

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS**

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**EFFECTO DE LA URBANIZACIÓN EN LA
ESTRUCTURA DE LA RED DE INTERACCIÓN DE
AVES Y BURSERIA SIMARUBA (L.) SARG.**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS
TROPICALES**

PRESENTA

SERGIO DE JESÚS SILICEO ABARCA

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Junio de 2024



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**EFECTO DE LA URBANIZACIÓN EN LA
ESTRUCTURA DE LA RED DE INTERACCIÓN DE
AVES Y BURSERIA SIMARUBA (L.) SARG.**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS
TROPICALES**

PRESENTA

SERGIO DE JESÚS SILICEO ABARCA

DIRECTOR

**DR. ESTEBAN PINEDA DIEZ DE BONILLA
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

ASESORES

**DRA. RUTH PARTIDA LARA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE
DR. IVÁN DE LA CRUZ CHACÓN
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**





UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
SECRETARÍA ACADÉMICA
DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 07 de junio de 2024
Oficio No. SA/DIP/0372/2024
Asunto: Autorización de Impresión de Tesis

C. Sergio de Jesús Siliceo Abarca
CVU: 1181048
Candidato al Grado de Maestro en Ciencias en Biodiversidad y
Conservación de Ecosistemas Tropicales
Instituto de Ciencias Biológicas
UNICACH
P r e s e n t e

Con fundamento en la **opinión favorable** emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado **Efecto de la urbanización en la estructura de la red de interacción de aves y *Bursera simaruba* (L.) Sarg.**, cuyo Director de tesis es el Dr. Esteban Pineda Diez de Bonilla (CVU: 93047) quien avala el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección a mi cargo **autoriza** la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el **Grado de Maestro en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales**.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento impreso, así como realizar la entrega en esta Dirección de un ejemplar empastado.

Atentamente
“Por la Cultura de mi Raza”

Dra. Carolina Orantes García
Directora



C.c.p. Dra. Alma Gabriela Verdugo Valdez, Directora del Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Dr. José Antonio De Fuentes Vicente, Coordinador del Posgrado, Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Archivo/minutario.

RJAG/COG/hvb/isp/gtr

2024 Año de Felipe Carrillo Puerto
BENEMÉRITO DEL PROLETARIADO,
REVOLUCIONARIO Y DEFENSOR DEL MAYAB.



Dirección de Investigación y Posgrado
Libramiento Norte Poniente 1150 C.P. 29039
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
Teléfono: (961) 61 70440 Ext: 4360
investigacionyposgrado@unicach.mx

"La vida es bonita"

Ma. Trinidad Pérez Santiago

*Las personas que amamos viven a través de nosotros
y de nuestras pasiones.*

*Esta es una carta de amor dedicada a la memoria de
Noah, Agustín y de Ma. Trinidad, fuentes inagotables de inspiración*

AGRADECIMIENTOS

Primeramente agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnologías, por el apoyo de la beca 815108, la cual me permitió cursar mis estudios de posgrado en la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales, en el Instituto de Ciencias Biológicas de *alma mater*, la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

A los revisores, los Dres. Marisol Castro Moreno, Ernesto Velázquez Velázquez y César Tejeda por sus valiosos comentarios y propuestas para enriquecer mi trabajo. Reconozco y aprecio todo el apoyo de los compañeros y amigos del Laboratorio de Fisiología y Química Vegetal, quienes una vez más me adoptaron durante este periodo.

A la Dra. Ruth Partida-Lara, quien estuvo siempre pendiente del desarrollo de este trabajo y apoyó con su conocimiento, revisiones y entusiasmo. Me permito agradecerle también a mi director de tesis, Esteban Pineda, por la paciencia, el cariño y el interés que mostró para con el proyecto y conmigo desde el primer instante, este trabajo además ha dejado una linda amistad.

Iván de la Cruz, amigo, te agradezco por siempre animarme a seguir cumpliendo mis metas y sueños, valoro mucho cada enseñanza que me has dado a lo largo de estos ocho años, espero nos veamos en el siguiente paso. Nada de esto sería posible sin el apoyo de Yessenia, has aportado tu ánimo y cariño a este trabajo, sabes perfectamente lo difícil que fue y lo mucho que significa para nosotros, te amo.

Otra vez le agradezco a mi familia: Gabriel, Paty, Lupita y Vero por el amor que me tienen. Sé que al igual que lo estaría mi abuelita, se encuentran felices y satisfechos con todo lo que hacemos, sin su apoyo desde siempre nada de esto sería posible. A mi

papá, mamá y Natalia, que son parte de la luz cada vez que la vida se me ha nublado. Particularmente después de todo lo vivido te agradezco y te dedico esto, Sandra.

Hasta siempre Trini, abrazo tu memoria todos los días, y aunque la vida ya no nos permitió compartir estos momentos de alegría, no tengo la menor duda de que serías muy feliz junto a todos los que aquí te extrañamos; “la vida es bonita”, solías decirme, y nunca me cansaré de decir que te creí tanto que decidí estudiarla.

ÍNDICE

RESUMEN	I
CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO	1
1.1 Introducción	1
1.2 Preguntas de investigación	5
1.3 Hipótesis	5
1.4 Objetivos	6
1.5 Área de estudio	6
1.6 Diseño general	7
CAPÍTULO II.- BURSERIA SIMARUBA AS A REFUGE FOR BIRDS IN MODIFIED LANDSCAPES OF TROPICAL DRY FOREST	11
Abstract	12
Introduction	15
Methods	17
Study area	17
Site conditions	17
Data collection	18
Data analysis	19
Results	20
Interacting birds in the frugivory web with <i>B. simaruba</i>	20
True diversity (q_0 and q_1)	21
Diversity of feeding guilds of birds that consumed <i>B. simaruba</i> fruits	25
Discussion	26
Bird diversity feeding on <i>Bursera simaruba</i> fruits on a modified landscape of TDF	26
Composition of the feeding guilds of birds that feed on <i>Bursera simaruba</i>	29
Acknowledgments	30
References	31

CAPÍTULO III.- HOW URBANIZATION INFLUENCE THE STRUCTURE AND COMPLEXITY OF BIRDS AND BURSERA SIMARUBA FRUITS INTERACTION NETWORK IN A MODIFIED LANDSCAPE OF TROPICAL DRY FOREST?	38
Abstract	39
Introduction	40
Material and methods	42
Study area	42
Data collection	42
Data analysis	47
Results	49
Interacting species and generalist core of interaction networks	50
Metrics of interaction networks and their relationship with landscape variables	51
Discussion	56
Bird species feeding on B. simaruba fruits and general core of the interaction network	57
Metrics of interaction networks and their relationship with landscape variables	58
Conclusions	59
Acknowledgments	60
References	61
IV. DISCUSIÓN GENERAL	68
V. CONCLUSIONES	72
VI. LITERATURA CITADA	74

RESUMEN

La urbanización es una de las mayores amenazas hacia la vida silvestre, pues se considera que tiende a reducir la diversidad de especies y propicia la aparición de especies dominantes, homogeneizando así los ecosistemas, es decir, disminuye la diversidad. En regiones tropicales aún se desconocen numerosos aspectos de los efectos que la urbanización tiene sobre el ambiente, y en específico sobre las redes de interacción mutualista. El presente trabajo se realizó en el área conurbada de Chiapas, que incluye la capital política del estado y el municipio de Chiapa de Corzo. Esta zona se encuentra rodeada por el Bosque Tropical Seco (BTS) de algunas áreas naturales protegidas.

Identificar como la urbanización afecta las interacciones biológicas es de suma importancia, ya que con ello se pueden desarrollar estrategias de conservación. Uno de los árboles más comunes del BTS es *Bursera simaruba*, que debido a su plasticidad, es posible encontrarla en ambientes poco o totalmente modificados. Esta especie se ha identificado como un recurso de importancia ecológica, económica y cultural.

Es por ello que el propósito de este trabajo fue identificar y comparar las diferencias que existen en las redes de interacción entre aves y frutos de *B. simaruba* en tres condiciones del paisaje: conservados, sitios de transición y urbanos. Para ello se plantean tres objetivos: 1) identificar las especies de aves que se alimentan en cada condición, 2) evaluar las diferencias en las propiedades emergentes de las redes de interacción en cada condición y 3) identificar la relación de la diversidad de interacciones con las variables ambientales.

Durante los meses de enero a abril de 2023 se realizaron observaciones focales a 27 árboles de *B. simaruba* (7 en condición conservada, 11 en transición y 10 en urbana) desde el amanecer hasta pasadas 4 horas, por dos días. En este periodo se registraron las especies de aves que se alimentaron del pseudorailo del fruto (interacción, Capítulo 2, Figura 2B), así como el número de frutos consumidos (número de interacciones).

Simultáneamente se registró el promedio del ruido (dB) por periodos de 15 minutos cada hora, y se contabilizó el número total de autos y personas que pasaron cercanos al árbol focal. Alrededor de cada árbol se contó el número de especies y de individuos de árboles en un radio de 10 m. Así mismo se analizaron imágenes satelitales para poder obtener métricas del paisaje

(como la cobertura del suelo, la diversidad de clases de parches y la forma en la que se distribuyen). El análisis de agrupamiento (*PCA*), así como de varianza (*ANOVA*, *PERMANOVA*, pruebas *poshoc*), correlación y diversidad, fue realizado en el software de licencia libre R y RStudio versión 4.1.2, utilizando diversas paqueterías.

La red de aves que se alimenta de los frutos de *B. simaruba* en la zona de estudio está compuesta por 34 especies, incluyendo aves consideradas insectívoras, frugívoras, granívoras y omnívoras. Once especies son consideradas migratorias de invierno, tres están bajo alguna categoría de amenaza y una es cuasiendémica a México. Las variables medidas en el presente estudio en donde se registraron a las especies de aves, permiten la separación de las tres categorías del paisaje (*PERMANOVA* $F_{26} = 4.6$, $p < 0.001$).

Cada condición tiene un núcleo generalista el cual difiere tanto en especies como en cantidad (conservado= 2, transición= 6, urbano= 5). La condición con mayor riqueza de especies (q^0), fue la de transición (con 30 especies de aves), seguido por las condiciones urbano (24) y conservado (15). Los índices de diversidad de Shannon (q^1) e inverso de Simpson (q^2) también siguieron el mismo patrón, siendo mayores en los sitios de transición (5.7 y 6.84 respectivamente), seguidos por los sitios urbanos (3.94 y 4.75) y conservados (2.78 y 3.19).

Así mismo se reportan valores bajos de especialización (H_2') (urbano= 0.55, transición= 0.42, conservado= 0.3), anidamiento (*WNODF*) (transición= 35.59, conservado= 34.46, y urbano= 23.15) y modularidad (*M*) (urbano= 0.43, transición= 0.3, conservado 0.29). Los valores de q^1 y q^2 respondieron de manera negativa y significativa a la densidad de árboles que se encuentran alrededor de los árbol focales ($R = -0.54$ $p < 0.005$, $R = -0.51$ $p < 0.05$ respectivamente) y de manera positiva con la proporción del número de frutos en la copa ($R = 0.5$ $p < 0.05$, $R = 0.54$ $p < 0.005$).

La baja conectividad entre módulos de las redes en diferentes condiciones, aunados al bajo anidamiento y especialización, sugieren una red generalista, y brinda evidencia sobre la amplia red de interacciones que *B. simaruba* sostiene con las aves en el área conurbada de Chiapas. Así mismo, se encontró que las principales características que los sitios deben de tener para promover las interacciones biológicas con aves son: 1) una copa despejada y 2) una alta abundancia de frutos con relación a la superficie de la copa.

CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1 Introducción

Los individuos de las especies que conforman una comunidad interactúan de múltiples formas, creando redes de interacción. Estas redes son representadas como un conjunto de elementos conectados por enlaces entre algunos de los componentes (nodos), que a su vez se unen por medio de vínculos, es decir, son una descripción que permite cuantificar las interacciones biológicas de un ecosistema (Bascompte, 2007; Guimarães, 2019). Las redes de interacción en los sistemas ecológicos son de suma importancia. Existen distintos tipos de redes de interacción, dentro de ellas se encuentran las mutualistas, tales como las redes planta-polinizador o planta-dispersor de semillas (Bascompte *et al.*, 2006; Bascompte, 2007).

El estudio de estas redes de interacción ha ayudado a comprender la dinámica de la estructura de comunidades y poblaciones. Asimismo, han contribuido en la explicación de los procesos ecológicos y evolutivos que determinan y mantienen la diversidad de especies en la naturaleza (Martínez *et al.*, 2006; Allesina *et al.*, 2008). Sin embargo, esta diversidad se enfrenta a amenazas como la urbanización. La interrupción o modificación de las redes de interacción, representa una disminución a la biodiversidad, y con ello la pérdida de las funciones ecológicas fundamentales e incluso la desaparición de las especies (Valiente-Banuet *et al.*, 2014; Jordano, 2016).

La urbanización es considerada un proceso de cambio de gran rapidez e importancia, principalmente por la modificación del uso del suelo, los ciclos biogeoquímicos y climáticos, así como los efectos de las invasiones biológicas, las cuales derivan en una disminución de la biodiversidad (Grimm *et al.*, 2008; MacGregor-Fors, 2008; Terradas *et al.*, 2011). Actualmente las ciudades han sido un foco de atención para el estudio de las relaciones bióticas en hábitats modificados por el ser humano, pues se considera que la estructura de las ciudades puede condicionar el clima (Terradas *et al.*, 2011). Estudiar el efecto de las áreas urbanizadas en las interacciones intra e interespecíficas puede brindar información en la búsqueda de soluciones ante el preocupante escenario ambiental urbano. Esto permitirá mejorar nuestra comprensión de la organización de la biodiversidad en ambientes antrópicos (Ziska *et al.*, 2003; MacGregor-Fors, 2019).

En México los estudios de ecología urbana han tomado relevancia, especialmente en las ciudades del centro del país, principalmente en estados como Puebla y Jalisco y la Ciudad de México. Sin embargo, este tipo de estudios en las regiones tropicales del sur-sureste del país, son escasos (Maya- Elizarrarás, 2011; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011). Chiapas es una de las entidades con mayor riqueza biológica en el país, y esto se debe principalmente a su ubicación geográfica y su diversidad de ecosistemas. Tan solo en su territorio se han registrado más de mil especies de vertebrados y de ocho mil especies de plantas vasculares (SEMARNAT, 2014, Villaseñor, 2016).

En la Depresión Central Chiapas (DCC), se localiza la Región Metropolitana del Estado, la cual está formada por los municipios de Suchiapa, Berriozábal, Chiapa de Corzo y Tuxtla Gutiérrez. Estos últimos dos municipios tienen la mayor población de la región con 112 075 y 604 147 habitantes, respectivamente (INEGI, 2021). En conjunto el número de habitantes de Chiapa de Corzo y Tuxtla Gutiérrez representan aproximadamente el 13% de la población total del estado. La extensión territorial de ambos municipios es de aproximadamente 1 123 km², lo que representa el 1.6 % de la superficie estatal (*ibidem*). Aún con el crecimiento de la mancha urbana, existen reductos de vegetación original, principalmente de Selva Baja Caducifolia (SBC) y Bosques de Ribera (BR) en zonas rurales y semirurales circundantes.

Hacia el interior de las ciudades de Chiapa de Corzo y Tuxtla Gutiérrez se conservan algunos parches con árboles nativos, como es el Jardín Botánico “Faustino Miranda” o los parques urbanos que, aunque poseen árboles exóticos, también es posible encontrar especies nativas de la SBC. Uno de los rasgos característicos de este tipo de vegetación en México, es la dominancia de *Busera simaruba* (Rzedowski, 1978; Pineda-García *et al.*, 2007, Pennington *et al.*, 2009), tal como lo reportaron Rocha-Loredo *et al.* (2010) para la región de la Depresión Central de Chiapas.

Bursera simaruba es una especie de importancia ecológica y social que pertenece al género *Bursera* de la familia Burseraceae (Miranda, 2015). Los compuestos volátiles presentes en la corteza se utilizan para combatir parásitos que afectan al ser humano y además sus resinas son utilizadas en ceremonias religiosas (Montúfar, 2007; CONABIO, 2021). Los frutos de este género botánico poseen el síndrome ornitócoro, es decir, poseen características para atraer a las aves tales como un color de fruto llamativo, sin o con poco olor y de fácil acceso al recurso. Estos frutos son alimento para las aves y otras especies de vertebrados, principalmente por su alta cantidad de minerales y proteínas crudas (Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2018; Rodríguez y Almazán, 2019).

Las aves son uno de los grupos de mayor interés en los estudios ecológicos, pues se consideran excelentes indicadores de las alteraciones y cambios que existen en el ambiente (Savard *et al.*, 2000; Sekercioglu, 2006). En ambientes urbanos se ha demostrado principalmente la variación en la composición de las aves, así como en los procesos relacionados con la ecología conductual, la evolución y las redes de interacción (Shochat *et al.*, 2006; Nava-Díaz *et al.*, 2019). En este sentido, el estudio y caracterización de las interacciones de las aves con las plantas que frecuentan puede brindar ayuda en la gestión y dirección de los esfuerzos para preservar especies nativas, endémicas, migratorias y bajo alguna categoría de riesgo (Manly *et al.*, 2002).

Para entender cómo están estructuradas las redes de interacción mutualista planta-ave en los ambientes urbanos, es necesario evaluar qué factores antrópicos tienen un efecto sobre las redes de interacción. Partiendo de la idea de entender a los ambientes urbanos, se han realizado aproximaciones que consideran ciertas variables para poder delimitar lo que es un ambiente urbano, las cuales tienen que ver con la estructura económica, social y funcional, así como criterios morfológicos y demográficos (MacGregor-Fors, 2019). El panorama se vuelve más complejo cuando se revisan los criterios de la definición de un ambiente urbano en distintos países, los cuales abarcan, uno o más de los siguientes aspectos: el número total de habitantes, densidad de población, límites legales y categorías administrativas, actividades económicas, y tipo de uso del suelo.

Por lo tanto, para definir lo que es urbano, dependerá siempre de los valores umbrales de cada país en cada uno de los criterios (ONU, 2005; MacGregor-Fors, 2019). En México, por ejemplo, se utilizan dos criterios para definir una localidad urbana, el que tiene que ver con el número de habitantes (>2 500) y el de los criterios administrativos (si es una cabecera municipal) (INEGI, s.f.). Por otro parte, la ecología urbana ha puesto de manifiesto que, una “ciudad actual” se caracteriza por no tener límites o fronteras, y por ello se propone el concepto de “ecosistema urbano” (Roca-Cladera, 2003; Sancho-Comíns y Reinoso-Moreno, 2012).

Estos ecosistemas están basados en la interacción de los componentes sociales, biológicos y ecológicos de una zona urbana. Así mismo, estos ecosistemas tienen características biofísicas únicas, propiciadas por las actividades antropogénicas, lo cual influye en la redistribución de los organismos, modificación de la diversidad biológica, microclimas, calidad de aire, agua y su geomorfología (Nilon *et al.*, 2003; Alberti *et al.*, 2003). Aunque existen esfuerzos que evalúan los cambios de las interacciones biológicas en las ciudades y ambientes modificados, aún faltan estudios que puedan ayudar a entender como la urbanización influye sobre los cambios en la diversidad, composición e interacciones biológicas, sobre todo en países en desarrollo y con alta riqueza biológica (Nascimento *et al.*, 2020).

Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo, cumplen con los criterios establecidos para denominarse ciudades. Ambas son ciudades que han sido poco exploradas desde el punto de vista biológico, en especial de las redes de interacción. Tanto aves como árboles de *B. simaruba* son posibles de encontrarse en ambientes menos perturbados, así como en los altamente modificados. Es por ello que los objetivos de este trabajo son: 1) describir la composición de especies de aves que participan en la red de interacción con los frutos de *B. simaruba*, y 2) describir la estructura de las redes de interacción a través de las propiedades emergentes en tres condiciones de perturbación, de la selva baja caducifolia de la Depresión Central de Chiapas.

1.2 Preguntas de investigación

- ❖ ¿La riqueza y frecuencia de interacciones entre aves y frutos de *Bursera simaruba* depende de las condiciones de intervención humana?
- ❖ ¿Las propiedades estructurales emergentes de las redes de interacción (especies núcleo-periferia, modularidad, anidamiento, especialización) entre aves y *B. simaruba* es distinta en las condiciones de intervención humana?
- ❖ ¿Cuáles son los factores antrópicos y de paisaje que determinan la diversidad de la estructura de la red de interacción entre aves y *B. simaruba* en el área conurbada de Chiapas?

1.3 Hipótesis

Considerando la hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978), las redes de interacción entre aves y *Bursera simaruba* serán más diversas y complejas en los sitios de transición de intervención humana, en comparación con los sitios altamente modificados como los urbanos, o los mayormente preservados. Esto debido principalmente a la heterogeneidad del paisaje, la disponibilidad de los recursos en el ambiente. Las redes de interacción de las aves con los frutos de *B. simaruba*, estarán determinadas por factores biológicos tales como la proporción de frutos con relación a la copa, la altura del árbol y el tamaño de la copa, y no por factores del paisaje antropogénico como la densidad de autos y personas o la intensidad del ruido.

Las propiedades emergentes de las redes de interacción, tales como la identidad de especies núcleo, modularidad, anidamiento y especialización, serán diferentes en condiciones de bajo y muy alto disturbio, siendo más generalistas en condiciones de alta heterogeneidad del paisaje, y más especialistas en condiciones más homogéneas.

1.4 Objetivos

1.4.1 General

Evaluar los efectos de la intervención humana en las redes de interacción de las aves frugívoras con los árboles de *Bursera simaruba* en sitios urbanizados, de transición y conservados en los municipios conurbados de Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo.

1.4.2 Específicos

- Caracterizar las condiciones de intervención humana en cada sitio, medidas como la intensidad de ruido en el paisaje sonoro, flujo de vehículos y de personas, así como de la densidad de árboles, la riqueza de especies de plantas y propiedades del paisaje (métricas de fragmentación y heterogeneidad de hábitat).
- Identificar las especies de aves y su frecuencia de interacción con *B. simaruba* en las tres condiciones de paisaje dentro de la zona de estudio.
- Determinar la influencia de la urbanización y de las propiedades de los árboles (número de frutos, altura, DAP, tamaño de copa) en los cambios en la diversidad de la red de interacción de aves frugívoras y *B. simaruba* en las tres condiciones de urbanización.
- Determinar la variación en la estructura de las redes de interacción ave-*B. simrauba* y de sus propiedades emergentes tales como el número de interacciones, identidad de especies núcleo, modularidad, anidamiento y especialización.

1.5 Área de estudio

Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo son las dos ciudades con mayor cantidad de habitantes en el área conurbada, y se ubican dentro de la Depresión Central de Chiapas. La primera de ellas cuenta con una extensión de 334.9 km² y se localiza a 16°45'25.21"N y 93°06'56.17"O, mientras que la segunda cuenta con una superficie de 869.21 km² y se localiza a 16°42'29.48"N y 93°01'0.56"O (figura 1). Ambas ciudades representan cerca del 68% de la superficie de la región metropolitana del estado.

El clima en esta región es cálido subhúmedo con lluvias en verano (García, 2004) y la vegetación original es la selva baja caducifolia (Reyes-Souza, 1997; Rocha-Loredo *et al.*, 2010), la cual se encuentra distribuida principalmente en la periferia de las ciudades. También existen bosques de ribera, ubicados principalmente en los márgenes del río Grijalva y Sabinal, en donde los árboles dominantes pertenecen a los géneros botánicos *Salix*, *Ficus* y *Taxodium*. Al interior de ambas ciudades, la vegetación nativa ha sido suplantada por infraestructura urbana y parches de vegetación introducida. En los parques urbanos, calles y bulevares de la ciudad suele encontrarse una combinación de especies arbóreas, exóticas y nativas, que proveen de recursos alimenticios para las aves, tanto por el síndrome floral como por los tipos de frutos (Sánchez-Molina *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2015).

1.6 Diseño general

Para evaluar el efecto de la urbanización en la estructura de la red de interacción de aves y *B. simaruba* (L.) Sarg., el trabajo se dividió en cinco etapas (Figura 2). La primera etapa consistió en el diseño de muestreo y la toma de datos en campo. La etapa dos consistió en identificar las aves que se alimentan de los frutos y la frecuencia con la que lo hacen. La tercer etapa tuvo como objetivo caracterizar las propiedades antrópicas, así como ecológicas y de paisaje. La cuarta etapa consistió en el análisis de las propiedades emergentes de las redes de interacción. La quinta etapa consistió en el análisis de las diferencias estructurales encontradas en las redes de interacción, así como de relacionarlas con las variables explicativas.

Selección de los árboles: Se seleccionaron 27 árboles adultos de *Bursera simaruba*, a medida de lo posible con condiciones físicas similares, tales como la altura y área de la copa, así como un fácil acceso visual a los frutos, tomando en consideración lo propuesto por Pizo y Galetti (2010). Estos árboles se agruparon de acuerdo con las condiciones de urbanización establecidas *a priori*, siendo en las categorías de: **urbano** (9 árboles al interior de las ciudades o cabecera municipal), **transición** (11 árboles localizados en la periferia o zonas rurales) y **conservados** (7 árboles

rodeados de fragmentos de vegetación original, ubicados en la periferia de las ciudades con poca intervención).

Registro de interacciones: El registro fue llevado a cabo durante el periodo de fructificación de *B. simaruba*, en particular durante la presencia de frutos maduros (enero-abril de 2023). Se realizaron observaciones focales durante cinco horas, iniciando desde el amanecer (aproximadamente de 06 a 11 am). Durante los periodos de observación se identificaron y registraron todas las especies de aves que interactuaron con el pseudoarilo del fruto de *B. simaruba* (Capítulo 2, Figura 2C), así como el número de pseudoarilos con los cuales tuvieron contacto (número de interacciones).

Caracterización de los sitios: Simultáneamente al registro de interacciones, se tomaron datos del ruido medido en decibelios (dB), el flujo de personas y automóviles y la densidad de árboles en cada sitio, así como la altura, diámetro a la altura del pecho, superficie de la copa y número de frutos de cada árbol focal. También se utilizaron índices de la diversidad de clases de cobertura del suelo y forma en la que se distribuyen dentro de un área de influencia de 100m de radio, asociada a cada árbol observado, los índices se obtuvieron a partir de la clasificación de imágenes de satélite tipo Sentinel-2.

Análisis de la estructura de las redes: Para el análisis de la estructura de las redes de interacción, se realizaron matrices de adyacencia en hojas de cálculo electrónicas, en donde las filas las ocuparon los árboles, en las columnas las especies de aves, y en cada celda se registró el número de interacciones. Posteriormente se analizaron las propiedades estructurales de las redes de interacción (número de enlaces, anidamiento, modularidad, especialización, identidad de especies núcleo periferia) en cada una de las tres condiciones previamente establecidas.

Análisis estadístico de los datos: Se realizaron curvas de acumulación de especies por condición (conservado, transición, urbano) y de manera general para tener una medida de la completitud de la comunidad de aves que se alimentan de los frutos de *B. simaruba* en la zona de estudio. Así mismo se realizaron análisis de varianza para contrastar las diferencias en la riqueza y diversidad de especies encontradas entre las tres condiciones. Con los datos ambientales se realizó un análisis de componentes principales (PCA) y un análisis de varianza permutacional, para identificar que las tres condiciones establecidas *a priori* fueron diferentes. Para contrastar las propiedades estructurales emergentes de las redes de interacción (anidamiento, modularidad, especialización) fueron realizados modelos nulos con 1000 permutaciones.

Todos los análisis estadísticos fueron hechos con el software de libre acceso *R* y la interfase *RStudio* en su versión 4.1.2. Las paqueterías utilizadas para los análisis fueron: *bipartite*, *vegan*, *car* y *ggplot2*.



Figura 2. Localización de la zona del estudio, Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo, pertenecientes a la zona metropolitana de Chiapas, México.

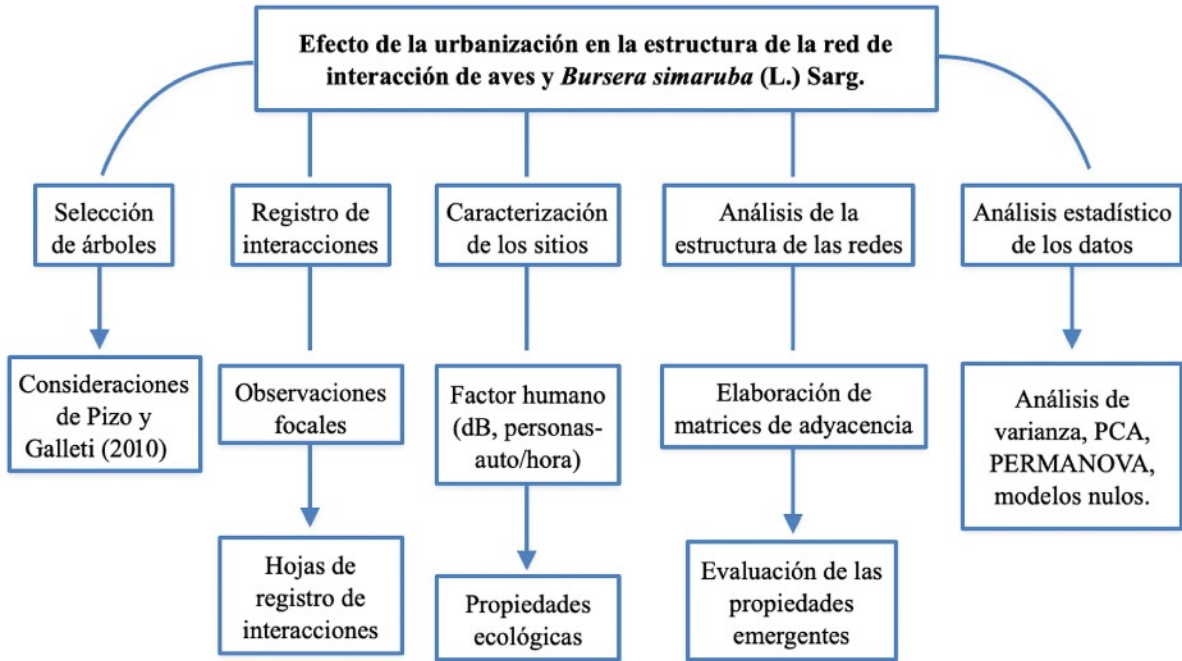


Figura 2. Diagrama del esquema general del diseño experimental

**Capítulo II.- *Bursera simaruba* as a refuge for birds in modified landscapes of
tropical dry forest**

***Bursera simaruba* como refugio alimentario para las aves en paisajes
modificados de bosque tropical seco**

**Sergio de Jesús Siliceo Abarca¹, Esteban Pineda Diez de Bonilla^{1*}, Ruth Partida Lara² e Iván de la
Cruz Chacón¹**

¹Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales

²Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

³Universidad Autónoma de Campeche.

*esteban.pineda@unicach.mx

Running head: BIRDS FEEDING ON B. SIMARUBA

Trabajo redactado bajo las directrices de la revista Ornitología Neotropical (ISSN 1075-4377)

Abstract

The urbanization process has been related with the loss of biodiversity and ecosystems functionality, modifying their structure or even its survival. In tropical dry forest are successful species that have managed to overcome the difficulties of anthropized environments like *Bursera simaruba*. This tree species is common in this type of vegetation and provide refuge and roosting, nesting and feeding sites for birds. The goals of this study were 1) identify the bird species that feed on *B. simaruba* fruits in three conditions of urbanization, 2) identify their residence/migratory status and food guild, and 3) evaluate the differences in the diversity of birds that feed on the fruits between conditions. During the period when mature fruits were present, focal observations of birds that fed on the fruits of *B. simaruba* were recorded in 27 trees at three conditions of human intervention (preserved, transition and urban) in two municipalities of the Conurbation area of Chiapas, Mexico. All the birds that fed on the fruits of *B. simaruba* were recorded, among the three conditions. A total of 34 bird species (22 residents, 12 winter migratory), which were classified according to their feeding guild. Differences on bird species richness and diversity (q_1) between these conditions were significant ($F_{24} = 4.15$, $p = 0.02$ and $F_{24} = 3.81$, $p = 0.03$ respectively), being the transition condition the richest and most diverse. This may be because, according to the intermediate disturbance hypothesis, those sites with a low modification, due to the heterogeneity of the landscape, the number of species is maximized. The high number of insectivorous birds could be by the influence and proximity of agricultural landscape. The results here reported indicate that *B. simaruba* trees, represent a key resource for the birds, with major relevance in modified landscapes (rural and urban areas) than fragments of low deciduous forest.

***Bursera simaruba* como refugio para las aves en paisajes modificados del bosque tropical seco**

Resumen. La urbanización es un proceso de cambio que se relaciona con la pérdida de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas, modificando su estructura o incluso comprometiendo su supervivencia. En el bosque tropical seco existen especies exitosas que han sorteado las dificultades de los ambientes antropizados, tal como lo es *Bursera simaruba*, Esta especie de árbol es típica de este tipo de vegetación y puede proveer sitios de refugio, percha, anidamientos y alimentación para las aves. Los objetivos de este estudio fueron: 1) identificar las especies de aves que se alimentan de frutos de *B. simaruba* en tres condiciones de urbanización, 2) identificar su categoría de residencia/migración y gremio alimentario al que pertenecen, y 3) evaluar las diferencias en la diversidad de aves que se alimentan de los frutos entre condiciones. Durante la época de frutos maduros, se realizaron observaciones focales en 27 árboles de tres condiciones de intervención humana (conservado, transición y urbano) en la Zona Conurbada de Chiapas, México, y se registraron todas las especies de aves que se alimentaron de los frutos de *B. simaruba*. En las tres condiciones se documentaron un total de 34 especies de aves (22 residentes, 12 migratorias de invierno), las cuales se clasificaron de acuerdo con su gremio alimenticio. Las diferencias entre la riqueza de especies ($F_{24}= 4.15$ $p= 0.02$) y la diversidad de aves (q_1) ($F_{24}= 3.81$, $p=0.03$) entre condiciones fueron significativas, siendo la condición de transición la más rica y diversa. Esto puede ser debido a que, como lo menciona la hipótesis del disturbio intermedio, los sitios con una baja modificación poseen una mayor heterogeneidad del paisaje, y por ende el número de especies se maximiza. El mayor número de especies insectívoras puede deberse a la influencia y proximidad de los paisajes agrícolas. Los resultados aquí reportados indican que los árboles de *B. simaruba* representan un recurso clave para las

aves, con mayor relevancia en paisajes modificados (zonas rurales y urbanas) que en fragmentos de SBC.

Key words: Intermediate disturbance hypothesis, Neotropical birds, Network interactions, Urban Ecology

INTRODUCTION

It has been documented how anthropogenic activities abruptly modify the landscape. Among these factors, urbanization is considered as the most threatening to ecosystems, affecting the diversity of plants, insects, and vertebrates (Newbold et al. 2015, Hautier et al. 2015, Zhao et al. 2016, Carrasco 2018). Some biodiversity properties that are being most affected by urbanization are the species richness, species total abundances and niche restricted species. This happens mainly in regions with high biodiversity in the tropics, specifically on developing countries (Newbold et al. 2015, Bohus et al. 2022), resulting in ecosystems with low species richness and high density of some well adapted species to urban environments (Schneiberg et al. 2020).

In this context, it is expected that ecological properties of species interaction networks, they would be affected by derived processes from urbanization in multiple ways, like the absence or weakening of interaction, even if retain greater density of species interaction (Start et al. 2020). One of the ecosystems most affected in the Neotropics and México, is the tropical dry forest (TDF), mostly because agricultural areas distribution and intensification, have transformed the original landscape into fields for livestock and monoculture lands (Meave et al. 2012; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] 2022).

In the tropical dry forest, has been recorded a significant number of phanerogamic species of plants (6000), of which almost 40% are endemic of this habitat. In this vegetation type, one of the most important genus of trees is *Bursera* (Rzedowsky 1998). In Mexico 73 of 94 of *Bursera* species, are endemic (Rzedowsky 1998, Challenger & Soberón 2008, Villaseñor 2016, CONABIO 2021), and *B. simaruba* is the most widely distributed species. This specie has both ecological (fruits are food for many vertebrate species, including breeding birds) and social

(resins are used in religious ceremonies) importance (Guerrero-Cárdenas et al. 2018, Rodríguez y Almazán 2019).

Due to the *B. simaruba* plasticity, it is possible to find it in many environmental conditions in the TDF of the Central Depression of Chiapas (CDC), such as fragments of natural vegetation, in rural areas like live fences or in urban areas as ornament (Vázquez-Yanes et al. 1999) These characteristics make to *B. simaruba* an ideal object of study for the analysis of interaction networks across an urbanization gradient, since regardless of the condition in which they are found, they offer resources for birds (Cano-Velázquez 2017).

In CDC has been recorded 305 species of birds, this region has been characterized for a higher proportion of migratory birds in the state of Chiapas, México (Rangel-Salazar et al. 2013). Also, in the CDC is located conurbation area, made up of the municipalities of Berriozábal, Suchiapa, Chiapa de Corzo and Tuxtla Gutiérrez. These two last cities are being the largest and most populated of the CDC (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI] 2021). There are few ecological studies that explore the effect of different urbanized condition in food resources availability for birds, changes of taxonomic lists, diversity measurements (Sánchez-Alvarado et al. 2019, Siliceo-Abarca 2021), but there are no investigations related to the species interaction networks that occur in trees around cities.

The objective of this work was 1) to identify the differences in the richness of bird species in the interaction network that they maintain with the fruits of *B. simaruba* in three urbanization conditions, as well as 2) to identify if there are differences in their state of residence/migration and food guilds between conditions.

METHODS

Study area

The study was carried out in Tuxtla Gutiérrez (16°44'00"N, 93°08'00"W) and Chiapa de Corzo (16°36'00"N, 92°58'00" W), the two cities with the largest population in this conurbation area (CA) of Chiapas, México (Figure 1). They have the particularity of being surrounded by protected natural areas as physical borders, like the Cañón del Sumidero, El Zapotal or the Mactumatzá Mountain. The native vegetation is the tropical dry forest, well represented by species of the genus *Ceiba*, *Leucaena*, *Annona* and *Bursera*, including *Bursera simaruba* (Rocha-Loredo *et al.* 2010), which are located mainly in the periphery and urban parks. Inside the cities, the plant mosaic has been fragmented and supplanted by exotic vegetation like *Delonix regia*, *Ficus benjamina* and *Ficus microcarpa*.

