-63.
- Ruiz CE, Kasparyan DR, Coronado BJM, Myartseva SN, Trjapitzin VA, Hernández ASG, García JJ. 2010. Hymenópteros de la Reserva “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Dugesiana* 171: 53-71.
- Ruiz-Gutiérrez, F., Chávez, C., Sánchez-Rojas, G., Moreno, C. E., Gonzalez-Salazar, C., Ruiz-Gutiérrez, B. O., y Torres-Bernal, R. 2020. Medium and large mammals of the Sierra Madre del Sur de Guerrero, Mexico: comprehensive assessment of diversity and its relationship with environmental characteristics. *Revista mexicana de biodiversidad*, 91.
- Ruiz-Toledo, J., Vandame, R., Penilla-Navarro, P., Gómez, J., y Sánchez, D. 2020 Seasonal abundance and diversity of native bees in a patchy agricultural landscape in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 292, 106807.
- Rydkvist, T., Schuck, A., and Winter, S. 2016. Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. *Integrate+ Technical Paper*. 16.
- Salas Morales, S. H., Saynes Vásquez A. y Schibli, L. 2003. Flora de la costa de Oaxaca, México: Lista florística de la región de Zimatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (72),21-58.
- Salinas F. J. 2021. Técnicas Multivariadas con R. Tomado de https://bookdown.org/jsalinas/tecnicas_multivariadas/presentacion.html
- Samnegård, U., Hambäck, P. A., Eardley, C., Nemomissa, S., y Hylander, K. 2015. Turnover in bee species composition and functional trait distributions between seasons in a tropical agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, 185-194.
- Sánchez, F. J. O., Martín, L. Ó. A., y Gallego, C. O. 2018. Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Ecosistemas*, 27(2), 3-8.

- Sanchez, J. A., Carrasco, A., La Spina, M., Pérez-Marcos, M., y Ortiz-Sánchez, F. J. 2019. How Bees Respond Differently to Field Margins of Shrubby and Herbaceous Plants in Intensive Agricultural Crops of the Mediterranean Area. *Insects*, 11(1), 26.
- Santos-Leal, A., Meléndez-Ramírez, V., Navarro Alberto, J. and Quezada-Euán, J. 2006. Sitios de anidación de abejas Apinae (Hymenoptera: Apoidea) en Yucatán, México. In: Estrada, E., Romero-Nápoles, J., Equihua-Martínez, A., LunaLeón, C. and Rosas-Acevedo, J.L. *Entomología Mexicana Vol. 5 Tomo 1. SME*. pp. 341-346.
- Schubert, Lindgreen, and Orlando .2016. AdapterRemoval v2: rapid adapter trimming, identification, and read merging. *BMC Research Notes*, 12,9(1):88
- SECTUR (Secretaría de Turismo). (2014). Agendas de competitividad de los destinos turísticos de México. Tomado de: <http://www.sectur.gob.mx/wp-content/uploads/2015/02/PDF-Huatulco.pdf>
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 2013. Unidad de Microrregiones, Cédulas de Información Municipal (SCIM. Municipios: Nacional. Tomado de: <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/datGenerales.aspx?entra=nacionya mp,ent=20yamp,mun=413>
- Semarnat-Conafor (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal). 2014. Inventario estatal forestal y de suelos-Oaxaca 2013. Ciudad de México: Secretaría del medio ambiente y recursos naturales-Comisión nacional forestal http://187.218.23.85/filesconafor/userfiles/IEFyS/IEFYS_Oaxaca_2013/IEFYS_Oaxaca_2013.pdf
- Servín Garcidueñas, L. E. 2011. Estudio metagenómico de microorganismos extremófilos de aguas termales en Los Azufres, México. In *Talleres Internacionales de Bioinformática 2012*.
- Silva-Aparicio, Marisa, Castro-Ramírez, Adriana E., Castillo-Campos, Gonzalo, y Perales Rivera, Hugo. 2018. Estructura de la vegetación leñosa

en tres áreas con Selva Baja Caducifolia en el Istmo-Costa de Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 863-879.

- SIMEC y CONANP. 2010. Consulta Fichas ANP. Tomado de, <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=134®=11> el día 07 de diciembre de 2018
- Simón-Porcar, V. I., Abdelaziz, M., y Arroyo, J. 2018. El papel de los polinizadores en la evolución floral: una perspectiva mediterránea. *Ecosistemas*, 27(2), 70-80.
- Singh, K. V., Setia, R., Sahoo, S., Prasad, A., y Pateriya, B. 2015. Evaluation of NDWI and MNDWI for assessment of waterlogging by integrating digital elevation model and groundwater level. *Geocarto International*, 30(6), 650-661.
- Sire, L., Yáñez, P. S., Cai, W., Bézier, A., Courtial, B., Cours, J., ... y Lopez-Vaamonde, C. 2021. Climate-induced Forest dieback drives compositional change in insect communities that is concentrated amongst rare species. *bioRxiv*.
- Smith-Pardo, A., y Gonzalez, V. H. 2007. Bee diversity (Hymenoptera: Apoidea) in a tropical rainforest succession. *Acta biológica colombiana*, 12(1), 43-56.
- Speights, C. J., Harmon, J. P., y Barton, B. T. 2017. Contrasting the potential effects of daytime versus nighttime warming on insects. *Current opinion in insect science*, 23, 1-6.
- Stein, K., Coulibaly, D., Stenchly, K., Goetze, D., Porembski, S., Lindner, A., ... y Linsenmair, E. K. 2017. Bee pollination increases yield quantity and quality of cash crops in Burkina Faso, West Africa. *Scientific Reports*, 7(1), 1-10.
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., y López-Mata, L. 2015. La región del Bajío, México y la conservación de su diversidad florística. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 799-808.
- Subhanil, G. U. H. A., & Govil, H. (2021). Relationship between land surface temperature and normalized difference water index on various land surfaces:

A seasonal analysis. *International journal of engineering and geosciences*, 6(3), 165-173.

- Taloor, A. K., Manhas, D. S., y Kothiyari, G. C. 2021. Retrieval of land surface temperature, normalized difference moisture index, normalized difference water index of the Ravi basin using Landsat data. *Applied Computing and Geosciences*, 9, 100051.
- Tembe, S., Shouche, Y., y Ghate, H. V. 2014. DNA barcoding of Pentatomomorpha bugs (Hemiptera: Heteroptera) from Western Ghats of India. *Meta Gene*, 2, 737-745.
- Thorp, J. H., Hamada, N., y Rogers, D. C. 2020. Arthropoda: Introduction to Crustacea and the Class Hexapoda. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 561-577). Academic Press.
- Thorp, J. H., y O'Neill, B. J. 2015. Hexapoda—Introduction to Insects and Collembola. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 849-871). Academic Press.
- Thorp, R. W. 1979. Structural, behavioral, and physiological adaptations of bees (Apoidea) for collecting pollen. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 788-812.
- Trucíos C. R., Estrada Ávalos J., Delgado R. G., Rivera G. M. y Cerano P. J. 2013. SIG PARA MANEJO DE RECURSOS NATURALES AGROFAZ VOLUMEN 13 NÚMERO 2 2013
- UAS (Universidad Anáhuac del Sur). 2003. *The Anáhuac Journal: The Academic Journal of the Universidad Anáhuac Del Sur* (Vol. 4). La Universidad.
- Urban, D. 1997. Notas taxonômicas e espécies novas de Hypanthidium Cockerell (Hymenoptera, Megachilidae). *Acta Biológica Paranaense*, 26, 23-46.
- Urbán-Duarte, D., La Torre-Sánchez, D., Fernando, J., Kainoh, Y., y Watanabe, K. 2021. Biodiversity and Stage of the Art of Three Pollinators Taxa in Mexico: An Overview. *Sustainability*, 13(16), 9051.

