



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
ECOLOGÍA

**DIVERSIDAD DE HORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EN ÁREAS
URBANAS: UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

CARMEN NATALIA CASTAÑEDA GARCÍA

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: DRA. LETICIA RÍOS CASANOVA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. ALICIA CALLEJAS CHAVERO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. ZENÓN CANO SANTANA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

LOS REYES IZTACALA, TLALNEPANTLA, EDO.MÉX., OCTUBRE, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
ECOLOGÍA

**DIVERSIDAD DE HORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EN ÁREAS
URBANAS: UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

CARMEN NATALIA CASTAÑEDA GARCÍA

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: DRA. LETICIA RÍOS CASANOVA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. ALICIA CALLEJAS CHAVERO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. ZENÓN CANO SANTANA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

LOS REYES IZTACALA, TLALNEPANTLA, EDO.MÉX., OCTUBRE, 2023

COORDINACIÓN GENERAL DE ESTUDIOS DE POSGRADO
COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
OFICIO: CGEP/CPCB/FESI/0631/2023
ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Ecología del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **08 de mayo de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Ecología** de la estudiante **CASTAÑEDA GARCÍA CARMEN NATALIA** con número de cuenta **408067852** con la tesis titulada **"Diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en áreas urbanas: una revisión bibliográfica"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. LETICIA RÍOS CASANOVA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. ROSA GABRIELA CASTAÑO MENESES
Vocal: DRA. MADAI ROSAS MEJÍA
Vocal: DRA. EK DEL VAL DE GORTARI
Vocal: DR. OSCAR SALOMÓN SANABRIA URBÁN
Secretario: DR. ZENÓN CANO SANTANA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 17 de agosto de 2023

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA

c. c. p. Expediente del alumno

AGNS/GGWEARR/ggm



AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Al CONACyT por la beca para realizar los estudios a través del CVU 1003598.

A la Dra Lety Ríos Casanova por asesorar la tesis.

A la Dra Alicia Callejas Chavero y al Dr. Zenón Cano Santana por ser el comité tutorial y sus revisiones.

AGRADECIMIENTOS

A DIOS,

Por Ser El Camino, La Verdad y Vida. Por esta oportunidad, por Sus bendiciones y dones. Por Ser y darnos Sabiduría, Luz, Justicia, Misericordia, Libertad, Fortaleza, Paz, Amistad, Fidelidad, Templanza, Caridad, Tranquilidad. Aún si parece que eso ya no existe.

Por sanarnos, enseñarnos a luchar, aceptar, mejorar, soportar, renunciar y crecer en todos los aspectos. Porque podemos intentar creer todos los días, poco o mucho. Por rescatarnos y renovarnos.

Gracias Dios por las personas que me ayudaron:

Por mi familia padres Hilda y Raymundo, hermanas Jacqueline, Cristy Arianna y Claudía. Por su ejemplo sobre todo ante las dificultades, por el apoyo, afectos y que estamos a pesar de todo y todos. En especial a Clau y mamá, por el apoyo día a día, que no es fácil. Gracias Clau por tu cariño, compañía, fortaleza y apoyo. Estas cañona, Dios me dijo.

También gracias a David por su apoyo y prestarme la computadora para poder acabar esto.

Por la tutoría de Lety Ríos Casanova y del comité Alicia Callejas y Zenón Cano por su experiencia, tiempo y paciencia. Muchas gracias al doc Zenon por ser “muy” profesor, su disponibilidad, forma de ser y ayuda con el proyecto; por su sinceridad.

Gracias al jurado por su experiencia, revisión y disposición: Dra. Ek del Val de Gortari, Dra. Madai Rosas Mejía, Dra Rosa Gabriela Castaño Meneses y Dr. Oscar Salomón Sanabria Urbán.

Por los servicios sociales de Lety Ríos: Carlos Hernández Vilchis y Cesar Aparicio y su ayuda en campo, por empolvarse. A Angélica González Cruz y Ana Laura Rodríguez López, por la primera versión del Excel de los gremios tróficos.

También a Yuri Glebskiy por enseñarme sitios de estudio y Surya González por ayudarme con el mapa.

Por los que directa o indirectamente me mostraron apoyo, poco o mucho.

Por las personas que motivan e inspiran:

Como las personas mayores la “nena” Dolores Mendoza Ávila, amiguita de 87 de años que sola ve sus gastos y necesidades, Pilarcita que también anda sola y recibe dinero aun si tiene familia, Lidia que recoge cartón para tener dinero, la señora afuera del pan que desde temprano vende dulces, sr. Santos que le dan la comida diaria por algún mandado. O la comunidad de la escuela La Gaviota IAP, Centro de Atención a la Discapacidad Infantil, por sus niños y familias que están luchando. Por los involucrados como las psicólogas Clau y Judith, que les ayudan.

La gente en abandono y en la calle, que solo vemos y seguimos de largo. Hay que intentar ayudar con lo que tengamos. Se necesita achicar el infierno. Poco o mucho. A veces poco ayuda. Nuestra vida se necesita comprometida, razones sobran, el ambiente por ejemplo.

Por los no tan cercanos o queridos, que muestran indiferencia, incompreensión, banalidad, defraudan, viven en tibieza, egoísmo o ni bien ni mal. A veces de todo y todos se aprende y se puede tomar como impulso: “Si solo aman a quienes los aman a ustedes, ¿qué mérito tienen?”. Cuesta y duele muchísimo, pero se puede intentar. También por las condiciones complejas que forjan, desde las más generales hasta personales. El mundo es duro pero Dios ya nos dijo “Confiad, Yo He vencido al mundo”. Ojalá confiemos. Confiemos.