Site conditions

The field work was carried out under three different disturbance conditions: 1) conserved (fragments of TDF characterized by a high number of trees of different species and relatively little modification in the landscape), 2) transition (rural sites characterized by tree fences, nearby crop fields or vacant land with successional vegetation of TDF), 3) urban (sites characterized by being within cities, with high amount of human infrastructure a paved roads and buildings, and exotic and native vegetation).

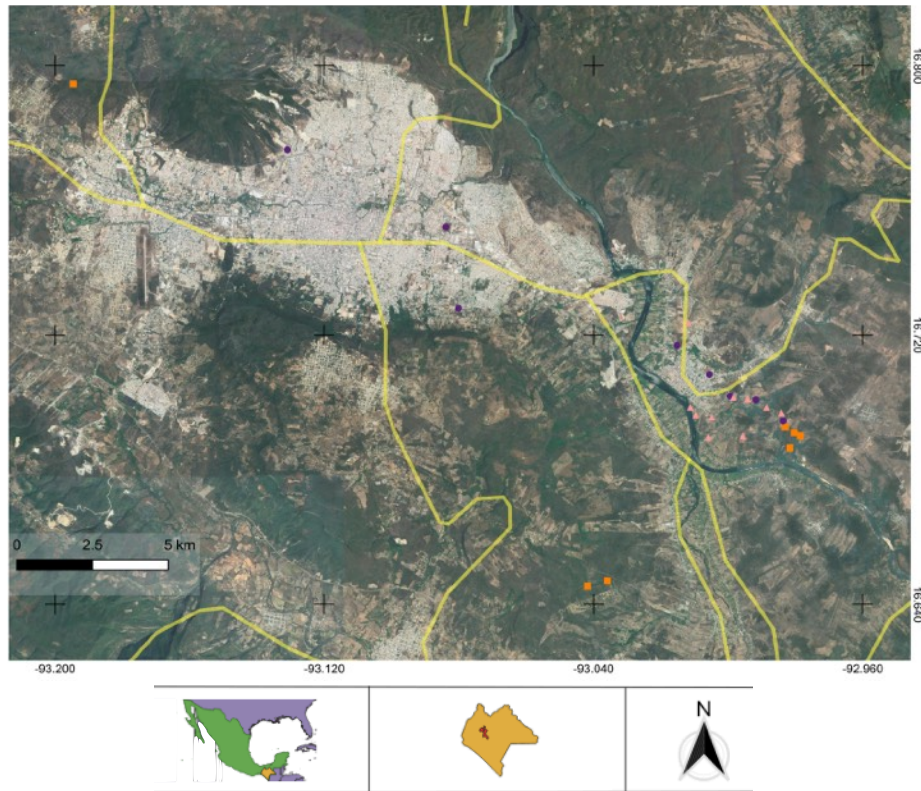


Figure 1. Localization of *Bursera simaruba* trees in Tuxtla Gutiérrez and Chiapa de Corzo, Chiapas, México. Orange squares represents trees in the conserved condition, purple circles in the urban condition and pink triangles in the transition condition.

Data collection

We recorded bird species identity and frequency of all bird-fruit interaction on 27 trees of *B. simaruba* distributed in three different conditions of perturbation: urban (N = 9) as high perturbation, transition (N = 11) as intermediate perturbation and conserved (N = 7) as the least perturbed. We recorded bird feeding activity from sunrise until four hours after, at each flowering tree of *B. simaruba* with ripe fruits pseudoaryl (Figure 2) in the fructification season (december 2022- april 2023); each tree was sampled two consecutive days (Mendonça & dos-Anjos, 2006, Partida-Lara *et al.*, 2018; Hernández-Rodríguez *et al.*, 2021).

We use Eagle optics 10x32 binoculars for the focal observations, a camera Canon 80D with a 150-600mm Sigma lens to record the species and interactions, and field guides to identify the bird species (Howell & Web, 1995; Sibley, 2014). The birds were classified by trophic guilds, type of consumer (legit dispersor, seed predator, or pulp consumer), residence status and risk category (González-Salazar *et al.*, 2014; Howell & Web, 1995). Field work was suspended on rainy/windy days.

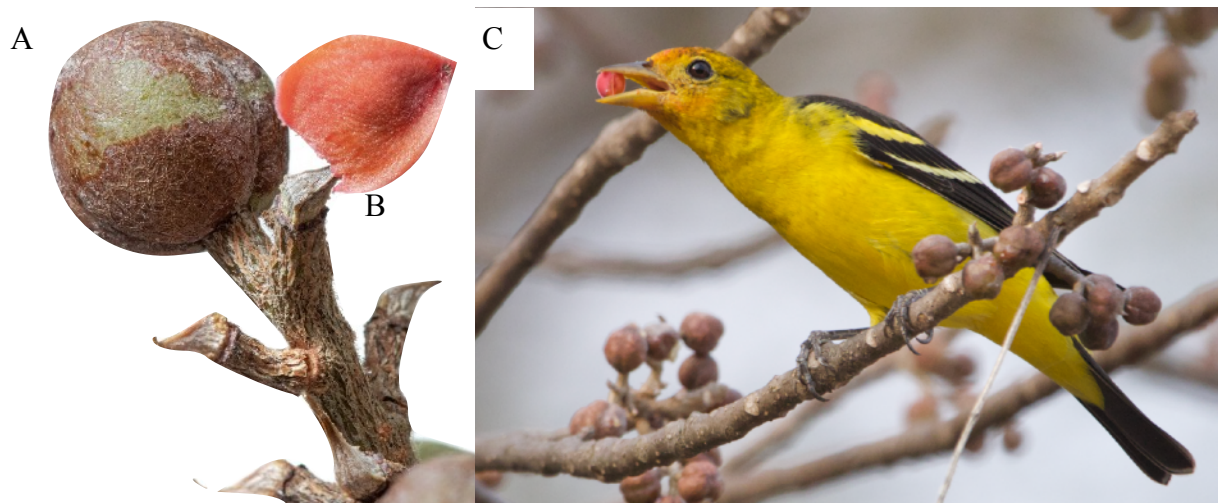


Figure 2. A) Fruit of *Bursera simaruba*, B) exposed pseudoaryl and C) *Piranga ludoviciana* feeding on the pseudoaryl. Photos: Sergio Siliceo-Abarca.

Data analysis

Data was captured in a matrix, where the rows were the trees, columns the bird species and each cell the number of arils consumed by bird species. The sampling effort was estimated with completeness analysis curves, and richness species was determinate using rarefaction method based on coverage for q^0 and q^1 diversity orders, both analyses were performed on iNEXT website (Chao *et al.* 2014; Hsieh *et al.* 2016). To test the differences of effective bird species

richness (q0 and q1 of Hill's series), we used a one-way analysis of variance (ANOVA), where the categorical variable was perturbation status, and the numerical variable were the total number of species and the total number of residents and migratory birds. Also we used the post hoc Tukey Test to determine which conditions were statistically different. All statistical analyzes were performed in the free access software *R* through the *RStudio* interphase version 4.1.2 (R Core Team 2021).

RESULTS

Interacting birds in the frugivory web with *B. simaruba*

We found that a total of 34 species of birds interacted with *B. simaruba* fruits were recorded (Table 1), with 216 hours of field observations. Bird species belonged to 12 families and 24 genus. This represents more than 97% of the expected species (35) according to the estimated cumulative curve (Figure 3). Most of them where legit dispersers (28), the rest were classified as seed predators (two species of psittacines) and pulp consumers (four species of the genus *Icterus*). *Cyclarhis gujanensis* was the only species observed feeding in two different ways, like legit disperser and pulp consumer (Table 1).

Eleven species were winter migrants and 22 residents. The most abundant families were Tyrannidae (nine species), Vireonidae, Cardinalidae (five species) and Icteridae (four species). Two species were under some category of risk according to the Mexican official standards for threatened species, NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] 2010) (*Psittacara holochlorus*, Threatened; *Eupsittula canicularis*, under Special Protection), one is on the IUCN red list (International Union for Conservation of Nature

[IUCN] 2022) (*Vireo bellii*, Near Threatened) and one is considered quasi-endemic to Mexico (*Momotus mexicanus*) (Berlanga et al. 2015, Table 1).

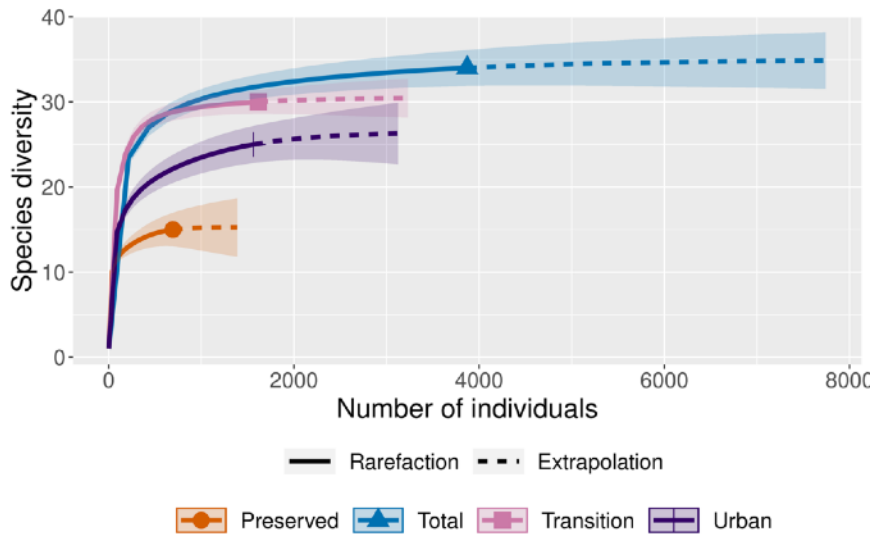


Figure 3. Rarefaction species curve by number of individuals feeding on pseudoarils of *Bursera simaruba*. Light shadows at each line indicate 95% confidence intervals.

True diversity (q0 and q1)

Total species richness was higher in the transition condition with 30 bird species, followed by urban (24) and conserved (15). The numbers of exclusive species in each condition were seven, five and one respectively. *Momotus mexicanus* was the only quasi endemic species, and was found at conserved and transition condition. Conserved condition has not species in any threatened category, whereas transition has two (*P. holochlorus* and *E. canicularis*) and urban has one (*V. bellii*). Exclusive species were: *Pheucticus chrysopleplus* for conserved condition; *Leiothlypis peregrina*, *Passerina cyanea*, *Icterus spurius*, *Turdus grayi*, *V. bellii*, *Saltator*

coerulescens and *E. canicularis* for transition; *Thraupis episcopus*, *P. holochlorus* and *Icterus wagleri* for urban (Table 2).

Transition condition has the highest values of q^0 and q^1 , followed by urban and conserved sites (Figure 4a, Table 2). The differences of total number of species richness between conditions were significant ($F_{24}= 4.084$, $P= 0.02$); a post hoc Tukey Test showed differences between transition and conserved conditions ($P=0.02$). The differences founded in resident richness and winter migratory species was marginal and does not show significant differences (resident birds $F_{24}= 3.09$, $P=0.06$, and winter migratory birds $F_{24}= 2.97$, $P= 0.08$. Differences in q^1 between the three conditions was not significant (Figure 4B, $F_{24}= 2.879$, $P=0.0757$).

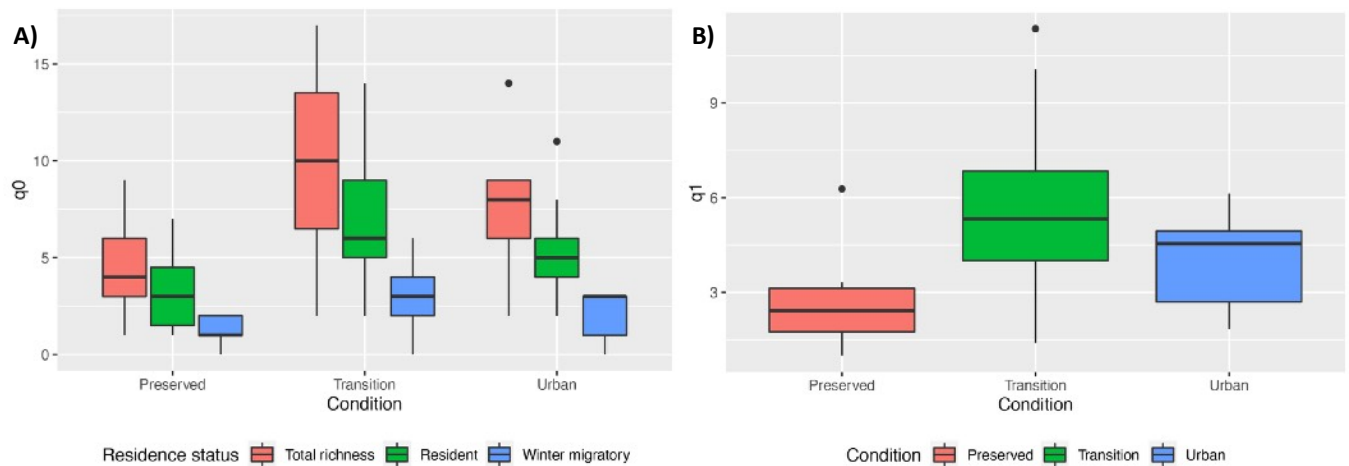


Figure 4. Boxplot of **A)** bird richness by condition and residence status and **B)** differences of effective number q^1 between conditions.

Table 1. Taxonomic list of birds feed on fruits of *Bursera simaruba*. RS: Residence status, WM: Winter migratory, R: Resident; NOM: Norma Oficial Mexicana, IUCN: Red list of IUCN; END: Endemic degree, CE: Quasi-endemic; GRA: Granivore, INS: Insectivore, OMN: Omnivore, FRU: Frugivore; U: Urban, T: Transition, C: Conserved; SP: Seed predator, LD: Legit disperser, PC: Pulp consumer.

	Risk category					Type of consumer			
	RS	NOM-059	IUCN	END	Guild	Condition	SP	LD	PC
<i>Momotus mexicanus</i>	R			CE	INS	T, C		X	
<i>Melanerpes aurifrons</i>	R				INS	U, T		X	
<i>Eupsittula canicularis</i>	R	Pr			FRU	T	X		
<i>Psittacara holochlorus</i>	R	A			FRU	U	X		
<i>Tityra semifasciata</i>	R				INS	U, T, C		X	
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	R				INS	U, T		X	
<i>Camptostoma imberbe</i>	R				INS	U, T		X	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	R				INS	U, T, C		X	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	R				INS	U, T, C		X	
<i>Megarhynchus pitangua</i>	R				INS	U, T, C		X	
<i>Myiozetetes similis</i>	R				INS	U, T, C		X	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	R				INS	U, T		X	
<i>Tyrannus couchii</i>	R				INS	U, T		X	
<i>Tyrannus verticalis</i>	WM				INS	U, T, C		X	
<i>Empidonax sp</i>					INS	U, T		X	
<i>Cyclarhys gujanensis</i>	R				INS	U, T, C		X	X
<i>Vireo griseus</i>	WM				INS	T, C		X	
<i>Vireo bellii</i>	WM		NT		INS	T		X	
<i>Vireo gilvus</i>	WM				INS	U, T, C		X	

<i>Vireo solitarius</i>	WM	INS	U, T, C	X	
<i>Calocitta formosa</i>	R	OMN	U, T, C	X	
<i>Turdus grayi</i>	R	INS	T	X	
<i>Icterus wagleri</i>	R	INS	U		X
<i>Icterus spurius</i>	WM	INS	T		X
<i>Icterus pustulatus</i>	R	INS	U, T, C		X
<i>Icterus gularis</i>	R	INS	U, T		X
<i>Leiothlypis peregrina</i>	WM	INS	T	X	
<i>Piranga rubra</i>	WM	INS	U, T	X	
<i>Piranga ludoviciana</i>	WM	INS	U, T, C	X	
<i>Pheucticus chrysopheplus</i>	R	GRA	C	X	
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	WM	INS	U, T	X	
<i>Passerina cyanea</i>	WM	GRA	T	X	
<i>Thraupis episcopus</i>	R	FRU	U	X	
<i>Saltator coerulescens</i>	R	FRU	T	X	

Table 2. Total richness, number of interactions, threatened category, endemism and exclusive bird species feeding on *Bursera simaruba* fruits per condition.

	Conserved	Transition	Urban
Total birds species	15	30	24
Total interaction	693	1616	1562
Families	6	12	9
Migratory species	5	11	7
Risk category	0	2	1
Endemic species	1 CE	1 CE	0
Exclusive species	1	7	3

Diversity of feeding guilds of birds that consumed *B. simaruba* fruits

Almost 70% of the species recorded, belongs to the insectivore guild (24), followed frugivorous (4), granivores (2) and omnivores (1) (González-Salazar *et al.* 2014). Frugivores birds were not recorded in conserved condition, and granivores were not recorded in urban condition. Omnivores were recorded only one time in each condition. Insectivores were recorded in all conditions, mostly in transitions, followed closely by urban (Figure 5). No differences in trophic guilds were observed between conditions ($F_{24}= 1.162$, $P=0.317$).

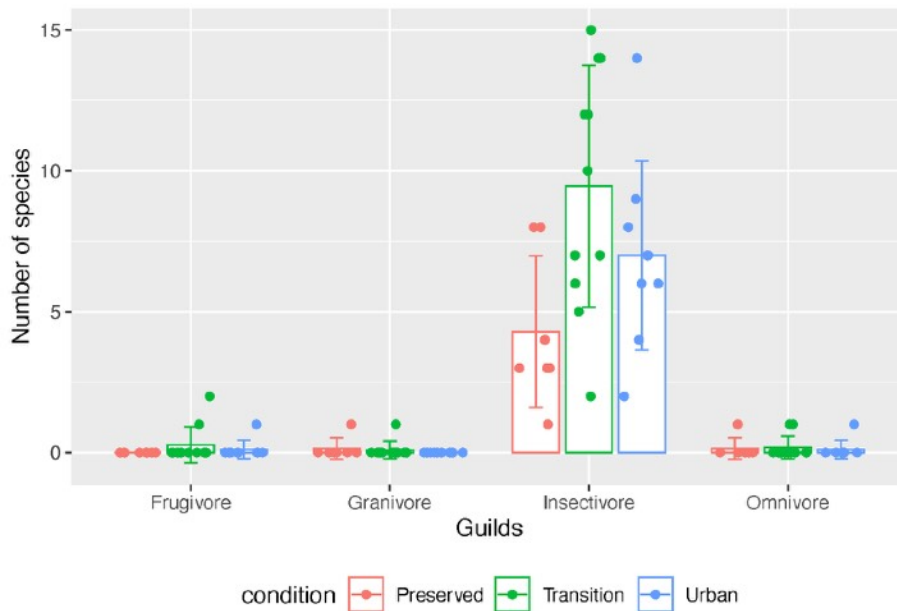


Figure 5. Distribution of food guilds of birds feeding on *Bursera simaruba* fruits per condition.

Dots at each condition represent recorded dates, and standard error bars.