- Urbina, Q. N. J., Tangarife Marín, G. M., y Álvarez León, R. 2016. Estimación del contenido de biomasa, fijación de carbono y servicios ambientales, en un área de bosque primario en el resguardo indígena piapoco chigüiro-chátare de barrancominas, departamento del guainía (Colombia). *Revista Luna Azul*, (43), 171-202.
- Valido, A., Rodríguez Rodríguez, M.C., Jordano, P. 2014. Impact of the introduced honeybees (*Apis mellifera*, Apidae) on Teide National Park (Tenerife, Canary Islands). *Ecosistemas* 23(3): 58-66.
- Valiente-Banuet, Alfonso. 2002. Vulnerabilidad de los sistemas de polinización de cactáceas columnares de México. *Revista chilena de historia natural*, 75 (1), 99-104.
- Vanbergen, A. J. 2014. Landscape alteration and habitat modification: impacts on plant–pollinator systems. *Current Opinion in Insect Science*, 5, 44-49.
- Vásquez-García, A., Sangerman-Jarquín, D. M., y Schwentesius Rindermann, R. 2021. Caracterización de especies de abejas nativas y su relación biocultural en la Mixteca oaxaqueña. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 12(1), 101-113.
- Vergara, C. H., y Ayala, R. 2002. Diversity, phenology and biogeography of the bees (Hymenoptera: Apoidea) of Zapotitlan de las Salinas, Puebla, Mexico. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 16-30.
- Vides-Borrell, E., Porter-Bolland, L., Ferguson, B. G., Gasselin, P., Vaca, R., Valle-Mora, J., y Vandame, R. 2019. Polycultures, pastures and monocultures: Effects of land use intensity on wild bee diversity in tropical landscapes of southeastern Mexico. *Biological Conservation*, 236, 269-280.
- Villagrán-Mella, R., Aguayo, M., Parra, L. E., y González, A. 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 79(2), 195-211.

- Villar, J. P., y Farré, P. R. 1998. Estudio mediante una Trampa malaise de la comunidad de cinipidos cecidogenos e inquilinos de Santa Coloma, Andorra (Hymenoptera, Cynipidae). *Ecología*, (12), 441-454.
- Vinuesa, P. 2016. Tema 8-Correlación: teoría y práctica. CCG-UNAM. <http://www.ccg.unam.mx/~vinuesa>, 1-26.
- Vossler, Favio Gerardo. 2019 Meliponas, abejas melíferas sin aguijón; Asociación Civil Ciencia Hoy, *Ciencia Hoy*, 28, 166, 8-2019, 43-48
- Wagner, D. L. 2018. Trends in Biodiversity: Insects. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 131–143.
- Wang, S., Loreau, M. 2014. Ecosystem stability in space: alfa, beta and gamma variability. *Ecology Letters*. 3:1-11. ·
- Wang, Z., Liu, J., Li, J., y Zhang, D. D. 2018. Multi-spectral water index (MuWI): a native 10-m multi-spectral water index for accurate water mapping on Sentinel-2. *Remote Sensing*, 10(10), 1643.
- Whittaker, R. H., Willis, K. J., Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*. 28: 453- 470.
- Willmer, P. G., y Stone, G. N. 2004. Behavioral, ecological, and physiological determinants of the activity patterns of bees. *Advances in the Study of Behavior*, 34(34), 347-466.
- Winfree, R., Griswold, T., y Kremen, C. 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation biology*, 21(1), 213-223.
- Wong, M., Guénard, B., y Lewis, O. T. 2019. Trait-based ecology of terrestrial arthropods. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 94(3), 999–1022.
- Wratten, S. D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., y Desneux, N. 2012. Pollinator habitat enhancement: benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159, 112-122.

- Yáñez-Ordóñez, Olivia, Trujano Ortega, arysol, y Llorente Bousquets, Jorge. 2008. Patrones de distribución de las especies de la tribu meliponini (hymenoptera: apoidea: apidae) en México. *Interciencia*, 33(1), 41-45.
- Yu, D. W., Ji, Y., Emerson, B. C., Wang, X., Ye, C., Yang, C., y Ding, Z. 2012. Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(4), 613-623.
- Zattara, E. E., y Aizen, M. A. 2021. Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*, 4(1), 114-123.
- Zavala-León, E. A., Zurita-García, M. L., Zaragoza-Caballero, S., González-Soriano, E., Noguera-Martínez, F., y Ramírez-García, E. 2016. Distribución temporal de los insectos del suelo en el bosque tropical caducifolio de Santiago Dominguillo, Oaxaca. *Entomología Mexicana*, 3, 543-548.
- Zavala-León, E. A., Zurita-García, M. L., Zaragoza-Caballero, S., González-Soriano, E., Noguera-Martínez, F., y Ramírez-García, E. 2016. Distribución temporal de los insectos del suelo en el bosque tropical caducifolio de Santiago Dominguillo, Oaxaca. *Entomología Mexicana*, 3, 543-548.
- Zepeda-Mendoza, M. L., Bohmann, K., Carmona Baez, A., y Gilbert, M. T. P. 2016. DAME: a toolkit for the initial processing of datasets with PCR replicates of double-tagged amplicons for DNA metabarcoding analyses. *BMC Research Notes*, 9(1), 1-13.
- Zhang, Y., Wilson, J. E., y Lavkulich, L. M. 2017. Integration of Agriculture and Wildlife Ecosystem Services: A Case Study of Westham Island, British Columbia, Canada. *Agricultural Sciences*, 8(5), 409-425.
- Zheng, B.-Y., Cao, L.-J., Tang, P., van Achterberg, K., Hoffmann, A. A., Chen, H.-Y., ... Wei, S.-J. 2018. Gene arrangement and sequence of mitochondrial genomes yield insights into the phylogeny and evolution of bees and sphecid wasps (Hymenoptera: Apoidea). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 124, 1-9.
- Zimmermann, Y., Schorkopf, D. L. P., Moritz, R. F. A., Pemberton, R. W., Quezada-Euan, J. J. G., y Eltz, T. 2011. Population genetic structure of orchid

bees (Euglossini) in anthropogenically altered landscapes. *Conservation Genetics*, 12, 1183-1194.

- Zinger, L., Lionnet, C., Benoiston, A. S., Donald, J., Mercier, C., y Boyer, F. 2021. metabar: an R package for the evaluation and improvement of DNA metabarcoding data quality. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(4), 586-592.
- Zulueta, R. R., Trejo, A. D., Lara, C. L., López, M. H., y Moreira, A. C. 2006. ¿Es útil la flora de la selva baja caducifolia en México. *Revista de Divulgación Científica y Tecnología de la Universidad Veracruzana*, 19(1).