En resumen ¡gracias Dios!:

Por las personas dispuestas por y para Ti que en realidad somos todos solo que habemos unos más distraídos. Por las personas que no temen vivir en Ti, dicen sí, sirven y ofrecen su vida de muchas formas; también por las que temen, dudan, desisten, se afligen, dicen no o medio intentan. Por la simpleza del mensaje: el amor está por encima de cualquier interés. Inténtalo, de menos. Gracias a los que corrigen, encaminan, aconsejan, custodian. Por las bendiciones, certezas, historias y signos en cada persona, ojalá las podamos ver y aceptar. Por la salud, la compañía de una mascota, poder oír una canción, tener que comer, un techo, ser consolados, consolar, animar. Caernos y levantarnos. Por ver, entender y cuidar la vida, la casa común, por poder buscar y construir nuevos planes y lograrlos, no solo en lo que estamos acostumbrados. Gracias por poder vivir, y darnos el pan nuestro de cada día, por la vida, amor, paz, amistad y alianza eterna. Por Renovarnos todos los días. A Ti damos gracias.

“Vengan a Mí, todos los que están cansados, y Yo los haré descansar”.

“Yo Hago nuevas todas las cosas”.

“No hay amor más grande que el dar la vida por los amigos. Ustedes son mis amigos”. “Yo Estoy con ustedes todos los días”.

“Santo, Santo, Santo, Señor, Dios. El cielo y la tierra están llenos de Tú gloria. ¡Hosanna! en las alturas. Bendito el que viene en nombre del Señor”.

Padre nuestro, que estás en el cielo, santificado sea Tu Nombre; venga a nosotros tu reino; hágase Tu voluntad en la tierra como en el cielo. Danos hoy nuestro pan de cada día. Perdona nuestras ofensas, como también nosotros perdonamos a los que nos ofenden; no nos dejes caer en la tentación, y líbranos del mal. Amén.

MAGNIFICAT

Proclama mi alma
la grandeza del Señor,
se alegra mi espíritu en Dios,
mi Salvador;
porque ha mirado la humillación de su esclava.

Desde ahora me felicitarán todas las generaciones,
porque el Poderoso ha hecho obras grandes por mí:
su nombre es Santo,
y su misericordia llega a sus fieles de generación en generación.

Él hace proezas con su brazo: dispersa a los soberbios de corazón,
derriba del trono a los poderosos y enaltece a los humildes,
a los hambrientos los colma de bienes y a los ricos los despide vacíos.

Auxilia a Israel, su siervo, acordándose de la misericordia
—como lo había prometido a nuestros padres— en favor de Abrahán
y su descendencia por siempre.

Gloria al Padre, y al Hijo, y al Espíritu Santo.
Como era en el principio, ahora y siempre,
por los siglos de los siglos, amén.

DIOS NOS BENDIGA Y GUARDE POR SIEMPRE, AMEN.

DEDICADO:

A Dios y lo creado.

A lo bueno, bello, santo y perfecto de cada persona
que ha existido y existe.

A poder luchar por ello todos los días.

EN MEMORIA DE:

Los fallecidos por la pandemia, en especial el Sr.
Francisco Mandujano y la pequeña Ruth de La Gaviota,
IAP. DEP.

“Porque a Ti Señor elevo mi alma”

A Bebé, mi perrito que vivió por 12 años.

DIOS NUNCA MUERE

Muere el sol en los montes
con la luz que agoniza
pues la vida en su prisa
nos conduce a morir.

Pero no importa saber
que voy a tener el mismo final
porque me queda el consuelo
que Dios nunca morirá.

Voy a dejar las cosas que amé
la tierra ideal que me vio nacer
pero sé que después habré de gozar
la dicha y la paz
que en Dios hallaré.

Sé que la vida empieza
en donde se piensa
que la realizada termina.

Sé que Dios nunca muere
y que se conmueve
del que busca su beatitud.

Sé que una nueva luz
habrá de alcanzar nuestra soledad
y que todo aquel que llega a morir
empieza a vivir una eternidad.

Macedonio Alcalá, 1868.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN.....	3
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	11
MÉTODOS	13
RESULTADOS	16
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	27
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXO	53

RESUMEN

La urbanización es un proceso de transformación de patrones y procesos ecológicos que conforma un mosaico con diferentes grados de perturbación y estrés ambiental, por lo que el ambiente urbano permite estudiar los efectos de la alteración, degradación y fragmentación del hábitat en las comunidades, entre ellas las conformadas por las hormigas. En este trabajo se evaluaron los efectos que tiene la urbanización sobre la diversidad de las comunidades de hormigas a nivel global. Se realizó una revisión de artículos publicados de 1980 a 2020 utilizando las palabras clave: “ant” OR “ants” OR “Formicidae” AND (“urban*” OR “city” AND “diversity”). No se restringió el idioma de los artículos; sin embargo, para que aparecieran en la búsqueda, al menos el título, palabras clave o resumen debían estar en inglés; se analizó el efecto calculando tres tipos de coeficientes de respuesta (*CR*): *CR* de la riqueza, de gremios tróficos y de especies exóticas para un sitio urbano y su respectivo sitio conservado por cada artículo. Se revisaron un total de 197 artículos de los cuales solo 16 presentaron datos útiles para el análisis. Dado que las áreas urbanizadas son sitios degradados que ofrecen pocos recursos, se esperaba encontrar menos riqueza, menos gremios tróficos pero más especies exóticas en los sitios urbanos que en los conservados.