DISCUSSION

Bird diversity feeding on *Bursera simaruba* fruits on a modified landscape of TDF

The number of bird species recorded by feeding guilds on *B. simaruba* fruits, was higher until almost double than reported in other works using the same plant species. For example, Delgado-Carrillo (2012) found an interaction network made up for 19 bird species in the coast of Michoacan, Mexico, only six of these species were similar to here reported in the CA. These differences could be due to latitudinal differences and different sampling effort (216 h vs 34.3 h). The remaining 13 species reported by Delgado-Carrillo, includes two vireos that does not reported in Chiapas, and another uncommon Passeriformes as *Icteria virens* or *Cyanocompsa parellina*.

Ortiz-Pulido et al. (2000) reported 21 bird species confirmed feeding on *B. simaruba* fruits in a dynamic mosaic of vegetation, which included tropical deciduous forest, bushes on dunes, anthropogenic grasslands, and low deciduous forest. Twelve species coincided with those reported in our study, and six of the nine that do not coincide, are distributed in a type of vegetation different from the dry tropical forest, mainly the tropical deciduous forest. The other three species, although distributed in the region, were not even recorded in the observation sites during the sampling period.

Cancino-Oviedo et al. (2020) reported a species richness of 37 bird species consuming *B. simaruba* fruits in three states of Mexico (Campeche, Yucatan and Quintana Roo). Although the number of species is greater than here reported, these slight differences may be due to the size of the study site, since our records were limited exclusively to the conurbation area of Chiapas and its surroundings. Also, Cancino-Oviedo et al. shows that *B. simaruba* is the plant species

with most interactions, in comparison with another plant species like *Cecropia pelta* and *Phytocellobium dulce*. Finally, the principal kind of vegetation in these three states is the tropical deciduous forest (Durán-García & García-Contreras), which is most diverse than the tropical dry forest (Rangel-Salazar et al. 2014).

Rodríguez and Almazán (2019) studied nine species of *Bursera*, none of them were *B. simaruba*. They reported 28 bird species feeding on *Bursera* fruits, twelve of this species also were reported in this study, and three of reported by Rodríguez and Almazán (*Zenaida asiatica*, *Columbina inca*, and *Mimus gilvus*) were observed perched on *B. simaruba* but they do not interacted with the pseudoaryl or even the fruit. As reported in our study, the most of birds are legit dispersers, but not the proportion of pulp consumers and seed predators, where in contrast to what was reported by Rodríguez and Almazán, there is most pulp consumers in relation with the seed predators. Although they are different plant species, the fruits of *Bursera* are very similar to each other: it is normally a drupe, with a strikingly colored pseudoaryl that can be yellow, orange or reddish (Figura 2a, Rzedowski & Kruse 1979).

Patterns of q^0 and q^1 of true bird diversity that fed on *B. simaruba* fruits across the conditions showed that the transition condition is the most diverse, followed by the urban and conserved condition. These results could provide evidence to the intermediate disturbance hypothesis, which suggest that species diversity would be higher at moderate disturbances levels, in comparison to conserved condition (Connell 1978; Hobbs & Huenneke 1992). An analysis of the richness, evenness, and diversity, of native and exotic birds recorded on eBird dataset across the United States of America, shows how the areas where a major heterogeneity

(urban green areas) of the landscape, has the higher values in contrast with the sites less heterogeneous (natural green areas) (Callaghan et al. 2019).

The results show differences between the transition and conserved condition, but not between transition and urban condition. This is probably because, even in highly modified landscapes like the cities, the focal tree was always surrounded by another trees, but not enough to cover the treetop, as it did in the conserved sites, making the fruits as noticeable as in the most open environments. Ramos-Robles et al. (2016) mention that there is also a positive correlation between the abundance of the number of fruits provided by the plants and the number of interactions. Also, the sparing model in landscapes (Campos-Silva 2022) can be applied in the sites with the most species richness and diversity (as the transition sites in this study). This model proposes that this condition can shelter a higher taxonomic and functional diversity (including the birds-fruits interactions,) viewing rural sites as "green areas" with moderate or, at least, minor degree of disturbance than cities.

Our results of species richness show clearly differences among the sites with less human intervention and those that have been modified. This differences are also noticeable in comparison to other works, even those carried in more biodiverse environments, such as the tropical deciduous forests (Ortiz-Pulido 2000; Cancino-Oviedo et al. 2020). This is possibly due to the homogeneity of the landscape, unlike the heterogeneous landscape that can result after anthropization, resulting in and promoting high competition for ecological niches and resources (Connell 1978).

Composition of the feeding guilds of birds that feed on *Bursera simaruba*

Most of the birds here recorded feeding on the fruits of *B. simaruba* are insectivorous. Even birds are classified as one type of feeding guild, this does not mean that they cannot have other food behavior, which will depend not only on their anatomy and morphology, but also on the variation in food availability (Colorado 2004). The mainly families are Tyrannidae, Vireonidae, Cardinalidae and Icteridae, and agrees with the proportion of the number of species reported by Charre et al. (2013) in urban green areas of Mexico City, except for Cardinalidae, which is replaced by Parulidae.

Although it has been shown that there is a negative trend in the abundance of insectivorous birds in anthropized environments, especially with impervious surface (Evans et al. 2018). A study carried in the tropical city of Bhubaneswar, India by Panda et al. (2021), shows similar results to what we reported; the food guild with the highest number of species was the insectivorous, followed by frugivorous, granivorous and finally the omnivorous, they mentioned this may be associate with agricultural landscape that surrounds the city, just like in CA (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2022). Pineda-Diez de Bonilla et al. (2012) reported insectivore birds as the most diverse guild, followed by frugivores, granivores and omnivores, in a fragment landscape of tropical dry forest in San Fernando, Chiapas, Mexico. They mention that this pattern may be due because the sylvopastoral systems provide a high-quality habitat to birds near to city, providing resources as food and refuges, like mentioned by Panda et al. (2021) and the showed in our results.

This study represents one of the first studies of the current state of ecosystems in cities in tropical dry forest environments in the state of Chiapas. *B. simaruba* proved to be an important resource in modified environments for birds of various feeding guilds, particularly for

insectivorous birds. Perhaps the plasticity and dispersal of *B. simaruba* lies in the diversity of birds that feed on it, because although the majority are considered insectivores and there are also species that are not legitimate dispersers, there are a wide diversity of species which allow the viability and seed dispersion.

However, it is necessary to study another properties of interactions networks to understand the dynamics of wild communities in anthropized environments and on a larger scale. It would be advisable to increase the number of trees sampled to be able to cover a larger area, in addition to prolonging the observation time through the years to identify more solid estimates.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank to Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías [CONAHCYT] for the M. Sc. fellowships granted to SJSA (Grant Number: 815108), and to Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas and the Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales. We would like to express our grateful to Federico Cuesy and his family and Cecilia Tondopó for allowing us access to their properties. To Yessenia Pérez, Fridali García, Mauricio Martínez, Daniel Utrilla, Manuel Gutiérrez and Marisol Castro for their support in the field work.

REFERENCES

- Berlanga, H., H. Gómez de Silva, V. M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras, L. A. Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderón-Parra (2015) *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], México D.F.
- Bohus, A, B Gál, B Barta, I Szivák, K Karádi-Kovács, P Boda, J Padisák & D Schmera (2023) Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia* 850(4): 881-899.
- Callaghan, CT, G Bino, RE Major, JM Martin, MB Lyons & RT Kingsford (2019) Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: insights using continental-scale citizen science data. *Landscape Ecology* 34: 1231-1246.
- Campos-Silva, LA (2022) Influência de modelos de expansão urbana na avifauna e nos processos ecológicos de consumo de frutos e controle top-down de artrópodes por aves. Tese de doutorado. Univ. Federal de São Carlos. São Carlos, São Paulo, Brasil.
- Cancino-Oviedo, L, MT Pulido-Salas & CS Gómez-Varela (2020) La semilla y su dispersión en la Península de Yucatán para la conservación de flora y fauna. *Desde el Herbario CICY* 12: 10–15 .
- Carrasco, L, L Norton, P Henrys, GM Siriwardena, CJ Rhodes, C Rowland & D Morton (2018). Habitat diversity and structure regulate British bird richness: Implications of non-linear relationships for conservation. *Biological Conservation* 226:256-263.

- Challenger, A & J Soberón (2008) Los ecosistemas terrestres. Pp. 87-108. CONABIO. *Capital natural de México, vol. I : Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Chao, A, NJ Gotelli, TC Hsieh, EL Sander, KH Ma, RK Colwell & AM Ellison (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1), 45-67
- Charre, GM, JA Zavala-Hurtado, G Néve, A Ponce-Mendoza & P Corcuera (2013) Relationship between habitat traits and bird diversity and composition in selected urban green areas of Mexico City. *Ornitología neotropical* 24:275-293.
- Colorado, GJ (2004) Relación de la morfometría de aves con gremios alimenticios. *Boletín SAO* 14: 25-32
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] (2021) *Copales*. Available at <https://www.biodiversidad.gob.mx/diversidad/ceremonial-y-ritual/copales> [Accessed 15 Aug 2023]
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] (2022) *Ecosistemas de México: Selvas secas*. Available at <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/selvaSeca> [Accessed 17 Aug 2023]
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] (2022) Mapa de Cobertura del Suelo del Estado de Chiapas al año base 2016. Available at https://idefor.cnf.gob.mx/layers/geonode%3Amc2016_chis_dis_4326 [Accessed 25 Aug 2023]
- Connell, JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302-1310.

- Delgado-Carrillo, O (2012) Uso de recursos alimenticios por parte de aves en tres especies de árboles (*Astronium graveolens*, *Spondias purpurea* y *Bursera simaruba*) en bosques tropicales secos fragmentados y no fragmentados de la costa de Michoacán. Tesis de maestría. Univ. Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Durán-García, R & G García-Contreras (2011) Distribución espacial de la vegetación. In Durán-García R, ME Méndez-Gozález (eds). *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán* . CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA, Mérida, Mexico.
- Evans, B, R Reitsma, AH Hurlbert & PP Marra (2018) Environmental filtering of avian communities along a rural-to- urban gradient in Greater Washington, D.C., USA. *Ecosphere* 9(11): e02402 .
- González-Salazar, C, E Martínez-Meyer & G López-Santiago (2014) A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 931-941.
- Guerrero-Cárdenas, I, S Álvarez-Cárdenas, S Gallina, P Corcuera, R Ramírez-Orduña & I Tovar-Zamora (2018). Variación estacional del contenido nutricional de la dieta del borrego cimarrón del desierto (*Ovis canadensis weemsi*), en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* 34:1-18.
- Hautier, Y, D Tilman, F Isbell, E Seabloom, E Borer, & P Reich (2015) Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* 348(6232): 336-340.

- Hernández-Rodríguez, ZG, M Castro-Moreno, AR González-Esquinca & I de-la-Cruz-Chacón (2021) Fenología de *Bursera simaruba* y *Bursera tomentosa* en un bosque tropical seco de Chiapas, México. *Madera y bosques* 27(3):1-15.
- Howell, SNG & S Webb (1995) *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- Hobbs, R & LF Huanneke. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.
- Hsieh, TC, KH Ma & A Chao (2022) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7:1451–1456
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI] (2021) Panorama Sociodemográfico de Chiapas. Censo de Población y Vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. pp. 247.
- International Union for Conservation of Nature [IUCN] (2022) *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2*. Available at <https://www.iucnredlist.org> [Accessed 30 Jun 2023]
- Meave, JA, MA Romero-Romero, SH Salas-Morales, EA Pérez-García, JA Gallardo-Cruz (2012) Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21 (1-2): 85-100.
- Mendonça L. & L dos-Anjos (2006) Feeding behavior of hummingbirds and perching birds on *Erythrina speciosa* Andrews (Fabaceae) flowers in an urban area, Londrina, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(1): 42-49.
- Newbold, T, L Hudson, S Hill, S Contu, I Lysenko, R Senior, L Börger, D Bennet, A Choimes, B Collen, J Day, A De Palma, S Díaz, S Echeverría-Londoño, M Edgar, A Feldman, M Garon,

M Harrison, T Alhusseini, D Ingram, Y Itescu, J Kattge, V Kemp, L Kirkpatrick, M Kleyer, DLP Correia, C Martin, S Meiri, M Novosolov, Y Pan, H Philips, D Purves, A Robinson, J Simpson, S Tuck, E Weiher, H White, R Ewers, G Mace, J Scharlemann & A Purvis (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520 (7545): 45-50.

Ortiz-Pulido, R, J Laborde & S Guevara (2000) Frugivoría por Aves en un Paisaje Fragmentado: Consecuencias en la dispersión de Semillas. *Biotropica* 32(3): 473-488.

Panda, BP, BAK Prusty, B Panda, A Pradhan & SP Parida (2021) Habitat heterogeneity influences avian feeding guild composition in urban landscapes: evidence from Bhubaneswar, India. *Ecological Process* 10: 1-10.

Partida-Lara, R, P Enríquez, JR Vázquez-Pérez, EPD de Bonilla, M Martínez-Ico, & JL Rangel-Salazar (2018) Pollination syndromes and interaction networks in hummingbird assemblages in El Triunfo Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*. 34(5): 293-307.

Pineda-Diez de Bonilla, E, J León-Cortés & JL Rangel-Salazar (2012) Diversity of bird feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in a human-modified landscape in southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 28(4): 369-376.

R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramos-Robles, M, E Andresen & C Díaz-Castelazo (2016) Temporal changes in the structure of plant-frugivore network are influenced by bird migration and fruit availability. *PeerJ* 4: e2048.

Rangel-Salazar, JL, P Enríquez-Rocha, MAA González-Ortega, C Macías-Caballero, E Castillejos-Castellanos, P González-Domínguez, JA Martínez-Ortega & RM Vidal-Rodríguez (2013)

Diversidad de aves: un análisis espacial. Pp. 329-337. In Cruz-Angón, A, D Malgarejo, F Camacho-Rico, KC Nájera Cordero (eds.). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] & Gobierno del Estado de Chiapas, Chiapas, México.

Rocha-Loredo, A, N Ramírez-Marcial & M González-Espinosa (2010) Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87: 89-103.

Rodríguez, R & RC Almazán (2019) Aves frugívoras en *Bursera* en el Alto Balsas de Guerrero. *Foro de estudios sobre Guerrero* 6(1): 601-610.

Rzedowski, J (1998) Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.

Rzedowski, J & H Kruse (1979) Algunas tendencias evolutivas en *Bursera* (Burseraceae) *Taxon* 28(1): 103-116.

Sánchez-Alvarado, RA, E Velázquez-Velázquez, & EPD de (2019) Composición y diversidad de aves asociadas a parques urbanos de la ciudad Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Pp. 30 in Meléndez-Ramírez, V, JB Chablé-Santos, C Sélem-Salas, MJ López Gómez (eds.) Libro de resúmenes XVII Congreso para el estudio y conservación de las aves en México. CIPAMEX-UADY, Mérida, Yucatán, México.

Schneiberg, I, D Boscolo, M Devoto, V Marcilio-Silva, C Dalmaso, JW Ribeiro, MC Ribeiro, A Guaraldo, B Niebuhr & I Varassin (2020) Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore network. *Urban Ecosystems* 23:457-470.

- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México.
- Siliceo-Abarca, SJ (2021) Avifauna asociada a la zona urbana de Chiapa de Corzo, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Univ. de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- Start, D, MA Barbour & C Bonner (2019) Urbanization reshapes a food web. *Journal of Animal Ecology* 89: 808-816.
- Vázquez-Yanes, C, A Batis-Muñoz, M Alcocer-Silva, M Gual-Díaz & C Sánchez-Dirzo (1999) Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Instituto de Ecología de la UNAM. México.
- Villaseñor, J. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87(3):559-902.
- Zhao, S, S Liu & D Zhou (2016) Prevalent vegetation growth enhancement in urban environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:6313-6318.

**Capítulo III.- How urbanization influence the structure and complexity of birds
and *Bursera simaruba* fruits interaction network in a modified landscape of
tropical dry forest?**

SERGIO DE JESÚS SILICEO ABARCA, ESTEBAN PINEDA DIEZ DE BONILLA*, RUTH
PARTIDA LARA, IVÁN DE LA CRUZ CHACÓN

*Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas 29039,
Mexico*

*esteban.pineda@unicach.mx

¿Cómo influye la urbanización en la estructura y complejidad de la red de interacción de aves y
frutos de *Bursera simaruba* en un paisaje modificado del bosque tropical seco?

Running head: Bird-*B. simaruba* network across CA

Trabajo redactado bajo las directrices de la revista *Tropical Ecology* (Electronic ISSN 2661-8982,

Print ISSN 0564-3295)

Abstract

The effect of anthropogenic actions on biodiversity has been documented as habitat structure modifiers, affecting their functioning and species survival. In the tropical dry forest there are plant species, such as *Bursera simaruba*, that have had successful adapted to sites with anthropogenic interventions. For example, wild birds, even in highly disturbed conditions. The objective of this study is to describe the difference on interaction network of birds with fruiting trees of *B. simaruba* between three different conditions of disturbance caused by urbanization, in the low deciduous forest of the Central Depression of Chiapas. The three conditions studied were trees on fragments of tropical dry forest, trees on rural areas and trees on urban areas. A total of 34 species of birds were recorded feeding on the fruits, of which 22 are residents (64.7%) and 12 are winter migrants (35.3%). The structure of the networks is made up of a different quantity and composition of core species in each condition. The indices of modularity, specialization and nestedness were different between the disturbance conditions, and generally low values were obtained. This indicates that the interaction network is generalist. The main factors that promote or limit the diversity of interactions (q^1 , q^2) seems to be clear canopies ($F=10.47$ $P<0.005$, $F=8.9$ $P<0.05$) and the number of fruits per tree ($F=8.5$ $P<0.05$, $F=10.68$ $P<0.005$).

Keywords: Frugivory, Frugivory network, Urbanization, Neotropical birds

Introduction

Mutualistic interactions are important to ecosystem functioning and biodiversity, especially the richness and composition of frugivorous birds in forests of neotropical regions, where there are a great number of species of birds that consume fruits (Kissling et al. 2009). Due to its geographical position, tropical dry forest in Chiapas, Mexico, is a highly biodiverse area for bird diversity (Rangel-Salazar et al. 2013), however the impact of urban disturbance has not been evaluated to gateway the change of fruit eating bird richness and composition with the structure of mutualistic frugivorous network to the neotropical region, which has a high impact due to habitat loss and fragmentation (Herrerías et al. 2010; Almazán-Núñez et al. 2018).

Frugivorous bird diversity and their ecological processes, like species interaction networks, are affected and modified by urbanization. Species interaction networks depend of species richness and composition, in example, complexity or robustness of the network properties depend of species richness or specialization, nestedness and modularity depend of species composition. These ecological processes are altered by the transformation of land cover from natural green areas to anthropogenic structures and impervious surfaces (Isaakson 2018; Schneiberg et al. 2020). The land use change in cities, has led to heterogeneity in the landscape, allowing urban green areas to be refuges for wildlife, including birds (Aronson et al. 2017; Maruyama et al. 2020).

The Conurbation Area of Chiapas (CA) are surrounded by native vegetation, mainly from the Protected Natural Areas and National Parks, like El Zapotal, El Cañón del Sumidero and Cerro Mactumatzá. Inside the cities, exists urban parks like Caña Hueca-Joyyo Mayu and open sport areas with both native (tropical dry forest) and exotic plants. These remnants of native

vegetation and artificial habitats, have an important role for animal conservation (Rocha-Loredo et al. 2010; Aronson et al. 2017; Maruyama et al. 2020). These surfaces help to retain more native bird species, in comparison to the cities that do not have it (Chace & Walsh 2006).