13. PLAN DE MANEJO PARA LOS HIMENOPTEROS POLINIZADORES DEL MUNICIPIO DE SANTA MARÍA HUATULCO, OAXACA

13.1. Introducción

En México, la desaparición de la SBC es tres veces más alta que la de bosques de coníferas y 1.5 veces más que las selvas altas perennifolias (Corona *et al.*, 2016). A nivel mundial, la SBC es el tipo de bosque tropical más afectado por la degradación ambiental inducida por el hombre (Corona-Núñez *et al.*, 2018). La principal amenaza para el SBC es la alta tasa de deforestación, los incendios forestales, la caza excesiva, la minería, el comercio de vida silvestre, el crecimiento de la población humana y el desarrollo del turismo (Lira-Torres *et al.*, 2010, Lavariega *et al.*, 2016, Corona-Núñez *et al.*, 2018 Rangel-Acosta y Martínez-Hernández 2017).

Las actividades humanas se han convertido en el principal desencadenador de las transformaciones ambientales, y el crecimiento urbano representa uno de los principales responsables del cambio de uso del suelo, ejerciendo así una enorme presión sobre el territorio y sus recursos naturales (bienes y servicios), llegando a afectar la calidad de vida de las personas y la sostenibilidad general de la zona (Peña 2005, López y Plata 2009, Naum 2017). Es importante comprender que el turismo puede llegar a ser riesgoso para el medio ambiente, esto por el uso desmedido de los recursos y atractivos naturales (Andraca *et al.*, 2015). En Bahías de Huatulco, la implementación de actividades turísticas ha traído consigo la transformación de los usos de suelo y los componentes que la estructuran.

Actualmente, el municipio de Santa María Huatulco (SMH) no cuenta con un Plan Municipal de Desarrollo Urbano (PMDUI) vigente que tenga como propósito determinar las acciones específicas para la conservación, mejoramiento y crecimientos de los centros de población, establecer la zonificación correspondiente. Por lo tanto, en este municipio se han desarrollado problemas de crecimiento urbano no planificado, por lo que se ha llegado a generar invasiones

que pueden llegar a generar una crisis ecológica en el municipio, ya que se genera la degradación de hábitat y la introducción de especies (plantas y animales),

Los ecosistemas forestales poseen grandes servicios y bienes para la sociedad, como maderable, no maderables, ambientales (la captura del CO₂, el almacenamiento y filtración de agua) y de alimentación (Naum 2017). La polinización por medio de las abejas es uno de los eventos que mayor favorecen a la productividad en la agricultura. En palabras de Pantoja *et al.*, (2014,) “la polinización es la transferencia de polen desde los estambres hasta el estigma, la cual hace posible la fecundación, y por lo tanto la producción de frutos y semillas”. La polinización es un fenómeno complejo, que se puede dar por medio de factores bióticos (ej. mamíferos, aves, insectos) y abióticos (ej. viento, agua, etc.) (Memmott 1999, Pantoja *et al.*, 2014, Sirombra 2018, Ku y Sosenski, 2021, Gómez y Mora 2021). La polinización puede ser una interacción mutuamente beneficiosa, en donde los insectos obtienen una recompensa o atractivo secundario (ej. néctar, polen, aceites, cuerpos nutritivos, refugio), o bien un atractivo secundario, como por ejemplo olor, calor, color y estímulos táctiles (Memmott 1999, Ku y Sosenski 2021, Gómez y Mora 2021).

La intensa deforestación por la intensificación de la agricultura, el uso de pesticidas, la expansión de la mancha urbana e introducción/propagación de especies exóticas son los eventos que más destruye de los sitios de anidación y alimentación de muchas abejas nativas (Quezada-Eúan y Ayala-Barajas 2010). (Samejima *et al.*, 2004, Freitas *et al.*, 2009, Reyes-Novelo *et al.*, 2009^b, Real-Luna *et al.*, 2022). El desarrollo de una propuesta de manejo para la conservación y el mantenimiento de las interacciones entre las plantas y sus visitantes florales depende de los recursos disponibles (abundancia-accesibilidad de flores y sitios de anidación) y su variabilidad de estos, la estacionalidad y así también de la dinámica de la población (enemigos naturales o la competencia) (Meléndez-Ramírez *et al.*, 2017, Guezen y Forrest 2021, Argueta-Guzman *et al.*, 2022).

13.2. Objetivo

Utilizar los registros de los insectos e himenópteros polinizadores (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila), así como los datos obtenidos de su distribución con respecto al nivel de percepción y la literatura consultada, para generar una propuesta de conservación de Anthophilos para Municipio de Santa María Huatulco Oaxaca.

13.3. Descripción del área

El municipio de Santa María Huatulco (con 579,22 km²) se localiza al sur del estado de Oaxaca en la región Costa, entre las coordenadas Lat. 15° 45' 17.39" N, Long. 096° 7' 52.29" W (Figura 1). La región es cálida subhúmeda con una vegetación dominante tropical seco o caducifolio, generándose así, el proceso de reverdecimiento gradualmente de mayo a julio con el inicio de la temporada de lluvias, con una precipitación media anual entre 1000 y 1500 mm, los cuales ocurren de junio a octubre y los períodos de sequía son de noviembre a abril (Morales *et al.*, 2007, Noguera *et al.*, 2018).

Este municipio perteneciente del distrito de San Pedro Pochutla (INEGI 2001, SECTUR 2014). Al norte colinda con el Municipio de San Pedro Pochutla, San Mateo Piñas, Santiago Xanica, San Miguel del Puerto; al este también con San Miguel del Puerto y el océano Pacífico; al oeste con San Pedro Pochutla, el océano Pacífico y Pluma Hidalgo; al sur con el Océano Pacífico y San Pedro Pochutla. (INEGI 2010, SEDESOL 2013, SECTUR 2014, DIGEPO 2015, FONATUR, 2019). Su altitud va de los 100 a los 1300 metros sobre el nivel del mar (msnm) (INEGI 2010, SECTUR 2014). Sus principales asentamientos son Santa María Huatulco (cabecera municipal) y Bahías de Huatulco (principal atractivo turístico) (FONATUR, 2019). Sus principales localidades son La Crucecita, Santa María Huatulco, Fraccionamiento el Crucero, Bajos de Coyula, Guapinolito, La Herradura, Paso Ancho, Aguaje el Zapote, Arroyo Suchil, Sector H Tres y el Barrio Techal Blanco (INEGI 2001).

El municipio de Santa María Huatulco contaba con un total de 28,327 habitantes en el año 2000; 33,194 en 2005: 38, y 629 personas en el 2010. Para el 2015 presentó un total de 45, 680 habitantes y para el 2020 la población en Santa María Huatulco

fue de 50,862 habitantes (DataMEXICO 2023, CONEVAL 2010, SEDESOL 2015, Brinkhoff 2015, SEDESOL 2013, CONEVAL 2010, DIGEPO 2015, SEDESOL 2016). En municipio de Santa María Huatulco ha tenido un crecimiento del 14.67% al año, lo cual ejerce una fuerte presión sobre el territorio y sus recursos naturales. Se ha reportado que las principales actividades que deterioran la cobertura del bosque tropical caducifolio son principalmente la agricultura, ganadería y el crecimiento de los asentamientos urbanos (López y Plata 2009, Trucios *et al.*, 2013, Suárez-Mota y *et al.*, 2015, Rangel-Acosta y Martínez-Hernández 2017).