Encontramos que el mayor número de trabajos analizan la región Neártica (56.2%), seguidamente las regiones Neotropical (25.0%), Paleártica (12.5 %) y Australiana (6.2 %). Se encontró que las zonas urbanas no tuvieron significativamente menos especies, gremios tróficos o más especies exóticas respecto a sitios más conservados de acuerdo a sus *CR*.

Se sugiere que las comunidades de las zonas urbanas, y las de las zonas conservadas que las rodean, podrían estar teniendo un cierto grado de homogeneización. Se necesitan más estudios y análisis de las comunidades de hormigas urbanas sin embargo nuestro análisis es el primer intento por comprender los efectos de la urbanización sobre las comunidades de hormigas.

Palabras clave: coeficiente de respuesta, comunidades de hormigas, zonas urbanas.

ABSTRACT

Urbanization is a process of transformation of ecological patterns and processes which conform a mosaic of places with different degrees of disturbance and environmental stress, in this way, the urban environment allows the study of the effects of habitat alteration, degradation, and fragmentation of ecological communities, such as ant communities. In this work, we evaluated the effects of urbanization on the diversity of ant communities at a global level. We conducted a review of the papers published from 1980 to 2020 using the keywords: “ant” OR “ants” OR “Formicidae” AND (“urban*” OR “city” AND “diversity”). The language of the articles was not restricted; however, at least the title, keywords or abstract had to be in English. The effect of urbanization on ant communities was analyzed by three response ratios (RR): RR of richness, of trophic guilds and of exotic species for an urban site and its respective conserved site reported in each paper. Since urbanized areas are degraded sites that offer few resources, it was expected to find less richness, fewer trophic guilds, but more exotic species in these areas than in conserved ones. A total of 197 papers were reviewed from which 16 provided useful data for our analysis. We found that most of the papers analyzed the Nearctic region (56.2%), followed by the Neotropical (25.0%), Palearctic (12.5%) and Australian (6.2%) regions. We also found that urban areas did not have significantly fewer species, trophic guilds or more exotic species compared to more conserved sites according to their RR.

It is suggested that the communities of the urban areas, and those of the conserved areas that surround them, could be having a certain degree of homogenization. Further studies and analysis of urban ant communities are needed; however, our analysis is the first attempt to understand the effects of urbanization on ant communities.

Keywords: response ratio, ant communities, urban areas.

INTRODUCCIÓN

Urbanización y diversidad animal

Entendemos por urbanización al proceso de transformación de patrones y procesos ecológicos que conforma un mosaico con diferentes grados de perturbación y estrés ambiental (Miranda et al., 2012) que se manifiesta principalmente a través de una población humana y cubierta vegetal que cambian rápidamente (Seto et al., 2013). Un área urbana en términos generales, de acuerdo con Ritchie y Roser (2018) se considera cualquier lugar poblado por un mínimo de 50,00 habitantes. La urbanización tiene su origen en Europa occidental y ha tenido varios auges siendo el más antiguo el que ocurrió entre 6000 a 4000 años a.C. Los primeros centros urbanos estuvieron en Egipto, Sumeria y Asiria alcanzando su esplendor bajo el imperio romano con ciudades como Siracusa o Cartago; el proceso de urbanización se acrecentó con más rapidez entre 1800 y 1950, por lo que el mundo en su conjunto estaba ya considerablemente urbanizado en 1800 (Davis, 1955).

Los efectos globales más importantes que promueve la urbanización son la rápida expansión de las áreas urbanas, la modificación del clima local y regional, el aumento de la demanda de recursos naturales, presión en los puntos críticos de biodiversidad y su influencia en la economía verde (Seto et al., 2013). Se reconoce la pérdida del hábitat original la cual aumenta desde las áreas rurales hacia los centros urbanos (Medley et al., 1995; Collins et al., 2000), como consecuencia el entorno urbano se caracteriza por presentar sitios heterogéneos que incluyen áreas completamente construidas hasta lugares que preservan parte de la vegetación nativa (Mckinney, 2002; Lepczyk et al., 2017). Un ejemplo de áreas urbanas son las ciudades que se definen como entornos muy fragmentados compuestos de un mosaico de parches de varios tamaños y con diferentes usos del suelo (Faeth et al., 2011; Miguelena y Baker, 2019).

La urbanización por tanto conduce a cambios en las interacciones y procesos ecológicos que dictan la presencia, ausencia y abundancia relativa de las especies,

algunos ejemplos son los cambios en la preferencia de hábitat, la inmigración y la emigración, así como los cambios en la supervivencia y la reproducción debido a interacciones interespecíficas como la competencia, depredación y mutualismo (Faeth et al., 2011).

En este contexto el ambiente urbano permite estudiar los efectos de la alteración, degradación y fragmentación del hábitat en las comunidades, entre ellas las conformadas por los animales (McIntyre, 2000; Cross et al., 2016). Por ejemplo, en una revisión de McKinney (2008) que considero 47 estudios sobre el efecto de la urbanización sobre la diversidad se encontró que 64 % de los casos reportaron un decremento de la diversidad de invertebrados, 30 % un incremento y en 6 % no se encontraron cambios; los trabajos que registraron decrementos se refieren a pérdida de especies nativas, y los que reportan incrementos se refieren a la ganancia de especies exóticas.