One of the representative tree Genus of the tropical dry forest (TDF) is *Bursera*, whose species are known as cuajitoes, copales and mulatos (Rzedosky 2006). This genus has around one hundred species exclusives of Americas, and approximately 80% species has been reported to Mexico (Rzedowski et al. 2005). A dominant species of this genus is *B. simaruba*, which in the CA of Chiapas, can be found both suburban areas as living fences, or to a lesser extent within cities.

Due to its great capacity to adapt both in conserved conditions as well as in anthropized environments (Vázquez-Yanes 2009), *B. simaruba* can help provide information about the behavior of interaction networks and their modification in an urbanization gradient. The main consumers of its fruits are birds, a useful biological model group to study the ecological response to disturbance, because of its diversity and relatively easy identification (Ortiz-Pulido et al. 2000; Delgado-Carrillo 2012; Cancino-Oviedo et al. 2020).

In These way the goals of this study were 1) Classify the degree of urbanization of each observation site, 2) Identify the interacting bird species in the bird network with fruiting trees of *B. simaruba* in three different conditions of urbanization within the study area, 3) Determine the variation in the structure of plant-bird interaction networks and their emergent properties such as the number of interactions, identity of core species, modularity (M), nestedness (WNODF) and specialization (H_2').

Material and methods

Study area

The study was carried out in the two most populated cities of the Conurbation Area of Chiapas (CA), Mexico: Tuxtla Gutiérrez (16.73 N, 93.13 W) and Chiapa de Corzo (16.6 N, 92.96 W) (figure 1), between January and April of 2023. CA is located at the Central Depression of the state. The characteristic vegetation in this region is the tropical deciduous forest, also known as low deciduous forest (Rzedowski 2006; Miranda 2015). This kind of vegetation has typically arboreal components like *Ceiba aesculifolia*, *Haematoxylum brasiletto*, *Bonellia macrocarpa* and *Bursera simaruba* (Espinosa-Jiménez et al. 2014). Inside the urban areas, the vegetation is mainly composed of nonnative vegetation, where species like *Ficus benjamina* and *Terminalia catappa* are widely used. However native species such as *Tabebuia rosae* and *Cordia dodecandra* are also present (Román-Guillén et al. 2019). The ongoing growth of the urban area causes land cover transformations, mainly to agricultural fields, grasslands, with remnants of the original tropical deciduous, (Silva et al. 2015).

Data collection

Tree selection and focal observations

To select the trees, we follow the recommendations proposed by Pizo and Galleti (2010). We selected 27 trees of *B. simaruba* across the study area, distributed in three disturbance conditions established *a priori*, which were: conserved (7, characterized by being forest habitats), transition (11, as rural areas) and urban (9, as cities). Each tree was georeferenced with a Garmin eTrex 10 GPS.

Focal observations were made for four continuous hours starting at dawn. Focal observations were repeated for two days in a row for each tree during the months with the highest fruit productions (January-April 2023), (eight hours for tree, total sample effort of 216 h). Data of the frugivory events (Figure 2) were organized into the cells in a species-species interaction matrix (with birds as columns and plants as rows), containing information about the intensity of each paired interaction (García 2016). For the identification of the species and the recording of frugivory events, were used binoculars (Vortex Raptor 10x42), digital cameras (Canon 80D and Sigma Lens 150-600mm) and field guides (Howell and Web 1995; Kaufman 2005).

Human variables

To establish the anthropogenic intensity at the observation sites, the flow of vehicles and people passing near or under the focal tree was measured during the interactions recording period (number of cars and people). Simultaneously, soundscape was recorded, defined as the level of noise measured in decibel (dB), for that, we placed a sound meter at 1.5 m above ground and record the ambient sound by 15 minutes each hour during the focal observations period (Jasmani et al. 2016).

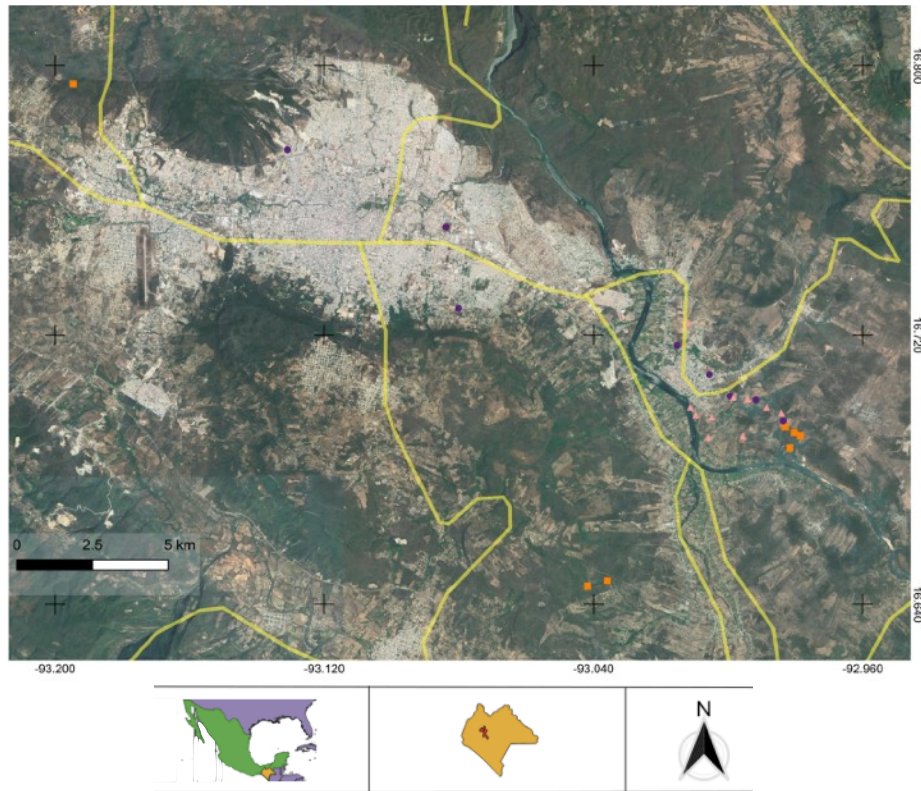


Figure 1. Localization of the trees of *Bursera simaruba* in the conurbation area of Chiapas, México. Orange squares represents trees in the conserved condition, purple circles in the urban condition and pink triangles in the transition condition.



Figure 2. Examples of two kind of species frugivory consumption events. A) White-eyed Vireo *Vireo griseus* feeding on *Bursera simaruba* fruits by removing the seed from the tree, and B) Streak-backed Oriole *Icterus pustulatus* by consuming the pulp.

Vegetation variables

We estimated the total number of fruits (TF) per tree. We divide the tree top in four quadrants and choose one of them. After that, all the fruits on a tertiary branch (FT) were counted and multiplied by the total number of tertiary branches (TT) that were in each tree (Chapman et al. 1992).

To estimate the high of trees (HT), a clinometer was used to measure the degrees of inclination at the height of our eyes to the top of the tree (ETT), then the tangent of the angle formed was calculated, and multiplied by the distance to the tree (DT). Finally, was added the height of the observer from the ground to the eyes (GE). The tree crown area (TCA) and tree crown diameter (TCD) were calculated from the average crown spread, as the sum of the longest side (LS) and the shortest side (SS). The diameter at breast high (DBH) from the measurement of the circumference (C) (Mostacedo and Fredericksen 2000; Blozan 2006) (Table 1). The density (number of trees) and the surrounding species richness of trees, was sampled in a plot of 10 meter radius, at each our focal tree as the center of the circumference.

The percent cover vegetation can determine the richness, abundance and diversity of the birdlife associated at the study site (Schneiberg et al. 2020). Therefore, plots of 10 m of radius were established to estimate the richness and diversity of trees around our focal tree. We estimate de richness of trees, bushes and vines species inside the plots (TR). Simultaneously the total individuals of this plants were counted to estimate the tree density associate with the focal tree (TD) (Escobar-Ocampo y Ochoa-Gaona, 2007).

Table 1. Formulas and descriptions used to vegetation variables of the focal *Bursera simaruba* trees.

	Description	Formula
Total number of fruits	Used to estimate the total number of fruits in each tree.	$TF = FT * TT$
High of trees	Used to measure the high of trees sampled	$HT = (TanETT * DT) + GE$
Tree crown area	Used to estimate the crown spread of the focal tree. First wey calculate de diameter average, then the occupied area.	$TCD = \frac{LS + SS}{2}$
		$TCA = \pi * (\frac{TCD}{2})^2$
Diameter at breast high	Firstley we measure the circumference of the tree, secondly we calculate the diameter.	$DBH = \frac{C}{\pi}$

Landscape variables

Landscape data were conducted using a Sentinel-2 satelital image from in January 2023. This image was downloaded from the Coopernicus Open Access Hub from the European Space Agency (ESA), and it had least than 10% of cloud cover in the study area. At 10 m spatial resolution, were used for the analysis classification. Pre-processing of the image, such as cropping and 50 meters circular plots was done using free use software QGIS (Correia et al. 2018).

With a Semiautomatic Classification (SCP) plugin in QGIS, six land use cover categories and eight landscape indexes related to habitat loss and fragmentation by human disturbed environments were estimated (Congedo 2021): 1) Tropical Dry Forest (TDF), 2) Secondary Vegetation (SV), 3) Dirt Roads and Rural cover (DRR), 4) Highways and Pavement Roads

(HPR), 5) Urban Cover (U) and 6) Water (W). We use Fragstats to calculate five class metrics and four landscape metrics related to isolation, fragmentation and heterogeneity of landscape (McGarigal and Marks 1995; McGarigal et al. 2002) for our 27 plots, (Table 2). All the human, vegetation and landscape variables were used to characterize the urbanization conditions in which each tree was found.

Data analysis

Establishing human intervention categories

With the data matrix of the human and vegetation landscape variables (27 sites x 18 variables), we performed a Principal Component Analysis (PCA), after previous logarithmical standardization of the variables (Cueto and Lopez de Casanave 1999). This analysis was done to determinate the differences between the three categories of human interventions (conserved, transition and urban), and reveal patterns that can promote changes in the structure of the network interaction. Finally, we tested the differences between groups applying a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). All the analysis were conducted using R-package FactoMineR 2.4 and vegan 2.6-4.

Network analysis

A bipartite graph was built up with the adjacency matrix of interactions, and then we calculate Gc index to determine the identity of core species along conditions and general network (Dáttilo et al. 2013). The community-level complementary index of specialization (H_2'), weighted nestedness based on overlap and decreasing fill (WNODF) and modularity (M) (Table 3) were

calculated using R-package bipartite 2.18 and graph 1.3.1 (Clauset et al. 2004; Blüthgen et al. 2006; Almeida-Neto and Ulrich 2011). The index values were tested against a null models with 1000 randomizations using Patefield’s algorithm, which randomly redistributes the interactions in a network (Blüthgen et al. 2006) and the differences were compared using a z-score test (Ulrich et al. 2009)

Table 2. Class and landscape metrics used on the study area (McGarigal and Marks, 1995; Ene and McGarigal 2023).

Indices	Description
CA	Class area. The sum of the areas (m) of all patches of the corresponding patch type, divided by 10,000 (to convert to hectares).
PLAND	Percentage of landscape. the sum of the areas (m) of all patches of the corresponding patch type, divided by total landscape area (m), multiplied by 100 (to convert to a percentage)
NP	Number of patches. The number of patches of the corresponding patch type (class)
IJI	Interspersion and Juxtaposition Index. The observed interspersion over the maximum possible interspersion for the given number of patch types, considering all patch types present on an image, including any present in the landscape border
AI	Aggregation index. The aggregation index is scaled to account for the maximum possible number of like adjacencies given any Pi
TA	Total Landscape area. The area (m) of the landscape, divided by 10,000 (to convert to hectares)
NP	Number of patches. The number of patches of the corresponding patch type (class)
SHDI	Shannon’s diversity index. Increases as the number of different patch types (i.e., patch richness) increases and/or the proportional distribution of area among patch types becomes more equitable.

Table 3. Indices used to analyze the network interaction between birds and *Bursera simaruba* fruits.

Indices	Description
H₂'	It describes to which extent observed interactions deviate from those that would be expected given the species marginal totals. The more selective a species, the larger is H ₂ ' for the web (Dormann et al. 2023)
WNODF	It is an qualitative index to nestedness. Expresses how the nested pattern resembles abundance gradients among species or sites. Also quantifies what extent columns and rows contribute to the overall nested pattern (Almeida-Neto and Ulrich 2011).
M	It describes a block structure into network interaction, in which a network is divided into subsystems, and within-subsystem interactions are much more frequent than those between subsystems (Grilli et al. 2016).

Relationship between effective numbers (q1 and q2) and variables

Was calculated the relationship between effective numbers of Hill's series (Shannon and Simpson diversity) and some of the most important variables according to eigenvalues of the PCA and Pearson's correlation coefficient. This analyses were conducted after previously logarithmical normalization of data. All statistical analysis in this work were conducted in free software Rstudio 4.1.2.

Results

The first two axis of the PCA were used, because they explained most of the 46.1% of the cumulative variance. The factors associated to Dim1 were tree density, proportion of dirt roads and rural cover, highways and pavement roads and the Shannon Diversity Index at landscape level. To the dimension two (Dim2) the most influent factors were the tree crown area and the number of fruits in relation to the crown area. All groups were different from each other ($F_{26} =$

4.6, $p < 0.001$) (Figure 3). The urban sites were characterized by a high levels of noise and highway and pavement roads percentage of landscape; the transition sites were characterized by had the highest proportion of fruits; and the conserved sites were characterized by the high number of three density.

Interacting species and generalist core of interaction networks

Were recorded 34 species of birds feeding on *B. simaruba* fruits (Figure 4), including 22 resident species and eleven winter migratory (one species of genus *Empidonax* cannot be identified) in the CA. A total of 3 781 frugivore events were recorded across the study area (693 in the conserved condition, 1 684 in transition and 1 494 in urban), *Myiozetetes similis* were the species with most interaction (765 frugivory events, 20.23% of total interactions), followed by *Psittacara holochlorus* (383, 10.12%), *Megarhynchus pitangua* (368, 9.12%), *Vireo gilvus* (308, 8.1%), *Tyrannus melancholicus* (295, 7.8%) and *Cychlarhis gujanensis* (294, 7.7%).

The core species of overall network was made up of seven bird species (*Myiozetetes similis*, *Vireo gilvus*, *Megarhynchus pitangua*, *Icterus pustulatus*, *Myiarchus tyrannulus*, *Tyrannus melancholicus*, *Pitangus sulphuratus*). The core species of the conserved condition had two species (*M. tyrannulus*, *V. gilvus*), the transition condition had seven species (*M. similis*, *I. pustulatus*, *Cychlarhis gujanensis*, *V. gilvus*, *M. pitangua*, *M. tyrannulus*, *P. sulphuratus*) and urban condition had four species (*M. similis*, *M. pitangua*, *T. melancholicus*, *V. gilvus*). Only *V. gilvus* was found as a core species in all the interaction networks (Table 4).

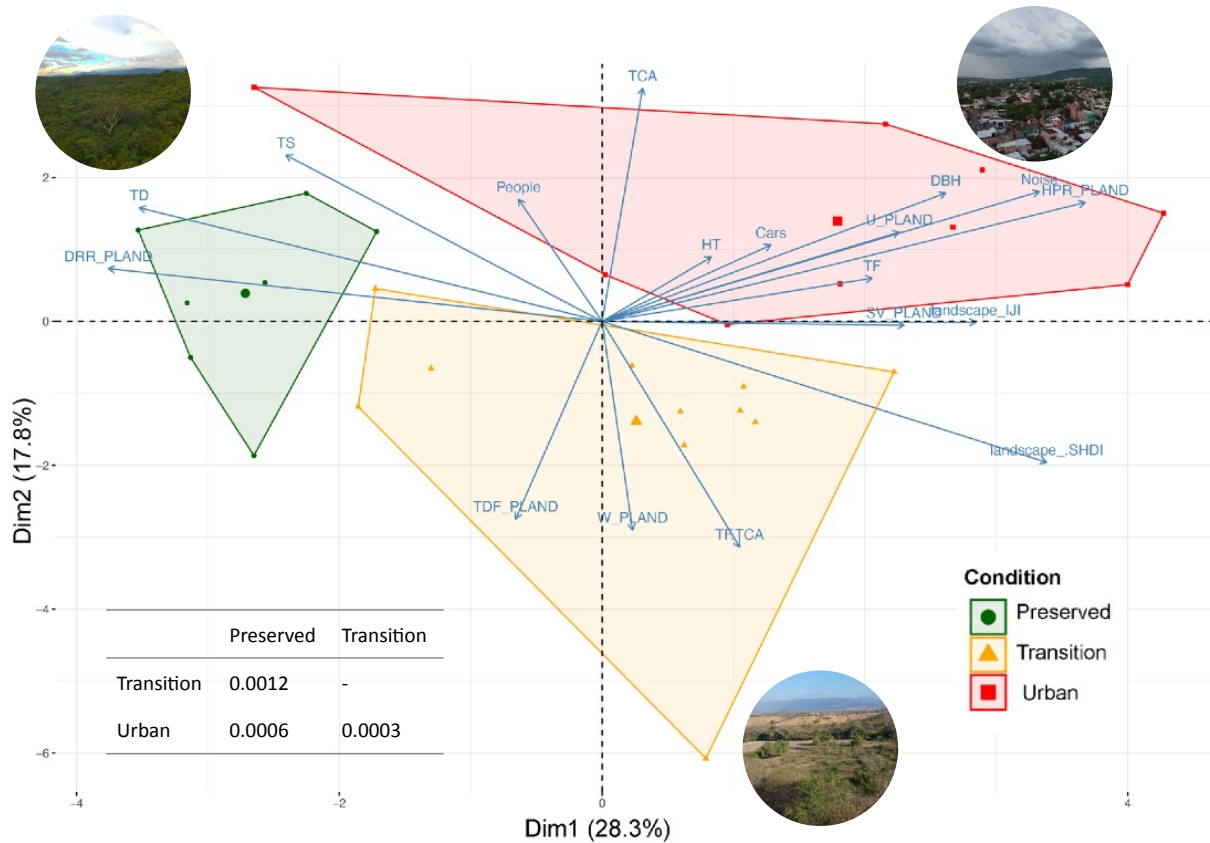


Figure 3. Biplot of the first two PCA axes showing the positions of 27 focal trees of *B. simaruba* and the associated human, vegetation and landscape variables. Tropical Deciduous Forest (TDF), Water (W), Secondary Vegetation (SV), Highway and Pavement Roads (HPR), Urban (U), Dirt Roads and Rural cover (DRR), Percentage of landscape (PLAND), Total Fruit in relation to the Tree Crown Area (TF.TCA), Interspersion and Juxtaposition Index (IJI), Total fruits (TF), Diameter at Breast High (DBH), Tree Height (HT), Tree Crown Area (TCA), Tree Species (TS), Tree Density (TD).

Metrics of interaction networks and their relationship with landscape variables

The Specialization Index (H_2') were higher in the urban sites (0.55), followed by conserved (0.42) and transition sites (0.3). The highest nestedness value was found in the transition

condition (35.59), closely followed by conserved condition (34.46) and finally the urban sites (23.15), and for modularity, conserved and transition conditions were closely similar (0.29 and 0.3 respectively), just the urban sites (0.43) show statistically differences (Table 5). A null models paired comparison analysis for specialization, nestedness and modularity with the three conditions shows significant differences only for transition network sites with specialization and nestedness and modularity were significant differences only in urban condition in comparison with the conserved and transition conditions.