En el municipio de Santa María Huatulco existe un enfoque muy importante de ecoturismo en las cuales se integra el Corredor ecoturístico comunitario Huatulco» (CECH), Zona Porción Oeste FONATUR (ZPOFONATUR), Zona Porción Este FONATUR (ZPEFONATUR), Parque Nacional Huatulco (PNH) y Sistema Comunal de Áreas Protegidas (SCAP) (García y Crispín 2011). Estas ya son estrategias muy importantes que existen en el municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca (Figura 24). El municipio cuenta con importantes corredores y elementos naturales que están bajo resguardo y cuidado de FONATUR, los cuales son el corredor Turístico y Ciclopista “La Crucecita”, Corredor Turístico Santa Cruz– La Crucecita, corredor Chahué-Santa Cruz, corredor Santa Cruz-la Bocana, la del boulevard Chahue y el Parque Rufino Tamayo (PRT) (Figura 25).

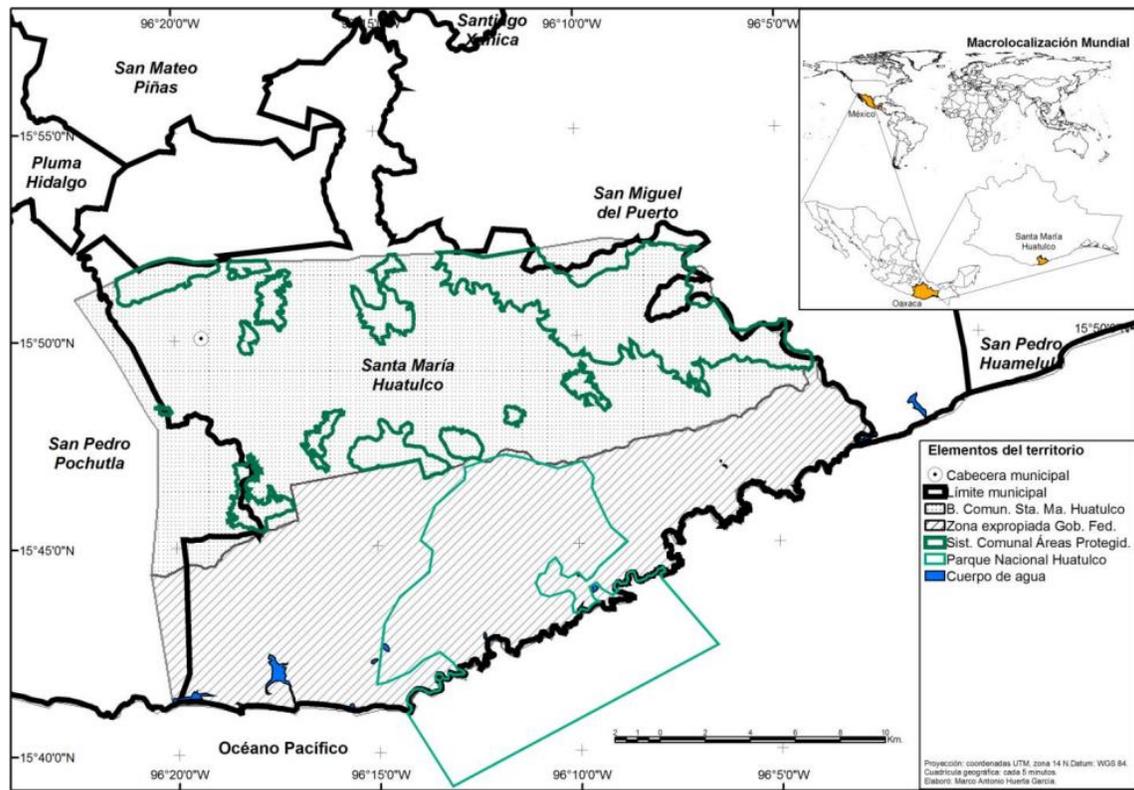


Figura 24.- Elementos del territorio del municipio de SMH. Tomado de García y Crispín (2011).

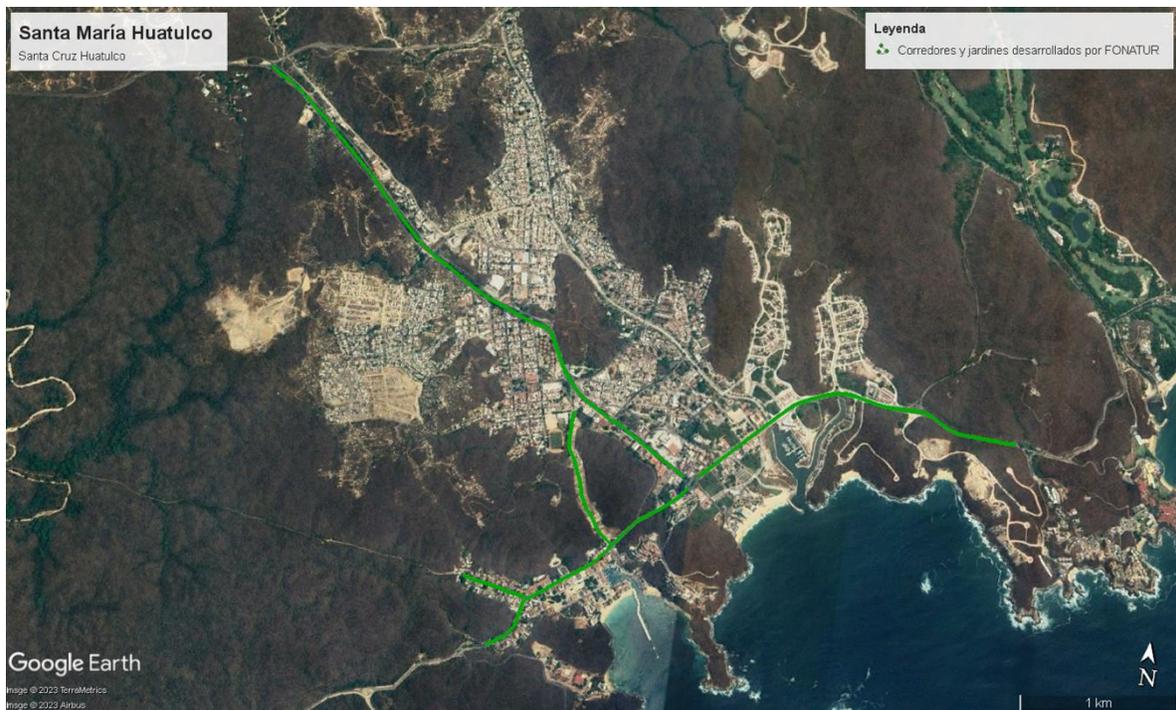


Figura 25.- Corredores turísticos y ciclistas de SMH.

13.4. Estrategias y recomendaciones

13.4.1. Factores bióticos y abióticos importantes en la dinámica de comunidades de abejas

Existen pocos estudios de los patrones de distribución a nivel mundial sobre abejas, a pesar de que son muy importantes dado a que estos nos brindan una pauta para conocer las condiciones de hábitat. De acuerdo con trabajos previos los puntos críticos globales de diversidad de abejas son más grandes en temperaturas cálidas y ambientes xerófilos (baja humedad), debido a fuertes eventos de floración estacional y suelos drenados (estos últimos son adecuados para las abejas que anidan en el suelo) (Cardinal 2018, Orr *et al.*, 2021, Patel *et al.*, 2021). Debido a que Conrad *et al.*, (2021) y Orr *et al.*, (2021) exponen que existe una mayor presencia de la riqueza de abejas en latitudes medias, las abejas tropicales tienen un papel crítico como polinizadores en los trópicos, ya que hay menos especies de abejas tropicales y muchas más especies de plantas con flores que dependen de los servicios proporcionados por las abejas.