En otro estudio realizado por Fenoglio et al. (2020) con artrópodos terrestres se encontró que la urbanización provoca una disminución de la abundancia de los artrópodos y que los grupos más afectados son Coleoptera y Lepidoptera. Para otros grupos de invertebrados, como arañas y hormigas, las evidencias muestran que la urbanización disminuye la riqueza de especies (Melo et al., 2022). Por otra parte, Gagné y Fahring (2011), al hacer un estudio sobre aves y escarabajos mostraron que la urbanización incrementa la abundancia de aves y escarabajos introducidos, y para ambos taxones se detectan patrones similares de simplificación de sus comunidades.

En un metaanálisis que estudió los efectos de la urbanización sobre los coleópteros (Carabidae) se encontró que las ciudades conservan el 77.6 % de las especies que se encuentran en las correspondientes zonas rurales y que las causas de la disminución son la fragmentación, disturbio y altas temperaturas (Martinson y Raupp, 2013).

Por último, se ha documentado que la destrucción del hábitat, invasión de especies exóticas y uso de químicos tóxicos son amenazas para los insectos y sus servicios ecosistémicos, servicios valorados en alrededor de 60 mil millones de dólares anuales solo para EUA (Losey y Vaughan, 2006).

Importancia de las hormigas

Las hormigas son organismos altamente diversos, ocupan diferentes niveles tróficos y llevan a cabo múltiples servicios ecosistémicos como favorecer la dispersión de semillas, influir en el mejoramiento del suelo, ser recicladores de materia y favorecer el control de plagas (Perfecto y Philpot, 2023); por ejemplo, influyen en los procesos biogeoquímicos

del suelo y son reguladores de la disponibilidad de recursos para otros organismos (Folgarait, 1998; Del Toro et al., 2012; Cabrera-Córdoba et al., 2021). Además, son sensibles al disturbio del hábitat (Andersen, 2000), ya que su riqueza, abundancia y composición pueden ser modificadas cuando cambian las condiciones bióticas y abióticas del ambiente en el que viven (Philpott et al., 2010; Santos, 2016).

Los formícidos (Hymenoptera: Formicidae) son considerados como organismos indicadores de cambios del ambiente debido al impacto que tienen en la productividad del suelo y por sus múltiples roles ecológicos así como también por su alta abundancia y nivel de conocimiento taxonómico (Andersen, 2004, Philpott et al., 2010; Rojas, 2015; Calle et al., 2013; Mendoza, 2016).

Se considera que las hormigas responden sensitivamente a los cambios ambientales debido a sus hábitos sedentarios, por lo que suelen ser usados como indicadores, presentan ventajas cuando se trata de aplicar protocolos de “bioevaluación” rápida debido a su ubicuidad y al ocupar un amplio rango de nichos y niveles tróficos (Wike et al., 2010).

Urbanización y comunidades de hormigas

Los estudios que abordan a las hormigas en el ambiente urbano han estudiado implícita o explícitamente aspectos como la diversidad de especies, la influencia de la contaminación del suelo en ellos y los efectos del cambio climático global (Santos, 2016).

Se han encontrado varias respuestas de las comunidades ante la urbanización, es decir, en algunos casos la diversidad de especies disminuye (Ivanov y Keiper, 2010; Brown et al., 2013), en otros no hay una disminución evidente (Santiago et al., 2018; Putyatina et al., 2017), mientras que en otros estudios se ha detectado un incremento (Brassard et al., 2021). Ejemplo de estas respuestas son que las especies que se pierden lo hacen de forma permanente (Rocha-Ortega y Castaño-Meneses, 2015) pudiendo llegar hasta el 85% de la reducción de la riqueza específica (Buczowski y Richmond, 2012). También se ha encontrado que las altas temperaturas de las ciudades favorecen la presencia de especies tolerantes al calor (Brans et al., 2017), mientras que la presencia de parques y otras zonas con vegetación resguardan especies menos tolerantes y permiten el aumento general en la abundancia de estos organismos (Miguelena y Baker, 2019). Otro patrón es que las

hormigas que anidan en varios sitios y que no muestran preferencia son más frecuentes en sitios muy urbanizados, mientras que aquellas especies con sitios de anidamiento especializados se encuentran marginadas en ambientes no urbanos (De Souza et al., 2012).

Otro resultado evidente se refleja en la composición de especies, ya que en las ciudades existen hormigas adaptadas también llamadas “urbanas”, como es el caso de *Nylanderia flavipes* (Wetterer y Porter, 2003), *Tetramorium caespitum* (Dáttilo et al., 2014) y *Wasmania auropunctata* (Savage et al., 2014).

Por otra parte, suele haber una mayor abundancia de especies nativas granívoras en sitios conservados frente a sitios urbanizados (Bang y Faeth, 2011), así como una mayor riqueza funcional de especies en zonas conservadas respecto a sitios urbanos donde dominan hormigas omnívoras (Santos et al., 2019).