To establish diversity patterns (q^1) and evenness (q^2) of the plant-bird interactions network, was evaluate the influence of characteristics of the trees identify in fieldwork and in the PCA as important. These were the total number of trees around our focal tree, the total crown area of our focal tree, and the proportion of total fruits in relation to the crown surface. Both q^1 and q^2 were significantly and negatively related to the tree density, positively related to de proportion of fruits in relation to the crown and were not significantly associated to the crown area (Table 6).

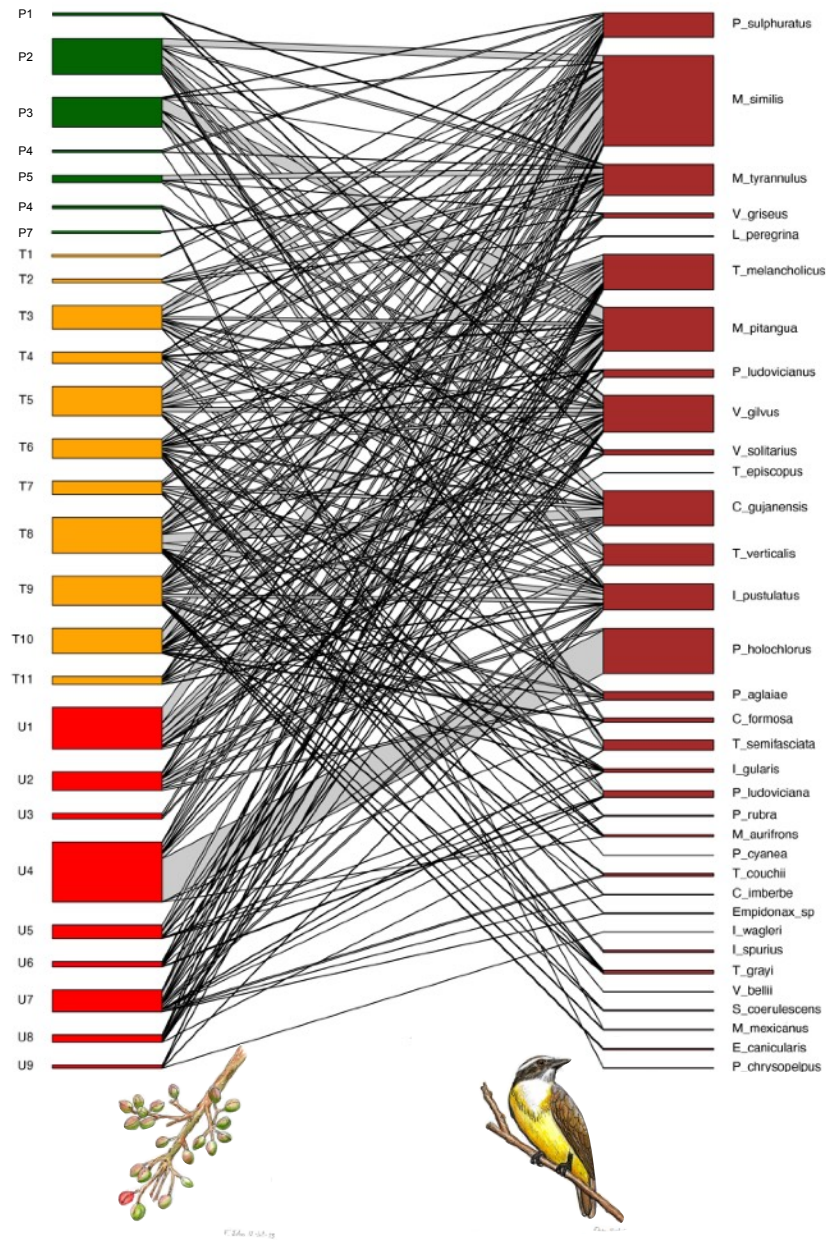


Figure 4. Interaction network between birds and *Bursera simaruba* fruits on the conurbation area of Chiapas. Color boxes size represents observed interactions frequency of *Bursera* focal trees or bird species; the black thickness of connecting lines denotes the frequency of repeated interactions. The green boxes are the trees in conserved sites, the yellow boxes in transition sites and the red boxes in urban sites. The 34 species of birds are found on the right of the graph. Illustrations by Fridali García-Islas.

Table 4. Generalist core index values of birds per condition. Species with a $G_c > 1$ belongs to the core of the network (*); species with a $G_c < 1$ constitute the peripheral network.

Specie	Gc index		
	Conserved	Transition	Urban
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	2.75*	1.14*	-0.30
<i>Vireo gilvus</i>	1.33*	1.48*	1.62*
<i>Icterus pustulatus</i>	0.62	1.82*	0.85
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0.62	1.48*	2.00*
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	-0.09	1.48*	-0.69
<i>Myiozetes similis</i>	-0.09	2.50*	2.38*
<i>Pitangus sulphuratus</i>	-0.09	1.14*	0.46
<i>Tityra semifasciata</i>	-0.09	-0.91	-0.69
<i>Tyrannus verticalis</i>	-0.09	-0.57	-0.30
<i>Calocitta formosa</i>	-0.81	-0.57	-0.69
<i>Momotus mexicanus</i>	-0.81	-0.91	-
<i>Pheuticus chrysopeplus</i>	-0.81	-	-
<i>Piranga ludoviciana</i>	-0.81	-0.91	0.08
<i>Vireo griseus</i>	-0.81	0.11	
<i>Vireo solitarius</i>	-0.81	-0.23	-0.69
<i>Camptostoma imberbe</i>	-	-0.57	-0.69
<i>Eupsittula canicularis</i>	-	-0.91	-
<i>Empidonax sp</i>	-	-0.91	-0.69
<i>Icterus gularis</i>	-	0.11	-0.30
<i>Icterus spurius</i>	-	-0.91	-
<i>Icterus wagleri</i>	-		-0.69
<i>Leiothlypis peregrina</i>	-	-0.57	-

<i>Melanerpes aurifrons</i>	-	-0.23	-0.69
<i>Pachyramphus aglaie</i>	-	0.11	-0.69
<i>Passerina cyanea</i>	-	-0.91	-
<i>Psittacara holochlorus</i>	-		-0.30
<i>Pheuticus. ludovicianus</i>	-	-0.23	-0.30
<i>Piranga rubra</i>	-	-0.57	-0.30
<i>Saltator coerulescens</i>	-	-0.57	-
<i>Tyrannus couchii</i>	-	-0.91	-0.69
<i>Thraupis episcopus</i>	-	-	-0.69
<i>Turdus grayi</i>	-	0.11	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	-	0.80	2.00*
<i>Vireo belli</i>	-	-0.91	-

Table 5. Specialization (H_2'), nestedness (WNODF) and modularity (M) values for the fruits of *Bursera simaruba*-birds interaction in tree conditions of human intervention in the conurbation area of Chiapas, Mexico. Different letters in the superscript indicate statistically significant differences with a probability <0.05 , equal letters show no differences.

	Condition	Observed	Randomized
H_2'	Conserved ^a	0.42	0.1
	Transition ^b	0.3	0.12
	Urban ^a	0.55	0.21
WNODF	Conserved ^a	34.46	66.23
	Transition ^a	35.59	35.59
	Urban ^b	23.14	68.12
M	Conserved ^a	0.29	0.06
	Transition ^a	0.3	0.07
	Urban ^b	0.43	0.05

Table 6. Correlations between Log(q1) and q2 of Hill's series and Log (tree density), crown area of the tree and Log (proportion of fruit in relation to the crown area) of focal tree of *Bursera simaruba*.

	Adjusted R squared	F-statistic	R	p-value	model
Log q1					
Log TD	0.2669	10.47	-0.5432132	<0.005	$q1 = 2.3 - 0.41(\log TD)$
CA	-0.0278	0.2968	-0.1083171	0.5907	$q1 = 1.4 - 0.0015(CA)$
Log PF	0.2239	8.502	0.5037561	<0.05	$q1 = -0.36 + 0.33(\log PF)$
q2					
Log TD	0.2332	8.908	-0.51254855	<0.05	$q2 = 9.6 - 1.9(\log TD)$
CA	-0.01334	0.6577	-0.16010981	0.425	$q2 = 6 - 0.011(\log CA)$
Log PF	0.2713	10.68	0.54709268	<0.005	$q2 = -3.5 + 1.7(\log PF)$

Discussion

Each condition has both, landscape or intrinsic characteristics that made them different, according to PCA. Urban condition is mainly influenced by highways, pavement roads, pavement surfaces and noise. These variables are correlated to high human population density and impervious surfaces (Weeks 2010; Johnson and Munshi-South 2017). Transition condition is influenced by higher proportion of fruits. This can be explained due to *B. simaruba* trees receive a greater amount of radiation, which stimulates phytohormones of the growth of flowers and fruits. Furthermore, since there are fewer trees, they have less competition for resources. (Herrerías et al. 2006; Razafimahefa et al. 2022). Conserved conditions has influenced specifically by three characteristics: dirt roads and rural cover, tree density and tree number of species (richness species of threes) (Zacarelli et al. 2008, Weeks 2010).

Bird species feeding on B. simaruba fruits and general core of the interaction network

Here we reported 34 bird species feeding on fruits of *B. simaruba* in the CA at three conditions of disturbance. The transition condition had highest number of species, followed by urban and conserved. These results differ with reported by Almazán-Núñez et al. (2016), where they found a higher richness of bird species feeding on *Bursera longipes* fruits at the mature succession stage of TDF, and lesser in the sites recently disturbed. These differences can be attributed to the homogeneity of the landscape in sites with an early successional stage, as it has been documented that there is a decrease in bird diversity in the early years in sites affected by forest fires (Ponce-Calderón et al. 2012; Izhaki 2013).

Cano-Velázquez (2017) found a total of 21 bird species feeding on *B. simaruba* fruits, in two conditions relatively like those in the CA: isolated trees (i.e. wild trees without company of any *B. simaruba* tree) and living fences (i.e. *B. simaruba* trees surrounded by their conspecifics). Conserved and isolated conditions have similar bird richness (15 and 14 respectively), but transition had almost double (30) in comparison to the living fences (18) documented by Cano-Velázquez. This trends of high biodiversity in sites with intermediate disturbance, has been reported in many tropical communities, including birds. This is mainly because two conditions: 1) there is a greater landscape heterogeneity, promoting competition for resources and 2) because many bird species have adapted to landscape modifications (Connell 1978; Beal-Neves et al. 2020; Wang 2022).

The identity of core species agreed with some of the reported to the genus *Bursera* and to *B. simaruba* in specific. Flycatchers such as *M. Similis*, *M. pitangua*, *M. tyrannulus*, *T. melancholicus* and *P. sulphuratus*, had an important central role in the network interaction. But

also, in general or by condition, some vireos (*V. gilvus*, *C. gujanensis*) belong to that core (Almazán-Núñez et al 2016; Cano-Velázquez 2017; Almazán-Núñez et al. 2018). The presence of the Warbling Vireo in all three conditions could be because had a wide tolerance of mixed habitats (Cunningham and Johnson 2012).

Some oriole species has been recorded as consumers of *Bursera spp* fruits, but none of them was classified as a key species (Trainer & Will 1984; Scot & Martin 2014;). In this work, we provide evidence of the importance of Streak-backed Oriole as part of the key species within the interaction network in modified landscapes as sites in transition conditions.

Metrics of interaction networks and their relationship with landscape variables

The values in the specialization index show, in general, that networks of birds and *B. simaruba* in this study are low specialized, particularly in the transition network since it obtained the lowest value and is statistically different from the rest. That it is to say, the transition network is mostly composed by generalist species (Beltrán & Tresevet 2018). These results agreed with isolated and living fences of *B. simaruba* trees (Cano-Velázquez 2017).

Low specialization makes low patterns of nestedness in the net (Bascompte & Jordano 2014). Nevertheless, we found that the conserved condition has higher specialization and less nestedness than the transition sites, and this may be because of the number of species, the total interactions and the number of sites where the birds were recorded.

Modularity was higher and statistically different in the urban condition; this means that our networks have low tendency to be organized in distinct clusters. It has been documented how urbanization reshape food webs, being interaction networks more modular in sites highly

modified. Modularity is related negatively by richness and abundance (Spiesman & Inouye 2013; García 2016) and we could observe this pattern in our results. All metrics of network interactions here measured, suggest a generalist network inside conditions. This behavior it is also been documented by Palacio et al. (2015) where they found a positive effect on the time and number of fruits consumed by birds and the crop size of the shrub *Vassobia breviflora* in Argentina.

Conclusions

Although urbanization is the mainly process of global change, and contributes to biodiversity loss, some resources within these environments can help mitigate that effect, *Bursera simaruba* is an important native species as food resources to the birds inside neotropical cities and can be a desirable plan species to sustain the bird diversity in urban landscapes. The interaction network between birds and *B. simaruba* is big, compared to other plants of the same genus or even the same species under different conditions. This may be due to intermediate disturbance (Connell 1978), which promotes greater heterogeneity in the landscape.

Core species richness and species identity differed among conditions, the most diverse condition was the transition (seven species), closely followed by urban (four species) and the least the conserved condition (two species), even for winter migratory birds the *Bursera* fruits were important resources as we found with the presence of *Vireo gilvus* as a core species in all the interaction networks.

Likewise, specialization, nestedness, and modularity values were relatively low, this indicates that the *B. simaruba*-Bird network are generalist, like a random species composition, also *B. simaruba*-Bird network can be utilized as a key resource for several birds as resident and

migratory species on urban landscapes, such as flycatchers, vireos, orioles, and parakeets, among others. Therefore correlations revealed that characteristics a *B. simaruba* tree must have to be attractive to birds are: a canopy with a predictable high abundance of fruit yield in relation to other tree species tree's crown canopy.

This work represents a reference point in the future exploration of understanding frugivory interaction networks in the Metropolitan Area of Chiapas. It is necessary understand biological interactions in regions of high biodiversity can facilitate better decision-making for wildlife conservation.

Acknowledgments

We thank to Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías [CONAHCYT] for the M. Sc. fellowships granted to SJSA (Grant Number: 815108), and to Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas and the Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales. We would like to express our grateful to Federico Cuesy and his family and Cecilia Tondopó for allowing us access to their properties. To José Raúl Vázquez-Pérez for his support in the network analyses. To Yessenia Pérez, Fridali García, Mauricio Martínez, Daniel Utrilla, Manuel Gutiérrez and Marisol Castro for their support in the field work.

References

- Almazán-Núñez RC, Álvarez-Álvarez ED, Pineda-López R, Corcuera P (2018) Seasonal variation in bird assemblage composition in a dry forest of southwestern Mexico. *Ornitología Neotropical* 29: 215-224
- Almazán-Núñez RC, Eguiarte LE, Arizmendi MC, Corcuera P (2016) *Myiarchus* flycatchers are the primary seed disperser of *Bursera longipes* in a Mexican dry forest. *PeerJ* 4: e2126
- Almeida-Neto M, Ulrich W (2011) A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software* 26: 173–178
- Aronson MFJ, Lepczyk CA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, MacIvor JS, Nilon CH, Vargo T (2017) Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology* 15(14): 189-196
- Bascompte J, Jordano P (2014) *Mutualistic networks*. Princeton University Press. New Jersey. 228 pp.
- Beal-Neves M, Chiarani E, Ferreira PMA, Fontana CA (2020) The role of fire disturbance on habitat structure and bird communities in South Brazilian Highland Grasslands. *Scientific reports* 10: 19708
- Beltrán R, Traveset A (2018) Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat. *Ecosistemas* 27(2): 102-114
- Blozan, W (2006) Tree measuring guidelines of the eastern native tree society. *Bulletin of the Eastern Native Tree Society* 1(1):3-10
- Chapman CA, Chapman LJ, Wingham R, Hunt K, Gebo D, Gardner, L (1992). Estimators of Fruit Abundance of Tropical Trees. *Biotropica* 24(4): 527-531

- Blüthgen N, Menzel F, Blüthgen N (2006) Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6:9
- Cano-Velázquez VG (2017) Efecto del aislamiento de árboles de *Bursera simaruba* en la estructura de su red mutualista. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana.
- Chace JF, Walsh JJ (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Planning* 74:46–69
- Clauset A, Newman MEJ, Moore C (2004) Finding community structure in very large networks. *Physical Review E* 70: 066111
- Congedo L (2021) Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software* 6(64):3172
- Connell JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302-1310
- Cunningham MA, Johnson DH (2012) Habitat selection and ranges of tolerance: how do species differ beyond critical thresholds?. *Ecology and Evolution* 2(11): 2815-2828
- Correia R, Duarte L, Teodoro AC, Monteiro A (2018) Processing Image to Geographical Information Systems (PI2GIS)-A Learning Tool for QGIS. *Education Sciences* 8(2): 83.
- Cueto V and Lopez de Casenave J (1999) Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography* 26: 487-492
- Dáttilo W, Guimaraes Jr PR, Izzo TJ (2013) Spatial structure of ant-plant mutualistic networks. *Oikos* 122(11): 1643-1648

- Dormann CF, Fruend J, Gruber B, Beckett S, Devoto M, Felix GMF, Iriundo JM Opsahl T, Pinheiro RBP, Strauss R, Vazquez DP (2023) Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices. R Foundation for Statistical Computing. <https://cran.r-project.org/web/packages/bipartite/bipartite.pdf>
- Ene E, McGarigal K (2023) Aggregation Index. FRAGSTATS. <https://www.fragstats.org>
- Escobar-Ocampo MA, Ochoa-Gaona S (2007) Estructura y composición florística de la vegetación del Parque Educativo Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 78(2): 391-419
- Espinosa-Jiménez JA, López-Cruz A, Pérez-Farrera MA, López S (2014) Inventario florístico de la cañada La Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Bot Sci* 92(2):205-241
- García D (2016) Birds in ecological networks: insights from bird-plant mutualistic interactions. *Ardeola* 63(1): 151-180
- Grilli J, Rogers T, Allesina S (2016) Modularity and stability in ecological communities. *Nature communications* 7: 12031
- Herrerías D, Quesada M, Stoner KE, Lobo J (2006) Effects of forest fragmentation on phenological patterns and reproductive success of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Conservation Biology* 20: 1111–1120
- Howell SNG, Webb S (1995) A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom.
- Izhaki I (2013) The impact of fire on vertebrates in the Mediterranean Basin: an overview. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 58: 221-233

- Jasmani Z, Ravm HP, Konijnendijk van den Bosch, CC (2016) The influence of small urban parks characteristics on bird diversity: A case study of Petaling Jaya, Malaysia. *Urban Ecosyst* 20: 227-243
- Johnson MTJ, Munshi-South J (2017) Evolution of life in urban environments. *Science* 358(6363): eaam8327
- Kauffman K (2005) *Field Guide to Birds of North America*. Marine Books. United States.
- Kissling WD, Böhning-Gaese K, Hetz W (2009) The global distribution of frugivory in birds. *Global Ecology and Biogeography* 18: 150-162
- MacGarigal K, Marks BJ (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, USA
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusetts, Massachusetts, USA
- Maruyama PK, Bonizário C, Marcon AP, D'Angelo G, da Silva M, da Silva Neto EN, Oliveira PE, Sazima I, Sazima M, Vizentin-Bugoni J, dos Anjos L, Rui AM, Marçal Júnior O (2020) Plant-hummingbird interaction networks in urban areas: Generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. *Biological Conservation* 230: 187-194
- Miranda, F (2015) *La vegetación de Chiapas*. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas [UNICACH], Chiapas, México
- Mostacedo B, Fredericksen T (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de manejo Forestal Sostenible. Santa Cruz, Bolivia