Diversos estudios mencionan que las abejas requieren abundantes recursos tróficos florales como plantas nativas para polinizadores autóctonos, disponibilidad de ambientes de nidificación y temperatura cálida. Por otro lado, los depredadores, patógenos y pesticidas merman las poblaciones de los organismos en su hábitat. (Watten *et al.*, 2012, Agüero *et al.*, 2018, Miñarro *et al.*, 2018, Simón-Porcar *et al.*, 2018, Osorio-Canadas *et al.*, 2021). Así mismo, la mayoría de las abejas nidifican en agujeros de cañas secas, madera y muros, utilizando hojas, barro o resina para separar celdas de nidificación (Miñarro *et al.*, 2018).

La mayoría de las abejas (familias Andrenidae, Melittidae, Halictidae y Colletidae) prefieren nidificación en suelos sin vegetación y con buena exposición solar (Miñarro *et al.*, 2018). Estudios previos muestran además que a menudo se asocian con suelos arenosos (Antoine y Forrest 2021), mientras que la pérdida y fragmentación del hábitat (agricultura, ganadería y urbanización) da como resultado

la pérdida de interacciones de las redes de polinizadores, ya que disminuyen los recursos florísticos y compacta el suelo (Lazarto y Tur 2018).

Los plaguicidas pueden llegar a afectar los procesos de muda, supresión inmunológica, generar convulsiones, parálisis, afectación de vuelo y hasta la muerte de las abejas (Botías y Sánchez-Bayo 2018). Al igual que con todos los ectotermos, la temperatura influye en muchos aspectos de la vida de las abejas, incluidas las tasas de actividad, el comportamiento de apareamiento, el momento de la emergencia de los adultos, las tasas de desarrollo de las larvas y número de generaciones producidas por año basados en *Apis mellifera* y *Nomia melanderi*, la temperatura óptima es de 24 a 35°C (con promedio de 29°C), lo cual permite la postura de huevos de la abeja reina y permite las actividades biológicas (Quezada-Euán 2018, Hernández y Castellanos 2020, Antoine y Forrest 2021). La riqueza además se ha visto que disminuye significativamente con el aumento de la elevación, lo que parece estar fuertemente mediado por el efecto de la disminución de la temperatura (Osorio-Canadas *et al.*, 2021, dos Santos *et al.*, 2020).

13.4.2. Manejo de paisaje para la conservación

El paisaje es el resultado de una compleja interacción de los elementos biológicos con su medio físico, a diferentes escalas y la influencia del hombre sobre sus recursos (Duran *et al.*, 2002, Armenteras *et al.*, 2016, Armenteras y Vargas 2016, Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017), pudiendo llegar a provocar así una mayor heterogeneidad espacial y afectando la presencia y abundancia de los organismos (Duarte-Ballesteros *et al.*, 2021). Para el análisis del manejo de paisajes es importante considerar el modelo de parche-corredor-matriz y comprender el término teórico del efecto de borde.

El Modelo de parche-corredor-matriz constituye tres elementos que generan un mosaico (Armenteras *et al.*, 2016, Armenteras y Vargas 2016). El primero son áreas no lineales relativamente homogéneas que difieren de sus alrededores (parches), el segundo son elementos lineales que difieren del terreno adyacente en ambos

lados (corredores), y el último es el elemento dominante y conectado en un paisaje y/o con mayor control sobre la dinámica del paisaje (matriz) (Armenteras *et al.*, 2016, Armenteras y Vargas 2016). Se sabe que cuando existen unidades espaciales discretas que comparten un comportamiento funcional similar se le considera tipos funcionales de ecosistemas (Tongway 2004, Fernández y Piñero 2008). El efecto de borde es el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes o cualquier cambio en la distribución de una variable dada que ocurre en la transición entre hábitats para una especie (López-Barrera 2004). Existen los bordes abruptos (hard edges) y los bordes suaves (soft edges). El primero actúa como una barrera que nunca es cruzada por los organismos (ej. Especies especializados en un hábitat), mientras que en los bordes suaves son permeables. (López-Barrera 2004). Los bordes restringen la distribución y abundancia de las especies. El modelo de parche-corredor-matriz y el concepto del efecto borde son la base del modelo de zonificación, que incluye la restauración ecológica y contiene los siguientes elementos; zonas núcleo o nodos de conservación (parches), zonas de amortiguación (bordes), corredores y mosaicos, barreras ecológicas y zonas de restauración.

13.5. Propuestas

En una propuesta de manejo, se debe tener claro que existen características intrínsecas (ej. rasgos funcionales) y extrínsecas (ej. depredadores, patógenos, estacionalidad) para poder conservar la comunidad de himenópteros polinizadores. Las características más importantes a considerar para desarrollar propuestas son el microclima, la vegetación urbana, el tamaño del espacio verde, tipo de hábitat o espacio verde (ej. jardín), los rasgos funcionales afectados por la urbanización, amplitud dietética (características de las especies polinizadas), la estrategia de anidamiento, tamaño corporal (disponibilidad de nutrientes, fragmentación), comportamiento (ej. grado de sociabilidad) y la diversidad filogenética de las especies (Ayers y Rehan 2021).

Con las propuestas se pretende conservar la mayor diversidad y abundancia de polinizadores, por lo que están encaminadas a desarrollar tipos funcionales de ecosistemas de las selvas bajas caducifolias conservadas con los corredores turísticos y ciclopistas, y con esto considerar el desarrollo de bordes.

Metas a corto plazo (uno a dos años)

Incentivar la creación de áreas con fines de conservación, los jardines para polinizadores y la reforestación con especies nativas.

Propuesta 1.- incentivar la creación de parques ecológicos, jardines, patios residenciales con especies nativas y dar prioridad a la conservación de los rodales tropicales sucesionales más antiguos, así como áreas con mínimo de 50 ha y la conservación de las áreas verdes periurbanas.

Indicador de éxito: mayor abundancia y riqueza de los antophilos, así también el incremento de la efectividad de la polinización y la conectividad del paisaje.

Propuesta 2.- Tomando como base este estudio, se recomienda incentivar la reforestación en las áreas de recuperación del ANP.

Indicador de éxito: Incremento de la abundancia y especies de los antophilos con rasgos de vida solitarios

Propuesta 3.- Incluir sitios de anidación como troncos y suelos arenosos.

Indicador de éxito: Aumento en el número de estructuras de nidificación

Propuesta 4.- Mantener una baja humedad en los sitios de anidación, mediante especies vegetales con un dosel bajo, esto dado a que el NMDI fue una variable importante en el modelo.

Indicador de éxito: Medición de humedad relativa de 35.8, una temperatura aproximada a 28 y presencia de abejas.

Propuesta 5.- Implementar la rotación de floración durante el año. Por el mismo motivo se incluye una lista de las especies de plantas que se pueden emplear (Tabla 1 y Tabla 2). La información fue seleccionada acuerdo a las plantas donde se tuvo

mayor número de registros de abejas en el presente trabajo, así también el color de la flor y el tamaño de corola, con apoyo del trabajo de Morales *et al.*, (2007) y SEDEMA (2020).

Indicador de éxito: Presencia de floración y frutos durante todo el año.