Se reconoce también que las perturbaciones en el suelo pueden modificar de forma drástica el ambiente que las comunidades de hormigas ya no se diferencian entre sitios urbanizados y sitios no urbanos, es decir, hay pocas diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad de especies entre sitios (Ives et al., 2013). Esto se suma a que las comunidades de hormigas sufren una simplificación, es decir, el reemplazo de especialistas por generalistas, mediante un proceso conocido como homogeneización biótica, de modo que aumenta la

similitud composicional entre sitios (Dáttilo y Mc Gregor-Fors, 2021).

Dado que las respuestas son heterogéneas, la revisión de los estudios que han abordado el efecto de la urbanización sobre las comunidades de hormigas con enfoque de metaanálisis, puede ser útil para resumir y presentar un panorama de las respuestas de las comunidades a la urbanización. Esto es importante ya que la información recopilada puede servir en la planeación de estrategias para la conservación de la diversidad urbana (Samways et al., 2020) ya que los ecosistemas urbanos no solo representan ambientes degradados u homogeneizados, sino que sirven como modelos para comprender y mitigar los efectos del cambio ambiental inminente en áreas actualmente no urbanizadas (Dearborn y Kark, 2009), así como mejorar y preservar las áreas verdes de las ciudades que permitan la presencia de las especies (Clarke et al., 2008).

Hasta ahora existen muy pocos análisis sobre el efecto de la urbanización sobre insectos (Martinson y Raupp, 2013; Méndez-Rojas et al., 2021) y no hay ninguno que analice el efecto de la urbanización sobre las comunidades de hormigas a nivel global. A pesar de que las ciudades pueden variar en características, es importante resumir el conocimiento que se ha generado sobre la respuesta de las comunidades a la urbanización ya que permite sintetizar los resultados previos de forma estandarizada y cuantificable (Fenoglio et al., 2020). En este trabajo se presenta un análisis que considera el número de especies de hormigas registradas en la zona urbanizada en comparación con la zona menos urbanizada reportada por cada artículo revisado, además de la clasificación de las especies en gremios tróficos, es decir, dentro de grupos que consumen el mismo tipo de alimento de forma similar (Simberloff y Dayan, 1991), ya que esto permite hacer comparaciones entre comunidades a nivel global.

Al respecto, la mayoría de las hormigas son organismos que se alimentan de una combinación de materia vegetal y animal viva o muerta, es decir, son omnívoros (Brown, 2000); sin embargo, hay especies que presentan preferencias o especialización en sus dietas, por ejemplo, las hormigas granívoras que consumen semillas o las fungívoras que cultivan hongos a partir de materia vegetal (Kaspari, 2003) entre otras preferencias (Cuadro 1).

Cuadro 1.- Gremios tróficos de hormigas

Gremio trófico	Descripción
Omnívoras	Se alimentan tanto de tejido vegetal como animal (Kaspari <i>et al.</i> , 2019) y no tienen predilección clara por algún tipo de alimento. La mayoría de las hormigas son omnívoras ya que consumen una combinación de alimentos que van desde néctar, miel, polen, esporas, animales, heces y detritos (Rojas Fernández, 2001; Tsang <i>et al.</i> , 2020).
Nectarívoras	Se alimentan de líquidos azucarados de origen vegetal y/o animal ya que les proveen carbohidratos y aminoácidos, para obtenerlos suelen consumir el néctar producido en las plantas, en nectarios extraflorales, u obtenerlo de los exudados azucarados que son excretados por insectos Hemíptera y ciertos Lepidóptera (Brendão <i>et al.</i> , 2016).
Granívoras	Son aquellas que principalmente depredan semillas y éstas ocupan más del 70 % de su dieta. Entre estas hormigas se encuentran las hormigas de los géneros <i>Pogonomyrmex</i> y <i>Messor</i> (Myrmicinae) (Penn y Crist, 2018).
Fungívoras	Son especies que cultivan un hongo mutualista obligado del cual se alimentan utilizando como sustrato para su crecimiento plantas, flores, frutos, semillas o heces (Santos <i>et al.</i> , 2004), recolectan estos elementos a veces recortando pedazos de materia vegetal por lo que se conocen a estas hormigas como cortadoras de hojas. El hongo que cultivan estas hormigas produce estructuras ricas en proteínas que son su principal fuente de alimento (Lopes <i>et al.</i> , 2004). Todas las hormigas fungívoras están incluidas dentro de la Tribu Attini y se las considera los herbívoros dominantes en la Región Neotropical (Nobua, 2014).

Cuadro 1.- Gremios tróficos de hormigas

Gremio trófico	Descripción
Depredadoras	<p>Son aquellas que se alimentan de presas, algunas hormigas se alimentan de una variedad de artrópodos especialmente los de tamaño similar a ellas, así como de otros invertebrados, éstas fueron clasificadas como hormigas depredadoras generalistas como por ejemplo la especie <i>Ectatomma vizottoi</i> que depreda invertebrados (Lima y Antonialli-Junior, 2013) o bien <i>Neivamyrmex texanus</i> que depreda a otras hormigas (Alatorre-Bracamontes et al., 2019). Hay otras especies depredadoras más especializadas que suelen preferir un solo tipo de presa como colémbolos, milpiés, termitas u otras hormigas, estas fueron clasificadas como depredadoras especialistas (Cerdá y Dejean, 2011; Brendão et al., 2016, Latifian et al., 2018). Un ejemplo de depredadoras especialistas son las hormigas de la tribu Dacetinae que depredan únicamente a colémbolos (Medina, 1995).</p>
Carroñeras	<p>Son aquellas hormigas depredadoras que consumen de manera oportunista materia animal viva (presas) y muerta (carroña) (Cerdá y Dejean, 2011), se alimentan de este recurso debido a su composición nutricional y disponibilidad (Holway y Cameron, 2021); la carroña les posibilita el alimentarse de organismos que estando vivos les sería imposible de capturar como invertebrados de mayor tamaño, insectos eficientes en el vuelo o de pequeños vertebrados como mamíferos (Holway y Cameron, 2021).</p>