- Palacio FX, Valoy M, Bernacki F, Sánchez MS, Núñez-Montellano MG, Varela O, Ordano M (2015) Bird fruit consumption results from the interaction between fruit-handling behavior and fruit crop size. *Ethology Ecology & Evolution* 29(1): 24-37
- Ponce-Calderón LP, Aguilar-Valdéz BC, Rodríguez-Trejo DA, López Pérez E, Santillán-Pérez J (2012) Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(10): 65-76
- Rangel-Salazar JL, Enríquez-Rocha P, González-Ortega MAA, Macías-Caballero C, Castillejos-Castellanos E, González-Domínguez P, Martínez-Ortega JA, Vidal-Rodríguez RM (2013) Diversidad de aves: un análisis espacial. In: Cruz-Angón, A, D Malgarejo, F Camacho-Rico, KC Nájera Cordero (eds.) *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO] & Gobierno del Estado de Chiapas, Chiapas, México, pp 329-337.
- Razafimahefa AL, Nowak MM, Bogawski P, Tsy JLMP, Faramalala MH, Rabakonandrianina E, Roger E, Razanamaro OH (2022) Effect of habitat fragmentation on the generative growth of *Adansonia rubrostipa* in dry deciduous forest in western Madagascar. *Global Ecology and Conservation* 34: e02022
- Rocha-Loredo, A. G., Ramírez-Marcial, N., y González-Espinosa, M. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87: 89-103
- Román-Guillén LM, Orantes-García C, Carpio-Penagos CUD, Sánchez-Cortés MS, Ballinas-Aquino ML, Farrera-Sarmiento Ó (2019). Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Madera y bosques* 25(1):1-13

- Rzedowski, J (2006) Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], México
- Rzedowski J, Medina–Lemos R, Rzedowski GC (2005) Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botanica Mexicana* 70: 85–111
- Schneiberg I, Boscolo D, Devoto M, Marcilio-Silva V, Dalmaso CA, Wesley D, Ribeiro H, Ribeiro MC, de Camargo-Guaraldo A, Brandão-Niebuhr B, Galarda-Varassin I (2020) Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems* 23(3): 457-470
- Scott PE, Martin RF (2014) Avian Consumers of *Bursera*, *Ficus*, and *Ehretia* Fruit in Yucatan. *Biotropica* 16(14): 319-323
- Silva M, García A, Hernando A (2015) Crecimiento de la mancha urbana en la Zona Metropolitana de Tuxtla Gutiérrez (Chiapas, México). *Quehacer Científico en Chiapas* 10(2): 35-41
- Spiesman BJ, Inouye BD (2013) Habitat loss alters the architecture of plant-pollinator interaction networks. *Ecology* 94(12): 2688-2696
- Schneiberg, I, Boscolo D, Devoto M, Marcilio-Silva M, Dalmaso C, Ribeiro JW, Ribeiro MC, Guaraldo A, Niebuhr B, Varassin I (2020) Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore network. *Urban Ecosystems* 23:457-470
- Trainer JM, Will TC (1984) Avian Methods of Feeding on *Bursera simaruba*. *The Auk* 101(1): 193-195

- Ulrich W, Almeida-Neto M, Gotelli NJ (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118:3-17
- Vázquez-Yanes, C., Batis-Muñoz, A. I., Alcocer-Silva, M. I. , Gual-Díaz, M. y Sánchez-Dirzo, C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. In: Reporte técnico del proyecto J084, CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM, Mexico, pp 1-15
- Wang X, Zhu G, Ma H, Wu Y, Zhang Y, Li C, de Boer WF. Bird Communities' responses to human-modified landscapes in the southern Anhui Mountainous Area. *Avian Research* 13(2022): 100006
- Weeks JR (2010) Defining Urban Areas. In: Rashed T, Jürgens C (eds) *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas*. Springer, Dordrecht, pp 33-45
- Zacarelli N, Riitters KH, Petrosillo I, Zurlini G (2008) Indicating disturbance content and context for preserved areas. *Ecological Indicators* 8(2008): 841-853

IV. DISCUSIÓN GENERAL

La riqueza de especies de aves que se alimentan de los frutos de *Bursera simaruba* reportada en el presente estudio, es mayor a lo reportado en algunos trabajos para la misma especie o género botánico en otros estudios (Rodríguez y Almazán, 2019). Dichos trabajos han sido realizados en diversos tipos de vegetación. Por ejemplo, en fragmentos de pastizales en dunas, selva mediana y selva baja, se reportaron hasta 19 especies de aves en Michoacán y 21 especies en Veracruz (Ortiz-Pulido *et al.*, 2000; Delgado-Carrillo, 2012). A su vez, Cano-Velázquez (2017) reportó 21 especies de aves alimentándose de frutos de *B. simaruba* en dos condiciones perturbación, catalogadas como árboles aislados y árboles en cercos vivos. Las diferencias en la riqueza de especies de aves en comparación a las reportadas en el presente estudio, puede deberse a dos condiciones: 1) las diferencias en el número de horas de observación de las interacciones y 2) el periodo del año en el que se realizó.

Debido a la amplia distribución de *B. simaruba*, las especies de aves que se alimentan de sus frutos es diversa. Por ejemplo, en las selvas medianas de Veracruz se han reportado especies de aves catalogadas como consumidoras de frutos de *B. simaruba* tales como *Psilorhinus morio* y *Eupsittula nana*. Así mismo, se identificaron algunas especies que no fueron consumidoras de frutos, pero si fueron comunes en los sitios de observación, tales como *Columbina inca*, *Quiscalus mexicanus* o *Zenaida asiatica* (Ortiz-Pulido 2000; Cano-Velázquez, 2017; Rodriguez y Almazán, 2019). Esto demuestra que, aunque las especies de aves sean capaces de consumir los frutos, lo harán de acuerdo con sus requerimientos en el ambiente.

Por otra parte, el resultado del agrupamiento de árboles observados con el PCA y del análisis de varianza permutacional (PERMANOVA) permitió observar las diferencias entre las condiciones ($F_{26}= 4.6$ $P<0.001$) establecidas *a priori* (conservado, transición, urbano). Estas condiciones están relacionadas a ciertas características del paisaje, tanto a una escala local como a una escala mayor. Por ejemplo, los ambientes urbanos se asocian a las superficies impermeables y las actividades derivadas en ellas, como el flujo vehicular. Por otra parte, los sitios de transición se caracterizaron por un alto número de frutos con relación a la copa. Los sitios conservados se asociaron más a aquellos ambientes con una alta densidad de árboles (Zacarelli *et al.*, 2008; Weeks, 2010, Razafimahefa *et al.*, 2022).

Las diferencias en la diversidad verdadera descrita con los números de Hill fueron significativas para los valores de q^0 ($F_{2,4} = 4.084$, $P = 0.02$), los sitios de transición (30) y los sitios urbanos presentaron valores más altos (24) que los sitios conservados (15). Estos resultados pueden explicarse por medio de la hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978), el cual menciona que a niveles moderados de disturbio, la diversidad tiende a crecer por causa de la heterogeneidad del paisaje. Además, la alta riqueza de especies de aves en sitios urbanos, así como el número de interacciones totales entre aves y plantas puede explicarse por la alta abundancia de frutos (Ramos-Robles *et al.*, 2016).

En cuanto a la composición de aves de los gremios tróficos presentes en las redes de interacción, la mayoría de las aves aquí reportadas, se han clasificado como insectívoras. Esto es particularmente interesante, ya que se ha documentado que existe una tendencia negativa de presencia de las aves insectívoras en ambientes antropizados (Evans *et al.*, 2018). El alto número de especies en este gremio se debe a que las familias más diversas fueron Tyrannidae, Vireonidae, Cardinalidae e Icteridae. Sin embargo, también algunas especies de estas familias son consideradas especies generalistas, y que consumen diferentes recursos dependiendo de su disponibilidad en el ambiente (Rangel-Salazar *et al.*, 2009).

El hecho de que Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo se encuentran rodeadas por áreas naturales protegidas y campos de cultivo, proveen una heterogeneidad en el paisaje, favoreciendo la abundancia de insectos (Pineda-Diez de Bonilla *et al.*, 2012; Panda *et al.*, 2021). Estudios previos para la familia Tyrannidae e Icteridae, indican que se alimentan de especies del orden Lepidóptera, Hymenóptera y principalmente Coleóptera (Alessio *et al.*, 2005). En la Depresión Central de Chiapas se han registrado estos órdenes de insectos como los de mayor abundancia y riqueza (López-Hernández *et al.*, s.f.; Morales-Morales *et al.*, 2012) lo cual podría explicar la alta presencia de aves insectívoras en la zona.

Las especies de aves que pertenecieron al núcleo de la red de interacción, varió entre condiciones, en donde la condición de transición tuvo una mayor cantidad (6), seguida del ambiente urbano (4) y conservado (2). Algunas de las especies aquí identificadas como parte del núcleo generalista, coincidieron con las observadas en otras zonas del país, entre ellos los tiránidos (*M. similis*, *M. pitangua*, *M. tyrannulus*, *T. melancholicus* y *P. sulphuratus*) y

vireónidos (*V. gilvus*, *C. gujanensis*) (Almazán-Núñez *et al.*, 2016; Cano-Velázquez, 2017; Almazán-Núñez *et al.*, 2018). Esto se debe a que por sus hábitos de forrajeo suelen ser especies comunes y con altas densidades en ambientes abiertos o modificados, tales como los sitios de transición y ciudades (Sardinha y Sainz-Borgo, 2016).

Aunque algunas especies de ictéridos se han identificado como consumidoras o posibles consumidoras (Ortiz-Pulido, 2000), aquí se reporta a *I. pustulatus* como parte del núcleo de la red de interacción en ambientes modificados como los de transición y urbanos. Esto indica que es considerada una especie con un gran número de interacciones con relación al resto de las aves que componen la red de interacción (Dattilo *et al.*, 2013). Esto se debe principalmente a que *I. pustulatus* es una especie que se alimenta en grupos de dos a cinco individuos.

De manera general, los valores de los índices de especialización, anidamiento y modularidad fueron relativamente bajos, sin embargo, se encontraron diferencias entre condiciones. Los sitios de transición fueron menos especializados que los sitios conservados ($Z=5.37$, $p<0.001$) y urbanos ($Z=2.93$, $p=0.001$), lo cual indica que, en la composición de aves de la red de interacción, existen muchas especies que interactúan de forma indistinta a través del gradiente de perturbación (Beltrán y Tresevet, 2018). Estos resultados coinciden con las redes formadas por árboles de *B. simaruba* aislados y en cercos vivos reportados por Cano-Velázquez (2017). Una explicación a ello puede ser la alta tasa en el número de frutos producidos en los árboles de *B. simaruba* con relación al tamaño de su copa y a que sus copas estaban relativamente despejadas (Capítulo III, Tabla 6).

Para el caso del anidamiento y la modularidad, la condición urbana fue diferente a los árboles en ambientes conservados ($Z=1.99$, $p=0.02$; $Z=16.6$, $p<0.001$ respectivamente) y los de transición ($Z=1.95$, $P=0.02$; $Z=14.92$, $p<0.001$). La baja especialización provoca patrones bajos de anidamiento, pues depende del número de especies, así como de la frecuencia de las interacciones en cada uno de los sitios de observación (Bascompte y Jordano, 2014). La baja modularidad sugiere que existe una baja tendencia de que la red se organice en subgrupos de especies de aves, y por consecuencia exista una mayor uniformidad en las interacciones. Esto fue documentado también por Spiesman e Inouye (2013) en las colinas de arena en Florida, Estados

Unidos, donde la riqueza y abundancia de especies se correlacionó negativamente con la modularidad y la conectancia.

Durante las observaciones focales, se pudieron identificar ciertas características que influían en la riqueza y abundancia de las interacciones, las cuáles fueron evaluadas por medio de regresiones lineales. La primera de ellas tiene que ver con que las copas de los árboles estuvieran despejadas, es decir, que la cantidad de árboles asociados a nuestro árbol focal, fuese baja para poder tener copas más visibles. La segunda tiene que ver directamente con el número de frutos en proporción a la copa, es decir, la densidad de frutos en ese momento. Los valores de q^1 y q^2 fueron estadísticamente significativos de manera negativa con la densidad de árboles ($R=-0.54$, $p<0.005$; $R=-0.51$, $p<0.05$ respectivamente), y de manera positiva con la proporción de frutos ($R=0.5$, $p<0.05$; $R=0.54$, $p<0.005$).

Esta tendencia positiva en el número de frutos consumidos por aves y la proporción de los frutos en los árboles ya ha sido reportada para otras especies. Por ejemplo, en Tucumán, Argentina, se registró que los individuos de *Vassobia breviflora* (especie de crecimiento arbustivo) que poseían una mayor cantidad de frutos, fueron significativamente más visitadas por las aves (Palacio *et al.*, 2013). Por otra parte, también se reportó una correlación positiva entre el número de frutos producidos por árboles de *Bursera fagaroides* y el número de visitas de las aves que se alimentan de ellos. Estas tendencias pueden explicarse de acuerdo a la hipótesis del “tamaño de cosecha de frutos” (*Fruit crop size*), la cual menciona que a mayor cantidad de frutos, existirá una mayor cantidad de frutos removidos. Esto apoya lo observado en el análisis de regresiones lineales, en donde deben de existir dos condiciones para promover las interacciones de aves con los frutos de *B. simaruba*: copas despejadas y una alta proporción de frutos con relación a la copa.

V. CONCLUSIONES

En el área de estudio se eligieron tres tipos de condiciones del paisaje *a priori*, en las cuales se localizaron los árboles de *Bursera simaruba*: 1) sitios conservados, 2) sitios de transición y 3) sitios urbanos. Estas condiciones responden a características diferentes en el ambiente. Los sitios conservados se caracterizaron porque los árboles focales tenían una alta densidad de árboles alrededor. Los árboles en sitios de transición tienen la mayor proporción de frutos con relación a la copa. Los árboles en sitios urbanos se caracterizaron por estar en los ambientes más ruidosos y por los caminos pavimentados y carreteras.

La red de interacción general de *Bursera simaruba* y aves en el área conurbada de Tuxtla Gutiérrez y Chiapa de Corzo, estuvo formada por 34 especies de aves, un número mayor a lo reportado en otros sitios con la misma especie y mayor a algunos de sus congéneres. La condición de transición tuvo la mayor riqueza de aves (30 especies), seguida de los sitios urbanos (24) y los conservados (15).

Los sitios con disturbio intermedio propician una mayor heterogeneidad en el paisaje, lo cual, en que junto con el efecto de la cantidad de luz y menos competencia para los árboles, puede asociarse a una alta producción de frutos que explica una mayor visita de aves a los árboles de *B. simaruba*.

La diversidad de aves que se alimentan de los frutos de *B. simaruba*, descritos con la serie de números de Hill (q^1 y q^2), respondió con una tendencia negativa con la densidad de árboles, y de manera positiva con la proporción del número de frutos. Esto sugiere que los árboles con copas despejadas y una alta tasa de cosecha, promueven un mayor número de interacciones.

Los valores bajos de especialización, anidamiento y modularidad, sugieren que la red de interacción de *B. simaruba* es generalista. Las diferencias de la especialización muestran que la red de transición es la menos especializada, mientras que la red de los sitios urbanos es la de menor modularidad y anidamiento. Esto indica que *B. simaruba* es un recurso clave en el paisaje, principalmente en aquellos sitios que han sido modificados, una vez que varias especies de aves residentes y migratorias consiguen alimentarse de los frutos.

Este estudio representa un punto de partida en las investigaciones de las interacciones biológicas y de su comprensión en el Área Conurbada y Zona Metropolitana de Chiapas, ya que

permite entender el funcionamiento y las propiedades de especies arbóreas claves. Esto puede ayudar a mejorar las decisiones de manejo del arbolado en las ciudades en pro de la conservación de la vida silvestre.

VI. LITERATURA CITADA

- Alberti, M., Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., y Zumbrunnen, C. 2003. Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience*. 53(12): 1169-1179.
- Allesina, S., Alonso, D. y Pascual, M. 2008. A general mode for food web structure. *Science*. 320: 658-661.
- Almazán-Núñez, R.C., Álvarez-Álvarez, E.D., Pineda-López, R. y Corcuera P. 2018. Seasonal variation in bird assemblage composition in a dry forest of southwestern Mexico. *Ornitología Neotropical*. 29: 215-224
- Almazán-Núñez, R. C. 2013. Distribución, preferencias de forrajeo y dispersión de semillas por aves frugívoras en estados sucesionales de bosque tropical seco en la cuenca del Balsas de Guerrero. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Arteaga-Acosta, R. I. 2015. “Frugivoría por aves en *Byrsonima crassifolia* (Malpighiaceae): comparación en sus formas cultivada y silvestre”. Tesis de Maestría. Instituto de Neuroetología de la Universidad Veracruzana.
- Bascompte J., Jordano P., Melián C.J. y Olesen J.M. 2003. The nested assembly of plant- animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 100:9383-87
- Bascompte, J., Jordano, P., y Olesen, J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*. 312: 431-433.
- Bascompte, J. 2007. *Networks in ecology*. Basic and applied ecology. 8: 485-490.
- Bascompte, J. y Jordano, P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 38:567-93

- Bascompte, J. y Jordano, P. 2008. Redes mutualistas de especies. *Investigación y Ciencia*. 384: 50-59.
- Bascompte, J. 2009. Mutualistic networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7(8): 429-436.
- Bascompte, J., y Jordano, P. 2013. *Mutualistic networks*. Princeton University Press. 224 pp.
- Bascompte, J., Jordano, P. 2014. *Mutualistic networks*. Princeton University Press. New Jersey. 228 pp.
- Beal-Neves M, Chiarani E, Ferreira PMA, Fontana CA (2020) The role of fire disturbance on habitat structure and bird communities in South Brazilian Highland Grasslands. *Scientific reports* 10: 19708
- Beltrán, R. y Traveset, A .2018. Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat. *Ecosistemas*. 27(2): 102-114.
- Bernal-Toro, J.A. 2017. Relaciones mutualistas entre plantas y aves frugívoras y nectarívoras en el sector sur del parque ecológico distrital de Montaña Cerro La Conejera en la ciudad de Bogotá. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias y Educación de La Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Blüthgen, N. y Klein, A. M. 2011. Functional complementarity and specialization: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*. 12:282-291.
- Blüthgen, N., Menzel, F., y Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BioMedCentral Ecology*. 6(1): 1-12.