Propuesta 6.- Disminuir la introducción de especies de flora exótica en los jardines

Indicador de éxito: Mayor representación en la riqueza de especies nativas y disminución en especies introducidas

De acuerdo a nuestros datos, uno de las variables más importantes fue la disposición floral, con esto también es importante preservar y dar prioridad a las especies de plantas nativas, dado a que es un aspecto esencial para mantener abejas nativas especializadas, así también debemos extender la disponibilidad de recursos florales (perennes) a lo largo de la temporada, contribuir a la abundancia general de recursos florales y disponibilidad (con flores de corolas no profundas) (Ramos-Fabiel *et al.*, 2019; SEDEMA, 2020). De acuerdo con la SEDEMA, 2020 las características que más atraen las abejas son las flores de color amarillo, azul, dorado y radiación ultravioleta, con olores frescos, poco profundas, plataformas de aterrizaje, tubulares con guías de néctar.

Tabla1.- Propuesta de especies de plantas de la SBC para reforestación urbana y desarrollo de jardines.

Núm	Etiquetas de fila	Color de flor
1	<i>Cnidocolus multilobus</i>	Blanca
2	<i>Senna atomaria</i>	Amarilla
3	<i>Turnera diffusa</i>	Amarilla
4	<i>Antigonon flavescens</i>	Amarillo
5	<i>Cardiospermum halicacabum</i>	Blanca
6	<i>Dalechampia scandens</i>	Blaco y amarillo
7	<i>Guaiacum coulteri</i>	Morada
8	<i>Haplophyton cimidum</i>	Amarilla
9	<i>Manihot oaxacana</i>	Amarilla
10	<i>Zinnia flavicoma</i>	Blanca, amarilla y roja
11	<i>Bursera excelsa</i>	Blanca
12	<i>Malvaviscus arboreus</i>	Roja

13	<i>Plumeria rubra</i>	Rosa, blanco, amarillo y rojo
14	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Amarilla
15	<i>Opuntia dejecta</i>	Roja
16	<i>Capraria biflora</i>	Blanca
17	<i>Erythrina lanata</i>	Rojo
18	<i>Leucaena leucocephala</i>	Blanca y amarilla
19	<i>Lantana camara</i>	Amarillo y rojo
20	<i>Antigonon leptopus</i>	Rosa
21	<i>Zinnia zinnoides</i>	Roja y blanca
22	<i>Zinnia elegans</i>	Rojo, amarillo y blanca
23	<i>Pterocarpus acapulcensis</i>	Amarilla
24	<i>Acacia collinsii</i>	Amarilla
25	<i>Canavalia brasiliensis</i>	Morada
26	<i>Coursetia caribaea</i>	Blanca
27	<i>Opuntia karwinskiana</i>	Rojo y rosa
28	<i>Zinnia peruviana</i>	Roja
29	<i>Cordia oaxacana</i>	Blanca
30	<i>Capparis frondosa</i>	Blanca
31	<i>Gliricidia sepium</i>	Rosa
32	<i>Hibiscus phoeniceus</i>	Roja
33	<i>Pterocarpus acapulcensis</i>	Amarilla
34	<i>Rhynchosia minima</i>	Amarilla
35	<i>Tournefortia calycina</i>	Blanco
36	<i>Spondias purpurea</i>	Rojo
37	<i>Tabebuia rosea</i>	Rosa
38	<i>Agave vivipara</i>	Amarillo
39	<i>Tagetes erecta</i>	Amarilla
40	<i>Tecoma stans</i>	Amarilla
41	<i>Aphelandra scabra</i>	Roja
42	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	Blanca
43	<i>Centrosema plumieri</i>	Rosa, morado y blanca
44	<i>Pithecellobium dulce</i>	Blanca
45	<i>Ruellia foetida</i>	Blanca
46	<i>Senna pallida</i>	Amarilla
47	<i>Thouinidium decandrum</i>	Blanca
48	<i>Opuntia decumbens</i>	Amarillo
49	<i>Tabebuia donnell-smithii</i> Rose	Amarilla

Tabla 2.- Rotación de floración de las especies de plantas propuestas, 1 indica la presencia y 0 la ausencia.

Núm	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
4	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
5	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
6	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
7	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
8	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
9	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
10	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
11	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
12	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
13	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
14	1	1	1	1	1						1
15	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
17	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
18	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
19	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
20	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
21	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
22	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
23					1	1	1	1	1	1	1
24	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
25	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
26	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
27	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0
28	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0
29	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
31	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
32	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
33	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
34	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
35	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
36	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
37	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
38	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
39	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
41	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0

42	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
43	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
44	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
45	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
46	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
47	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
48	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
49	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Las especies que son comunes en la reforestación del municipio y que se deben evitar en la reforestación urbana, jardines, patios u otras áreas verdes son las especies introducidas como Framboyán de Madagascar (*Delonix regia*), Moringa de la India (*Moringa oleifera*), Neem de la India (*Azadirachta indica*), Palma manilla (*Adonidia merrillii*), Orquñidea de árbol (*Bauhinia monandra*), Noni (*Morinda citrifolia*), Cocotero (*Cocos nucifera*), Mango (*Mangifera indica*) entre otros (ver más en https://www.naturalista.mx/places/santa-maria-huatulco--3#establishment_means=introduced&page=2&taxon=47126). Por lo que las especies que más se recomiendan son las que se proponen en la tabla 1 y 2.

Meta a mediano plazo (dos a cinco años)

Generar una mayor conectividad del paisaje, establecer una mejor relación humana con su entorno natural, aumento en la abundancia y número de especies de abejas nativas.

Propuesta 7.- Controlar la degradación desmedida del suelo mediante la implementación de las herramientas jurídicas mexicanas, como lo es la LGEEPA, las Normas Oficiales Mexicanas y generar Programas de Ordenamiento Ecológico Territorial, Instrumentos económicos y financieros (ej. impuestos ambientales o incentivos fiscales para proyectos sustentables)

Indicador de éxito: Control en la degradación, aumento en las medidas de mitigación, un incremento en la conectividad del paisaje y una mejor relación entre el hombre y el medio ambiente en la población

Meta a largo plazo (mayor a cinco años)

Controlar las especies de abejas introducidas y mejorar la funcionalidad al ecosistema y sus procesos ecológicos, así como al mejoramiento de los bienes y servicios ecosistémicos.

Propuesta 8.- Tomando como base este estudio y su importancia, incentivar el decreto de nuevas Áreas Naturales Protegidas, Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación y/o Unidades de manejo para la Conservación de la Vida Silvestre.

Indicador de éxito: Incremento de la abundancia y especies de los antophilos con rasgos de vida solitarios

Propuesta 9.- Anular el uso de herbicidas y agentes químicos (ej. insecticidas) en sitios de cultivos que afecten a los himenópteros polinizadores e incentivar así también las prácticas de sistemas agrosilvopastoriles (Freitas *et al.*, 2009) mediante herramientas de educación ambiental.

Indicador de éxito: buena disponibilidad para colaborar y generación de un aprendizaje, la cual se puede evaluar mediante escalas tipo Likert, así también como una encuesta y supervisión o análisis de residuos de pesticidas en insectos.

Propuesta 10.- Eliminar prácticas que puedan dar pie a la introducción de especies exóticas (ej. *Apis mellifera*) (Brosi *et al.*, 2008) e incentivar el uso de especies nativas para la producción de miel como *Frieseomelitta nigra*, *Trigona fulviventris* y *Geniotrigona acapulconis* (Chan *et al.*, 2019, Vásquez-García *et al.*, 2021, Real-Luna *et al.*, 2022) mediante herramientas de educación ambiental.

Indicador de éxito: Disminución en el uso de especies exóticas productoras de miel.