Hormigas exóticas y urbanización

Se sabe que la urbanización facilita la presencia de hormigas exóticas debido a la alta tolerancia que tienen frente al ambiente urbano (Guénard et al., 2014; Gippet et al., 2017), su impacto se considera como una de las principales causas de la disminución y extinción de especies (Wetterer et al., 2006), principalmente cuando estas especies exóticas son invasoras (Carvalho, 2009). Una especie exótica es un organismo que se establece fuera de su área de distribución natural, es decir, fuera del área que ocupa de manera original o que no podría ocupar sin la intervención humana (Koleff, 2017). Su presencia ha sido favorecida por actividades humanas como el comercio mundial (Yang et al., 2019; Schifani, 2019). Las especies exóticas tienen múltiples impactos negativos al afectar la supervivencia de las especies nativas, alterar las redes tróficas y el funcionamiento de los ecosistemas, así como perjudicar la salud humana y la economía (Rodríguez-Cabal et al., 2001; Rosas-Mejía et al., 2021).

El efecto de las hormigas exóticas e invasoras en los ecosistemas varían respecto al entorno físico así como a la historia de perturbaciones antropogénicas y la fragmentación del sitio en cuestión, por ejemplo, la ausencia de hormigas nativas en Hawái y otras islas del Pacífico hace más vulnerable a estas áreas frente a la invasión de especies como *Solenopsis invicta* y *S. geminata* (Holway et al., 2002).

El desplazamiento competitivo de las hormigas nativas por las hormigas invasoras es el efecto más dramático y ampliamente informado de las invasiones de hormigas (Holway et al., 2002). En áreas invadidas, la abundancia de hormigas nativas puede reducirse en más del 90% (Morrison, 2002), su presencia empobrece a las comunidades nativas al desplazarlas por ser más abundantes, dominantes y capaces de explotar los recursos urbanos, es decir, por poder aprovechar diversas fuentes de alimento y anidar en múltiples sitios (Uno et al., 2010; Vonshak y Gordon, 2015); por ejemplo, *Linepithema humile* (Dolichoderinae) nativa de Sudamérica, induce el declive de la abundancia y riqueza de especies originarias de California, EUA, además de que empobrece su estructuratrófica (Human y Gordon, 1997). De forma similar *Wasmania auropunctata* (Myrmicinae) de origen Neotropical reduce la abundancia y riqueza de especies nativas y hace que las comunidades sean más homogéneas al analizarlas en áreas verdes rodeadas de una matrizurbana tanto en Brasil (Dáttilo et al., 2014) como en Camerún (Masse et al.,

2019).

Otras especies de hormigas exóticas de relevancia mundial son *Paratrechina longicornis* (especie Afrotropical), *Monomorium floricola* (especie Afrotropical), *Anoplolepis gracilipes* (origen Asia o África), *Linepithema humile* (especie Neotropical), *Pheidole megacephala* (especie Afrotropical), *Solenopsis geminata* (especie Neotropical) y *Monomorium indicum* (especie Afrotropical) (Savitha et al., 2008; Masse et al., 2019; Santos et al., 2019).

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

A pesar de la importancia de los estudios de las comunidades de hormigas en ambientes urbanos y de los datos que pueden aportar, no hay revisiones globales de la urbanización y su impacto en estas comunidades, específicamente respecto a la riqueza, gremios tróficos y especies exóticas de hormigas. Si bien existe información global de las hormigas en ambientes urbanos (Santos, 2016; Perfecto y Philpott, 2023), estos no ahondan en términos ecológicos como el efecto de la urbanización sobre la riqueza y gremios tróficos. Por lo tanto, el presente trabajo se propuso con el fin de evaluar los efectos que tiene la urbanización sobre la diversidad de las comunidades de hormigas a nivel global; por lo tanto se hizo una revisión de artículos publicados en los últimos 40 años (1980-2020) período en que se consolidó la globalización (Martín-Cabello, 2013) bajo un enfoque de metaanálisis, es decir, una síntesis de los resultados provenientes de una serie de estudios realizados previamente que contenían datos analizables de forma cuantitativa (Rey-Benayaset al., 2009).

Para conocer los efectos que tiene la urbanización sobre las comunidades de hormigas se plantearon las siguientes preguntas: 1. ¿qué efectos tiene la urbanización sobre la riqueza de especies de las comunidades de hormigas?, 2. ¿cómo afecta la urbanización a los gremios tróficos de las comunidades de hormigas? y 3. ¿hay más especies exóticas en las zonas urbanas que en sitios conservados?

Hipótesis

Debido a que las zonas urbanas son ambientes con perturbaciones se predijo encontrar menos especies y menos gremios tróficos en los sitios urbanos respecto a sitios conservados. Por otro lado, dado que las áreas urbanizadas ofrecen menos recursos alimentarios, se supuso encontrar menos hormigas con dietas especializadas y más especies con dietas generalistas, es decir, encontrar que en los sitios urbanos existiera una mayor cantidad de especies omnívoras respecto a sitios conservados. Además, se esperaba que, si la urbanización facilita la presencia de especies exóticas, la riqueza de estas especies fuera más alta en sitios urbanos en comparación con sitios conservados.