- Cano-Velázquez, V. G. 2017. Efecto del aislamiento de árboles de *Bursera simaruba* en la estructura de su red mutualista. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana.
- CONABIO. 2021. Copales, diversidad natural y cultural. Revisado el 22 de agosto de 2022. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/diversidad/ceremonial-y-ritual/copales>
- Cronk, Q. y Ojeda, I. 2008. Bird-pollinated flowers in an evolutionary and molecular context. *Journal of Experimental Botany*. 59:715-727.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302-1310.
- Cultid-Medina, C.A. y Rico, Y. 2020. Los aliados emplumados de los Copales y Cuajiotos de México: aves y la dispersión de semillas de *Bursera*. *Revista Digital Universitaria*. 21(2):1-9.
- Dáttilo, W., Guimaraes Jr, P. R., e Izzo, T. J. 2013. Spatial structure of ant-plant mutualistic networks. *Oikos*. 122(11):1643-1648.
- Delgado-Carrillo, O. 2012. Uso de recursos alimenticios por parte de aves en tres especies de árboles (*Astronium graveolens*, *Spondias purpurea* y *Bursera simaruba*) en bosques tropicales secos fragmentados y no fragmentados de la costa de Michoacán. Tesis de Maestría. Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Escobar-Ocampo, M. A., y Ochoa-Gaona, S. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del Parque Educativo Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 78(2): 391-419.

- Espinosa-Organista, D., Montaña-Arias, G. y Becerril-Cruz, F. 2008. ¿Qué son y dónde viven los copales?. En Paurata-Velarde, S.E. (Ed). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. pp. 13.
- Evans, B., Reitsma, R., Hurlbert A.H. y Marra P.P. 2018. Environmental filtering of avian communities along a rural-to- urban gradient in Greater Washington, D.C., USA. *Ecosphere*. 9(11): e02402 .
- Fournier, L. A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*. 24: 422-423
- Francis, R. A. y Hoggart, S. P. G. 2009. Urban river wall habitat and vegetation: observations from the River Thames through central London. *Urban Ecosystems*. 2(4): 465-485.
- Freitas-Oliveira, D.S., Franchin, A.G. y Marçal Júnior, O. 2015. Rede de interações ave-planta: um estudo sobre frugivoria em áreas urbanas do Brasil. *Biotemas*. 28 (4): 83-97.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 90 pp.
- García-Islas, F. 2021. Aspectos morfológicos de las fenofases tempranas del género *Bursera* de la Depresión Central de Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. y Briggs., J.M. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*. 5864(319): 756-760.
- Guerrero-Cárdenas, I., Álvarez-Cárdenas, S., Gallina, S., Corcuera, P., Ramírez-Orduña, R., y Tovar-Zamora, I. 2018. Variación estacional del contenido nutricional de la dieta del

borrego cimarrón del desierto (*Ovis canadensis weemsi*), en Baja California Sur, México. *Acta zoológica mexicana*. 34.

Guimarães P. R. 2019. Ecological networks. Oxford bibliographies. Consultado el 10 de julio de 2021. <https://www.oxfordbibliographies.com/view/document/obo-9780199830060/obo-9780199830060-0091.xml>.

Hernández-Dávila, O. A., Laborde, J., Sosa, V. J., y Díaz-Castelazo, C. 2022. Interaction network between frugivorous birds and zoochorous plants in cloud forest riparian strips immersed in anthropic landscapes. *Avian Research*. 13: 1-10.

Hernández-Rodríguez, Z. 2018. Asociaciones fenológicas y estacionales de volátiles de las resinas de *Bursera simaruba* (L.) Sarg. y *Bursera tomentosa* (Jacq.) Triana & Planch. Tesis de Maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2022). iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. Consultado el 23 de septiembre de 2023. Disponible en: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Inouye, D. W. 1980. The terminology of floral larceny. *Ecology*. 61(5): 1251-1253.

Inouye, D. W. 1983. The ecology of nectar robbing. En Bentley, B. y Elias, T. (Eds). *The biology of nectaries*. Columbia University Press. Nueva York, Estados Unidos. 153-174 pp.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2021. Panorama Sociodemográfico de Chiapas. Censo de Población y Vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. pp. 247.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. s.f. Cuéntame de México, Población rural y urbana.

Revisado el 27 de octubre 2002. Disponible en: https://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur_urb.aspx?tema=P

Instituto Nacional del Ecología. s.f. Las interacciones ecológicas y su importancia para el

hombre. Revisado el 10 de octubre de 2022. Disponible en: <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2017-06-26-16-35-48/17-ciencia-hoy/689-las-interacciones-ecologicas-y-su-importancia-para-el-hombre>

Jasmani, Z., Ravn, H. P., y van den Bosch, C. C. K. 2017. The influence of small urban parks characteristics on bird diversity: A case study of Petaling Jaya, Malaysia. *Urban ecosystems*. 20(1): 227-243.

Johnson, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*. 61: 65-71.

Jordano, P., Vázquez, D. y Bascompte, J. 2009. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. En Medel, R., Aizen, M. y Zamora, R (Eds). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 17-41.

Jordano, P. 2016. Advances and challenges in the study of ecological networks: Sampling networks of ecological interactions. *Functional ecology*. 30: 1883-1893.

López-Hernández, A., Gutiérrez Hernández, R.C., Morales-Morales, C.J., Aguilar-Astudillo, E., Ovando-Cruz, J., Guevara-Hernández, F. y Rodríguez-Larramendi, L.A. s.f. Entomofauna en cinco sistemas de maíz (*Zea mais* L.) en el Ejido de 24 de Febrero, Villacorzo, Chiapas, México. Consultado el 7 de febrero de 2024. Disponible en: <https://goo.su/Z8vEpn6>

- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*. 84: 92-98
- MacGregor-Fors, I. 2011. Misconceptions or Misunderstandings? On the Standardization of Basic Terms and Definitions in Urban Ecology. *Landscape and Urban Planning*. 100: 347-349.
- MacGregor-Fors, I. 2019. De mitos a hitos urbanos: ¿cómo hacer ecología en selvas de asfalto? En: Zuria, I., Olvera-Ramírez, A. y Ramírez-Bastida, P. (Eds). Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos. Fondo Editorial Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. pp. 19-38.
- Machado, C.G. y Rocca, M. 2010. Protocolos para o estudo de polinização por aves. En: Von Matter, S., Straube, F., Candido Jr, J.F., Piacentini, V. e Accordi, I. (Eds.). Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento. Editora Technical Books. Brasil. pp. 472-489.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L. y Erickson W. P. 2002. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Segunda edición. Springer Science and Business Media. Londres. pp. 1-15.
- Martinez, N. D., Williams, R. J., Dunne, J. A. 2006. Diversity, complexity and persistence in large model ecosystems en: Pascual, M. y Dunne, J. A. (Eds). Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs. Oxford University. Press. Oxford, Inglaterra. pp. 163-185.

- Maruyama, P. K., Olivera, G. M., Ferreira, C., Dalsgaard, B. y Oliveira, P. E. 2013. Pollination syndromes ignored: importance of non-ornithophilous flowers to Neotropical savanna hummingbirds. *Naturwissenschaften*. 100:1061-1068.
- Maya-Elizarrarás. 2011. Aves explotadoras de áreas verdes urbanas: un ejemplo de la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco. *El canto del Centzontle*. 1(2): 104-109.
- Mendonça L. y dos-Anjos. L. 2006. Feeding behavior of hummingbirds and perching birds on *Erythrina speciosa* Andrews (Fabaceae) flowers in an urban area, Londrina, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23 (1): 42-49.
- Medrano-Guzmán, A.P., Enríquez, P.L., Zuria, I. y Castellanos-Albores, J. 2020. Riqueza y abundancia de aves en áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *Revista peruana de biología*. 27(2): 169-182
- Merino García, P. A. 2017. Diversidad de aves de la zona urbana de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. Tesis de maestría. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- Miranda, F. 2015. La vegetación de Chiapas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas [UNICACH], Chiapas, México.
- Montúfar López, Aurora. 2007. Los copales mexicanos y la resina sagrada del Templo Mayor de Tenochtitlan. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, 116 págs.
- Morales-Morales, C.J., Aguilar-Astudillo, E., Rosales-Esquinca M.A., Quiroga-Madrigal R.R., Alonso-Bran R.A., Gutiérrez-Hernández, R.C. 2012. Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) asociados al piñón (*Jatropha curcas* L.), en cinco municipios de la Depresión Central de Chiapas, México. *Biota Colombiana*. 13(1): 35-46.

- Nascimento, V. T., Agostini, K., Souza, C. S., y Maruyama, P. K. 2020. Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 198:103801.
- Nava-Díaz, R., Pineda-López, R. y Zuria, I. 2019. Métodos para el estudio de aves en ambientes urbanos. En: Zuria, I., Olvera-Ramírez, A. y Ramírez-Bastida, P. (Eds). Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos. Fondo Editorial Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. pp. 103-125.
- Nilon, C.H., A.R. Berkowitz y K.S. Hollweg. 2003. Introduction: Ecosystem Understanding is a Key to Understanding Cities. En Berkowitz, A.R., C.H. Nilon y K.S. Hollweg (Eds). *Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education*. Springer. Nueva York, Estados Unidos. pp. 1-13.
- ONU. 2005. Definition of “urban”. Demographic Yearbook. Revisado el 27 de octubre 2002. Disponible en: https://unstats.un.org/unsd/demographic/sconcerns/densurb/Defintion_of%20Urban.pdf
- Ortiz-Pulido, R., Laborde J. y Guevara, S. 2000. Frugivoría por Aves en un Paisaje Fragmentado: Consecuencias en la dispersión de Semillas. *Biotropica*. 32(3): 473-488.
- Palacio, F.X., Valoy, M., Bernacki, F., Sánchez, M.S., Núñez-Montellano, M.G., Varela, O. y Ordano, M. 2015. Bird fruit consumption results from the interaction between fruit-handling behavior and fruit crop size. *Ethology Ecology & Evolution*. 29(1): 24-37.
- Panda, B.P., Prusty, B.A.K., Panda, B., Pradhan A. y Parida, S.P. 2021 Habitat heterogeneity influences avian feeding guild composition in urban landscapes: evidence from Bhubaneswar, India. *Ecological Process*. 10: 1-10.

- Partida-Lara, R., Enríquez, P., Vázquez-Pérez J.R., Pineda-Diez de Bonilla, E., Martínez-Ico, M. y Rangel-Salazar, J. L. 2018. Pollination syndromes and interaction networks in hummingbird assemblages in El Triunfo Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*. 34(5): 293-307.
- Paurata-Velarde, S.E. 2008. Algunos usos del copal. En Paurata-Velarde (Ed). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. pp. 14-17.
- Pennington, R. T., Lavin, M., y Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 40(1): 437-457.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R. Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D. S., McGeoch, M. A., Obura, D., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J. P. W., Stuart, S. N., Turak, E., Walpole, M. y Wegmann, M. 2013. Essential biodiversity variables. *Science*. 339: 277-278.
- Pineda-Diez de Bonilla, E., León-Cortés, J. y Rangel-Salazar, J.L. 2012. Diversity of bird feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in a human-modified landscape in southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*. 28(4): 369-376.
- Pineda-García, F., Arredondo-Amezcuca, L., e Ibarra-Manríquez, G. 2007. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque tropical caducifolio El Tarimo, Cuenca del Balsas, Guerrero. *Revista mexicana de biodiversidad*. 78(1):129-139.

- Pizo, M. A., Donattib, C. I., Gueves, N.M.R. y Galetti, M. 2008. Conservation puzzle: Endangered hyacinth macaw depends on its nest predator for reproduction. *Biological conservation*. 141(3): 792-796.
- Pizo, M. A. y Galetti, M. 2010. Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. En: Von Matter, S., Straube, F., Candido Jr, J.F., Piacentini, V. e Accordi, I. (Eds.). *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Editora Technical Books. Brasil. pp. 493-506.
- Proppe, D. S., Sturdy, C. B., y St. Clair, C. C. 2013. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. *Global change biology*. 19(4):1075-1084.
- Ramírez-Aburto, D.J., Valero-Pacheco, E., Macswiney-González, M. C. 2010. Redes Ecológicas, una herramienta de estudios ecosistémicos: *Alpha Zero*. 57: 32-43.
- Ramos-Robles, M., Andresen, E. y Díaz-Castelazo, C. 2016. Temporal changes in the structure of plant-frugivore network are influenced by bird migration and fruit availability. *PeerJ*. 4: e2048.
- Rangle-Salazar, J.L., Enríquez P.L. y Santiz-López E. 2009. Variación de la diversidad de aves de sotobosque en el Parque Nacional de Montebello, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 25(3): 479-495 (2009)
- Razafimahefa, A.L., Nowak, M.M., Bogawski, P., Tsy, J.L.M.P., Faramalala, M.H., Rabakonandrianina, E., Roger, E., Razanamaro, O.H. 2022. Effect of habitat fragmentation on the generative growth of *Adansonia rubrostipa* in dry deciduous forest in western Madagascar. *Global Ecology and Conservation* 34: e02022.

- R Development Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Consultado el 13 de enero de 2024. Disponible en: <http://www.R-project.org>
- Reyes, A. y Souza, M. 1997. Listados florísticos de México XVII: Depresión Central de Chiapas. La selva baja caducifolia. Instituto de Biología, UNAM. México, D.F.
- Roca-Cladera, J. 2003. La delimitación de la ciudad ¿una cuestión imposible?. Ciudad y Territorio: Estudios territoriales. 35(135): 17-36.
- Rodríguez, R., y Almazán, R. C. 2019. Aves frugívoras en *Bursera* en el Alto Balsas de Guerrero. *FORO DE ESTUDIOS SOBRE GUERRERO*. 6(1): 601-610.
- Román-Guillén, L. M., Orantes-García, C., Carpio-Penagos, C. U. D., Sánchez-Cortés, M. S., Ballinas-Aquino, M. L., y Farrera-Sarmiento, Ó. 2019. Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Madera y bosques*. 25(1): 1-13.
- Rocha-Loredo, A. G., Ramírez-Marcial, N., y González-Espinosa, M. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 87: 89-103
- Rzedowski, J. 1978. *Plantae Guerrerenses Kruseanae*. Ciencia, Méx. 28: 49-56.
- Rzedowski, J., Medina-Lemos, R., Calderón de Rzedowski, G. 2005. Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae) *Acta Botánica Mexicana*. 70: 85-111.
- Sakai, S., Metelmann, S., Toquenaga, Y., y Telschow, A. 2016. Geographical variation in the heterogeneity of mutualistic networks. *Royal Society open science*. 3(6): 1-10.

- Salazar-Rivera, G. I., Dáttilo, W., Castillo-Campos, G., Flores-Estévez, N., Ramirez Garcia, B., y Ruelas Inzunza, E. 2020. The frugivory network properties of a simplified ecosystem: Birds and plants in a Neotropical periurban park. *Ecology and evolution*. 10(16): 8579-8591.
- Sánchez-Alvarado, R.A., Velázquez-Velázquez, E. y Diez-de-Bonilla, E.P. 2019. Composición y diversidad de aves asociadas a parques urbanos de la ciudad Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Libro de resúmenes del XVII Congreso para el estudio y conservación de las aves en México. Mérida, Yucatán, México. pp. 30.
- Sánchez-Molina, D. Y., Farrera-Sarmiento, O., Gordillo-Ruiz M. C. y Beutelspacher, C. R. 2018. Inventario florístico de la Subcuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Lacandonia*. 12(1):33-60.
- Sancho-Comíns, J. y Reinoso-Moreno, D. 2012. La delimitación del ámbito rural: una cuestión clave en los programas de desarrollo rural. *Estudios Geográficos*. 73(273): 599-624.
- Sardinha, E. y Sainz-Borgo, C. 2016. Estrategias de forrajeo de diversas especies de la familia Tyrannidae en un ambiente urbano. *Ecotrópicos*. 29(1-2): 43-48.
- Savard, J.P.L., Clergeau P. y Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*. 48: 131-142.
- Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso C.A., Wesley, D., Ribeiro, H., Ribeiro, M.C., de Camargo-Guaraldo, A., Brandão-Niebuhr, B. y Galarda-Varassin, I. 2020. Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems*. 23(3): 457-470.
- Sekercioglu, CH. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*. 21: 464-471.

- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2014. La biodiversidad mexicana. Revisado el 23 de julio de 2022. Disponible en https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/04_biodiversidad/4_1.html
- Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, M., Dalmaso, C., Ribeiro, J.W., Ribeiro, M.C., Guaraldo, A., Niebuhr, B., Varassin, I. 2020. Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore network. *Urban Ecosystems*. 23:457-470.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. y Hope, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in ecology and evolution*. 21 (4): 186-191.
- Siliceo-Abarca, S.J. 2021. Avifauna asociada a la zona urbana de Chiapa de Corzo, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Silva, M., García, A. y Hernández, A. 2015. Crecimiento de la mancha urbana en la Zona Metropolitana de Tuxtla Gutiérrez (Chiapas, México). *Quehacer Científico en Chiapas*. 10(2):35-41.
- Spiesman, B.J. e Inouye, B.D. 2013. Habitat loss alters the architecture of plant-pollinator interaction networks. *Ecology* 94(12): 2688-2696.
- The Plant List. 2013. Version 1.1. Revisado el 24 de julio de 2022. Disponible en: <http://www.theplantlist.org/>
- Terradas, J., Franquesa, T., Parés, M. y Chaparro, L. 2011. Ecología urbana. Investigación y Ciencia. 422: 52-58.

- Teodosio-Faustino, I. A., Chávez-González, E., y Ruelas Inzunza, E. 2021. In a Neotropical Periurban Park, Fruit Consumption by Birds Seems to Be a Random Process. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 9: 1-13.
- Valdez-Hernández, M., Andrade J. L., Jackson, P. y Rebolledo-Vieyra, M. 2010. Phenology of five tree species of a tropical dry forest in Yucatan, Mexico: effects of environmental and physiological factors. *Plant soil*. 329: 155-171.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcantara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García M., Gómez, J., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P., Travaset A., Verdu, M. y Zamora, R. 2014. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*. 29: 299-307.
- Vázquez-Yanes, C., Batis-Muñoz, A. I., Alcocer-Silva, M. I. , Gual-Díaz, M. y Sánchez-Dirzo, C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM. pp 73-76.
- Villaseñor, J.L. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista mexicana de Biodiversidad*. 87 (3): 559-905.
- Wang, G., Huang, Y., Yao, W., Tang, Q., Huang, Q., Huang, Y., Wei, L. y Zhou, Q. 2022. Structure and characteristics of plant-frugivore network in Guilin Botanical Garden. *Authorea*. doi: 10.22541/au.165590643.37477932/v1
- Weeks, J.R. 2010. Defining Urban Areas. In: Rashed T, Jürgens C (eds) Remote Sensing of Urban and Suburban Areas. Springer, Dordrecht, pp 33-45

- Zacarelli, N., Riitters, K.H., Petrosillo, I. y Zurlini, G. 2008 Indicating disturbance content and context for preserved areas. *Ecological Indicators*. 8(2008): 841-853
- Zhang, M., Lu, G., Han, Q. y Lu, C. 2022. Structure and Characteristics of Plant-Frugivore Network in an Urban Park: A Case Study in Nanjing Botanical Garden Mem. Sun Yat-Sen. *Diversity*. 14(2): 71-86.
- Zietsman, M., Montaldo, N. H. y Devoto, M. 2019. Plant-frugivore interactions in an urban nature reserve and its nearby gardens. *Journal of Urban Ecology*. 5(1): 1-9.
- Ziska, L. H., Gebhard, D. E., Frenz, D. A., Faulkner, S., Singer, B. D. y Straka, J. G. 2003. Cities as harbingers of climate change: common ragweed, urbanization, and public health. *Journal of allergy and clinical immunology*. 111(2): 290-295.