13.6. BIBLIOGRAFIA

- Agüero, J. I., O. Rollin, J. P. Torretta, M. A. Aizen, F. Requier, y L. A. Garibaldi, 2018. Impactos de la abeja melífera sobre plantas y abejas silvestres en hábitats naturales. *Ecosistemas* 27(2), 60-69.
- Andraca Valdés, Y. H., Miranda Rosales, V., y Jiménez Sánchez, P. L. 2015. Reestructuración socioeconómica y territorial de Bahías de Huatulco, análisis de la actividad turística como promotora de fragmentación. AMECIDER – CRIM, UNAM.
- Antoine, C. M., y Forrest, J. R. 2021. Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology*, 46(2), 143-159.
- Argueta-Guzmán, M., Golubov, J., Cano-Santana, Z., y Ayala, R. 2022. The role of seasonality and disturbance in bee–plant interactions in semi-arid communities of the southern Chihuahuan desert. *Insect Conservation and Diversity*.
- Armenteras, D. y O. Vargas 2016. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229-239.[fecha de Consulta 3 de Septiembre de 2021]. ISSN: 0120-548X. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319049262003>
- Armenteras, D., T. M. González, L. K. Vergara, F. J. Luque, N. Rodríguez y M. A. Bonilla. 2016. Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83-89.
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., y Galán-Acedo, C. 2017. La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 42-51. 9
- Ayers, A. C., y Rehan, S. M. 2021. Supporting Bees in Cities: How Bees Are Influenced by Local and Landscape Features. *Insects*, 12(2), 128. <https://doi.org/10.3390/insects12020128>
- Botías, C., y Sánchez-Bayo, F. 2018. Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores. *Ecosistemas*, 27(2), 34-41

- Brinkhoff Thomas. 2015. Citi Population; Santa Maria Huatulco. Municipio en Mexico. Tomado de: <https://www.citypopulation.de/php/mexico-admin.php?adm2id=20413>
- Brosi, B. J., Daily, G. C., Shih, T. M., Oviedo, F., y Durán, G. 2008. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 773-783.
- Cardinal, S. 2018. Bee (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) Diversity Through Time. *Insect Biodiversity*, 851-867.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA^A). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Parque Nacional Ricardo Flores Magón, Oaxaca, México. 202 páginas, incluyendo 4 anexos.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Parque Nacional Ricardo Flores Magón, Oaxaca, México. 202 páginas, incluyendo 4 anexos.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA^B). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Área de Protección de Flora y Fauna Bajos de Coyula, Oaxaca, México. 149 páginas. Incluyendo 3 anexos.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA^B). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Área de Protección de Flora y Fauna Bajos de Coyula, Oaxaca, México. 149 páginas. Incluyendo 3 anexos.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA^C). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Parque Nacional Huatulco II, Oaxaca, México. 231 páginas que incluyen tres anexos
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANPA). 2023. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Parque Nacional Huatulco II, Oaxaca, México. 231 páginas que incluyen tres anexos

- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). 2010 Informe Anual Sobre La Situación de Pobreza y Rezago Social. Tomado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/34748/Oaxaca_413.pdf
- Conrad, KM, Peters, VE y Rehan, SM 2021 Tropical bee species abundance differs within a narrow elevational gradient. *Scientific reports*, vol. 11, no 1, 1-12.
- Corona, R., Galicia, L., Palacio-Prieto, J. L., Bürgi, M., y Hersperger, A. 2016. Patrones y conductores de la deforestación a escala local de la selva baja caducifolia en dos municipios a sur de Oaxaca, México (1985-2006). *Investigaciones geográficas*, (91), 86-104.
- Corona-Núñez, R. O., Campo, J., y Williams, M. 2018. Aboveground carbon storage in tropical dry forest plots in Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 409, 202-214.
- Cussans J, Goulson D, Sanderson R, Goffe L, Darvill B, Osborne JL. 2010. Two bee-pollinated plant species show higher seed production when grown in gardens compared to arable farmland. *PLoS One*. Jul 235(7): e11753
- Data México. 2023. Santa María Huatulco. Tomado 1 de mayo del 2023 de la página <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/santa-maria-huatulco>.
- DIGEPO. 2015 Santa María Huaatulco; Libro Demográfico. https://www.oaxaca.gob.mx/digepo/wp-content/uploads/sites/13/recursos/info_pdf/Santa%20María%20Huatulco.pdf
- dos Santos, F. M., Beiroz, W., Antonini, Y., Martín-Rodríguez, S., Quesada, M., & Fernandes, G. W. 2020. Structure and composition of the euglossine bee community along an elevational gradient of rupestrian grassland vegetation. *Apidologie*, 51, 675-687.
- Duarte-Ballesteros L, Urbina-Acosta N, Saboyá-Acosta L. 2021. Ensamblajes de anuros y heterogeneidad espacial en un ecosistema de paramo de Colombia. *Caldasia* 43(1):126–137. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.84860>.

- Duran, E., Galicia, L., PÉREZ, E., y Zambrano, L. 2002. El paisaje en la ecología. Ciencias, (067).
- Farouk M. K., J. K. Palmera y C. P. Sepúlveda. 2014. Abejas. Infozoa Boletín de Zoología. Volumen 6. Consultado el de de https://www.unimagdalena.edu.co/Content/Public/Docs/Entrada_Facultad3/adjunto_1029-20181004104847_528.pdf
- Fernández, N., y Piñeiro, G. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. Ecosistemas, 17(3), 10.
- FONATUR. 2019. Actualización municipal de desarrollo urbano de Santa María Huatulco, Oaxaca. Pag. 34. Tomado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/463541/HUDEM-GPGP_19-S-02_TERMINOS_DE_REFERENCIA.pdf
- Freitas B, Imperatriz-Fonseca VL, Medina LM, Kleinter AMP, Galetto L, Nates-Parra G, Quezada-Euán JJG 2009 Diversity, threats and conservation of native bees in the Neotropics. Apidologie 40:332–346
- García, M. A. H., y Crispín, Á. S. 2011. Evaluación del potencial ecoturístico en áreas naturales protegidas del municipio de Santa María Huatulco, México. *Cuadernos de turismo*, (27), 541-560.
- Gómez, S. M., y Mora, N. P. 2021. Flores, colores y genes. Revista Experimenta, (14), 22-27.
- Guezen, J. M., y Forrest, J. R. 2021. Seasonality of floral resources in relation to bee activity in agroecosystems. Ecology and Evolution, 11(7), 3130-3147.
- Hernández, C. A. y I. Castellanos. 2020. Efecto del tamaño interno de la colmena en la producción de cría, miel y polen en colonias de *Apis mellifera* en el altiplano central de México. Revista mexicana de ciencias pecuarias, 11(3), 757-770.
- INEGI. 2001. Cuaderno Estadístico Municipal. Oaxaca: INEGI
- INEGI. 2005. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Oaxaca: INEGI

- INEGI. 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010. Santa María Huatulco, Oaxaca. 1-10. Tomado de; https://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/20/20413.pdf
- Ku Ruiz, C., Sosenski, P. 2021. El calor de las flores: plantas termogénicas y sus polinizadores. Cuadernos de Biodiversidad (61), 22-27. <https://doi.org/10.14198/cdbio.2021.61.03>
- Lavariega, M., Briones-Salas, M., y Martín-Regalado, N. 2016. Mammals in tropical dry forest on the central coast of Oaxaca, Mexico. *Check List*, 12, 1.
- Lázaro, A., Tur, C. 2018. Land-use changes as drivers of pollinator declines. *Ecosistemas* 27(2), 23-33. Doi.: 10.7818/ECOS.1378
- Lira-Torres, Iván., Ceballos, Gerardo. Huatulco, Oaxaca. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México, 2010, 520-526.
- López Vázquez, Víctor Hugo, & Plata Rocha, Wenseslao. 2009. Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones geográficas*, (68), 85-101.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1).
- Meléndez-Ramírez, V., Ayala, R., Delfín, H., y Manrique, P. 2017. Diversidad de abejas en la reserva estatal de Dzilam. Recuperada de https://www.researchgate.net/publication/325828725_Diversidad_de_Abejas_de_la_Reserva.
- Memmott, J. 1999. The structure of a plant-pollinator food web. *Ecology letters*, 2(5), 276-280.
- Miñarro, M., García, D., Martínez-Sastre, R. 2018. Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* 27(2), 81-90.