MÉTODOS

Búsqueda y obtención de la información

La obtención de los datos se realizó en septiembre de 2020 para el periodo de 1980 a 2020 lapso en cual se consolido la globalización, mediante la búsqueda de artículos en la base de datos *ISI Web of Knowledge* (<http://www.isiwebofknowledge.com>). Para ello, se consideraron trabajos de ese periodo utilizando las palabras clave: “ant” OR “ants” OR “Formicidae” AND (“urban*” OR “city” AND “diversity”). No se restringió el idioma de los artículos; sin embargo, para que aparecieran en la búsqueda, al menos el título, palabras clave o resumen debía estar en inglés.

Se obtuvo un listado preliminar de artículos excluyendo a los artículos sin lista completa y accesible de las especies, escasa caracterización de los sitios de estudio o ambigüedades, por ejemplo, en la ubicación geográfica, imposibilidad en definir al menos dos sitios con características diferentes entre sí, escasez en antecedentes sobre los disturbios o perturbaciones como uso de suelo o vegetación. Lo anterior se hizo, ya que, sin un listado completo y disponible y sin la clasificación de un sitio urbano y uno conservado por artículo, se imposibilitó en automático cualquier análisis posterior.

Clasificación de la información

Se asignó un número a cada artículo seleccionado y de cada uno de ellos se obtuvieron y capturaron en Excel tres tipos de datos: los generales, los del área de estudio y los de las especies. Los datos generales incluyeron la cita del artículo (autores, año, título, revista, DOI), los del área de estudios clasificaron el país, estado, ciudad y las coordenadas geográficas del sitio donde se realizó el estudio (si en el trabajo no se mencionaban se realizó su búsqueda en Google Earth). Además, se capturó la descripción de los sitios donde se reportaron a las especies de hormigas; de estos consideró la descripción dada por los autores, por ejemplo, nombre del sitio, tipo de vegetación, uso del suelo, cercanía entre sitios, tamaño del área, disturbios reportados.

Los datos de las especies consistieron en copiar o transcribir cada nombre de las especies (género y especie) de las hormigas en el sitio urbano y en el conservado. No se utilizaron los índices de diversidad de los trabajos ya que éstos suelen variar entre estudios,

tampoco se consideró la abundancia porque suele reportarse como porcentajes, proporciones, o logaritmo (natural o base 10), lo cual no permite comparar datos de diferentes trabajos.

Si bien la riqueza de especies también puede variar con respecto al método de colecta, esfuerzo de captura y área muestreada, en este trabajo se compararon los datos dentro de un mismo estudio asegurando que los métodos y esfuerzo de colecta fueran muy similares, haciendo posible la comparación entre sitios del mismo artículo.

Para la asignación de las especies en los gremios tróficos se consideró como fuente principal el trabajo de Brown (2000) sobre la biología de los géneros de hormigas, la cual se complementó con los datos de Eguchi et al. (2009), Norasmah et al. (2012), Lewis y Sands (2021) y el portal Antwiki (2021). Se excluyeron especies reportadas como “sp.” de los géneros *Formica*, *Pheidole* y *Solenopsis* al existir ambigüedad respecto a su dieta. Los gremios en los que se clasificaron a las hormigas fueron: omnívoras, nectarívoras, granívoras, fungívoras, depredadoras especialistas, depredadoras generalistas y carroñeras (Cuadro 1). La riqueza de especies y los gremios tróficos se ordenaron para mayor facilidad por regiones biogeográficas (Escalante, 2009); las regiones consideradas fueron: Neártica, Paleártica, Neotropical, Afrotropical, Indomalaya, Oceánica, Australiana y Antártica (Udvardy, 1975).

Para la clasificación de las especies dentro de la categoría de exóticas se revisó la información del portal Antwiki (2021), Guenard et al. (2017), los mapas ahí contenidos provenientes del portal Antmaps (2022), así como los mapas de Ant Genera of the World (2022), debido a que las especies provenían de diferentes regiones por lo que fue necesario revisar su estatus como exótica o nativa de acuerdo al lugar de origen de cada artículo.

Análisis de datos

Para cuantificar el efecto de la urbanización sobre la riqueza de especies se calculó el coeficiente de respuesta (*CR*; Rey-Benayas et al., 2009), con la fórmula general:

$$CR = \ln \frac{U}{C}$$

donde: *CR* = cociente de respuesta, *U* = número de especies, gremios tróficos o número de especies exóticas en el sitio urbano, y *C* = número de especies, gremios tróficos o número de especies exóticas en el sitio conservado.

Se calcularon tres cocientes de respuesta: uno para el número de especies (CR_{Riqueza}), otro para el número de gremios tróficos (CR_{Gremios}) y otro para el número de especies exóticas ($CR_{\text{Exóticas}}$). Cuando los CR fueron negativos, indicaron que los sitios urbanos tuvieron menos especies, menos gremios tróficos o menos especies exóticas que los sitios conservados; si fueron positivos indicó que en los sitios urbanos hubo más especies, gremios tróficos o especies exóticas; y si el valor fue cero significó que los sitios urbanos y conservados presentaron igual número de especies, gremios tróficos o número de especies exóticas.