- Morales, S. H. S., Schibli, L., Zafra, A. N., y Vásquez, A. S. 2007. Flora de la costa de Oaxaca, México (2): lista florística comentada del Parque Nacional Huatulco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (81), 101-130.
- Naum Abraham Fragoso López. 2017. “Comparación del cambio de cobertura y uso de suelo a través de Sistemas de Información Geográfica en Acaxochitlán, Hidalgo”. Universidad Veracruzana Facultad De Ciencias Biológicas Y Agropecuarias <https://www.uv.mx/pozarica/mca/files/2012/10/FragosoLopez.pdf>
- Noguera, F. A., Ortega-Huerta, M. A., Zaragoza-Caballero, S., González-Soriano, E., y Ramírez-García, E. 2018. Species richness and abundance of Cerambycidae (Coleoptera) in Huatulco, Oaxaca, Mexico; relationships with phenological changes in the tropical dry forest. *Neotropical entomology*, 47(4), 457-469.
- Orr, M. C., Hughes, A. C., Chesters, D., Pickering, J., Zhu, C. D., y Ascher, J. S. 2021. Global patterns and drivers of bee distribution. *Current Biology*, 31(3), 451-458.
- Orr, M. C., Jakob, M., Harmon-Threatt, A., y Mupepele, A. C. 2022. A review of global trends in the study types used to investigate bee nesting biology. *Basic and Applied Ecology*, 62, 12-21.
- Osorio-Canadas, S., Flores-Hernández, N., Sánchez-Ortiz, T., y Valiente-Banuet, A. 2021. Changes in the structure and composition of the ‘Mexical’ scrubland bee community along an elevational gradient. *PloS one*, 16(7), e0254072.
- Pantoja, A., Smith-Pardo, A., Garcia, A., Saenz, A., y Rojas, F. 2014. Principios y avances sobre polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible en países de Latinoamérica y el Caribe.
- Patel, V., Pauli, N., Biggs, E., Barbour, L., y Boruff, B. 2021. Why bees are critical for achieving sustainable development. *Ambio*, 50(1), 49–59.
- Peña, J., Poveda, R. M., Bonet, A., Bellot, J., & Escarré, A. 2005. Cartografía de las coberturas y usos del suelo de la Marina Baixa (Alicante) para 1956, 1978 y 2000. *Investigaciones Geográficas (Esp)*, (37), 93-107.

- Quezada-Euán, J. J. G. 2018. Stingless bees of Mexico. *Stingless Bees of Mexico: The Biology, Management and Conservation of an Ancient Heritage*, 1-37.
- Quezada-Euán, J., & Ayala-Barajas, R. 2010. Abejas nativas de México. La importancia de su conservación. *Ciencia y desarrollo*, 36, 8-13.
- Quezada-Euán, J.J. 2005. *Biología y Uso de las Abejas sin Aguijón de la Península de Yucatán, México (Hymenoptera: Meliponini)*. Universidad Autónoma de Yucatán, México, 112.
- Quezada-Euán, J.J., May-Itzá, W. J. and González-Acereto, J. A. 2001. Meliponiculture in Mexico: problems and perspective for development. *Bee World* 82, 160-167.
- Ramos-Fabiel, M. A., Pérez-García, E. A., González, E. J., Yáñez-Ordoñez, O., y Meave, J. A. 2019. Successional dynamics of the bee community in a tropical dry forest: Insights from taxonomy and functional ecology. *Biotropica*, 51(1), 62-74.
- Rangel-Acosta, J. L., y Martínez-Hernández, N. J. 2017. Comparación de los ensamblajes de escarabajos copronecrófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) entre fragmentos de bosque seco tropical y la matriz adyacente en el departamento del Atlántico-Colombia. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 389-401.
- Real-Luna, N., Rivera-Hernández, J. E., Alcántara-Salinas, G., Rojas-Malavasi, G., Morales-Vargas, A. P., y Pérez-Sato, J. A. 2022. Las abejas sin aguijón Tribu Meliponini en los agroecosistemas de América Latina. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 132, 331-344.
- Reyes-Novelo, E., Ramírez, V. M., González, H. D., y Ayala, R. 2009^b. Abejas silvestres (hymenoptera: apoidea) como bioindicadores en el neotrópico [wild bees (hymenoptera: apoidea) as bioindicators in the neotropics]. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 1-13.
- Samejima, H., Marzuki, M., Nagamitsu, T., y Nakasizuka, T. 2004. The effects of human disturbance on a stingless bee community in a tropical rainforest. *Biological Conservation*, 120(4), 577-587.

- Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA) 2020 Guía para la creación de jardines polinizadores; jardines para la vida: programa de mujeres polinizadoras. Tomado de <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD005286.pdf> <https://www.gob.mx/semarnat%7Cpolinizadores/articulos/ques-y-como-realizar-t>
- SECTUR (Secretaría de Turismo). 2014. AGENDAS DE COMPETITIVIDAD de los destinos turísticos de México. Tomado de: <http://www.sectur.gob.mx/wp-content/uploads/2015/02/PDF-Huatulco.pdf>
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 2013 Unidad de Microrregiones; Cédulas de Información Municipal (SCIM). Municipios: Nacional. Tomado de: <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/datGenerales.aspx?entra=nacion&ent=20&mun=413>
- Semarnat-Conafor (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal). 2014. Inventario estatal forestal y de suelos-Oaxaca 2013. Ciudad de México: Secretaría del medio ambiente y recursos naturales-Comisión nacional forestal http://187.218.23.85/filesconafor/userfiles/IEFyS/IEFYS_Oaxaca_2013/IEFYS_Oaxaca_2013.pdf
- Simón-Porcar, V. I., Abdelaziz, M., y Arroyo, J. 2018. El papel de los polinizadores en la evolución floral: una perspectiva mediterránea. *Ecosistemas*, 27(2), 70-80.
- Sirombra, M. G. 2018. Polinización de las flores, curiosidades, importancia y relación con el ser humano. *Revista de Biología Tropical*, Blog-Blog.
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., y López-Mata, L. 2015. La región del Bajío, México y la conservación de su diversidad florística. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 799-808.
- Tongway, D. J., Cortina, J., y Maestre, F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13(1).

- Trucíos C. R., Estrada Ávalos J., Delgado R. G., Rivera G. M. y Cerano P. J. 2013 SIG PARA MANEJO DE RECURSOS NATURALES AGROFAZ VOLUMEN 13 NÚMERO 2
- Wratten, S. D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., y Desneux, N. 2012. Pollinator habitat enhancement: benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159, 112-122.