Todos los valores de CR fueron analizados para saber si eran diferentes de cero y conocer que no hubiese diferencias significativas en los sitios mediante una prueba de t de una sola muestra. Previamente se probaron los supuestos de la prueba (normalidad de los datos). En caso de que no se cumplieran los supuestos, es decir, que los datos no fueran normales se usó la prueba de rangos de Wilcoxon. Lo anterior se realizó en el programa PAST 4.04. (Hammer et al., 2001).

Composición de especies y gremios tróficos

Para conocer si el número de especies por gremio trófico estaba relacionado con el tipo de sitio (urbano o conservado), se realizó una tabla de contingencia y el posterior análisis de residuales ajustados para conocer qué celda o celdas contribuyó o contribuyeron a las diferencias (Everitt, 1977) para lo cual se usó el programa PAST 4.04. (Hammer et al., 2001).

En este mismo programa se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) el cual se complementó con un análisis de similitud (ANOSIM) con el uso de distancia de Bray-Curtis a fin de determinar la variación de la composición de los gremios tróficos entre los sitios urbanizados y conservados.

RESULTADOS

Datos generales

De un total de 197 artículos obtenidos de *ISI Web of Knowledge*, solo 16 cumplieron con los criterios requeridos (ver Anexo). Los trabajos provenían de cuatro regiones biogeográficas siendo la Neártica la que más trabajos incluyó (56.2%), seguida de las regiones Neotropical (25.0%), Paleártica (12.5 %) y Australiana (6.2 %) (Figura 1). Al no cumplir los criterios de selección no se incluyeron a las demás regiones.

Estados Unidos de América fue el país con más trabajos (incluyendo a Puerto Rico), seguido de Brasil y México (Cuadro 2). Los 16 estudios se hicieron en 16 ciudades, la mayoría de ellas fueron urbes del continente americano de las cuales 14 se consideran urbanizadas al estar pobladas por más de 50 000 habitantes (Cuadro 2), solo West Lafayette (EUA) y Santa Isabel (Puerto Rico) estuvieron debajo de esta cifra al tener 44 595 y 20 281 habitantes, respectivamente (United Census Bureau, 2022).

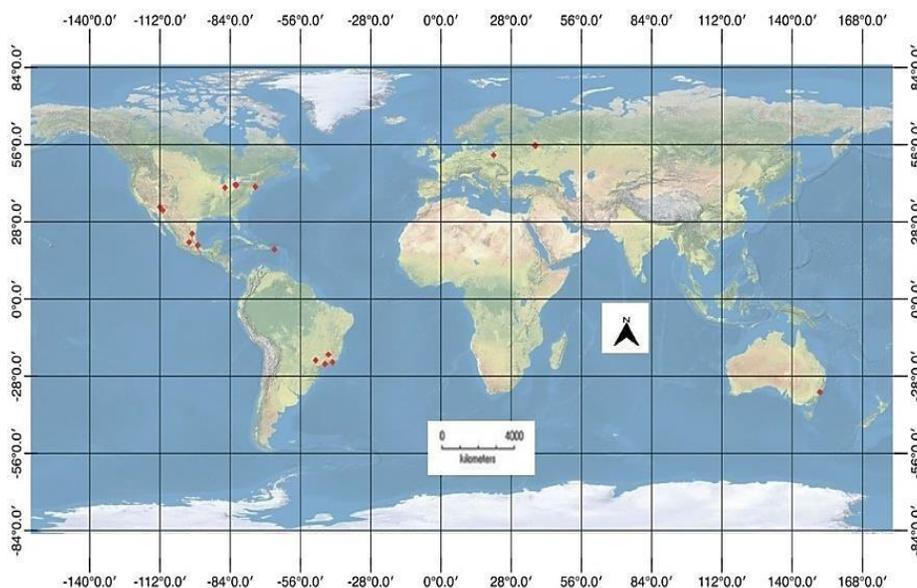


Figura 1. Localización geográfica de los sitios donde se realizaron los estudios incluidos en esta revisión.

(Elaboró: M en C. Surya Ivonne González Jaramillo y C. Natalia Castañeda García)

Las especies se agruparon dentro de siete gremios tróficos: hormigas omnívoras,

depredadoras generalistas, depredadoras especialistas, granívoras, fungívoras, carroñeras y nectarívoras (Cuadro 1). El gremio con más especies tanto en sitios urbanos como conservados fue el de las omnívoras ya que representó el 67.5 % (N=216) y 65.9 % (N=213), respectivamente. Los porcentajes del resto de los gremios tróficos en los sitios urbanos fue el 13.1 % (N=42) de depredadoras generalistas, 10.3 % de granívoras (N=32), el 5 % de depredadoras especialistas (N=16), 1.8 % de fungívoras (N=6), 1.5 % de carroñeras (N=5) y sólo el 0.6 % (N=2) correspondió a nectarívoras. En los sitios conservados el 17 % (N=55) fueron depredadoras generalistas, las granívoras incluyeron el 5.5 % (N=18) del total, las depredadoras especialistas el 6.8 % (N=22), las fungívoras el 3.8 % (N=12), las carroñeras el 0.6 % (N= 2) y las nectarívoras el 0.3 % (N=1) (Figura 2). El número de especies por gremio trófico no estuvo asociado al tipo de sitio ($\chi^2 = 10.728$, g.l.= 6, $P = 0.097$).

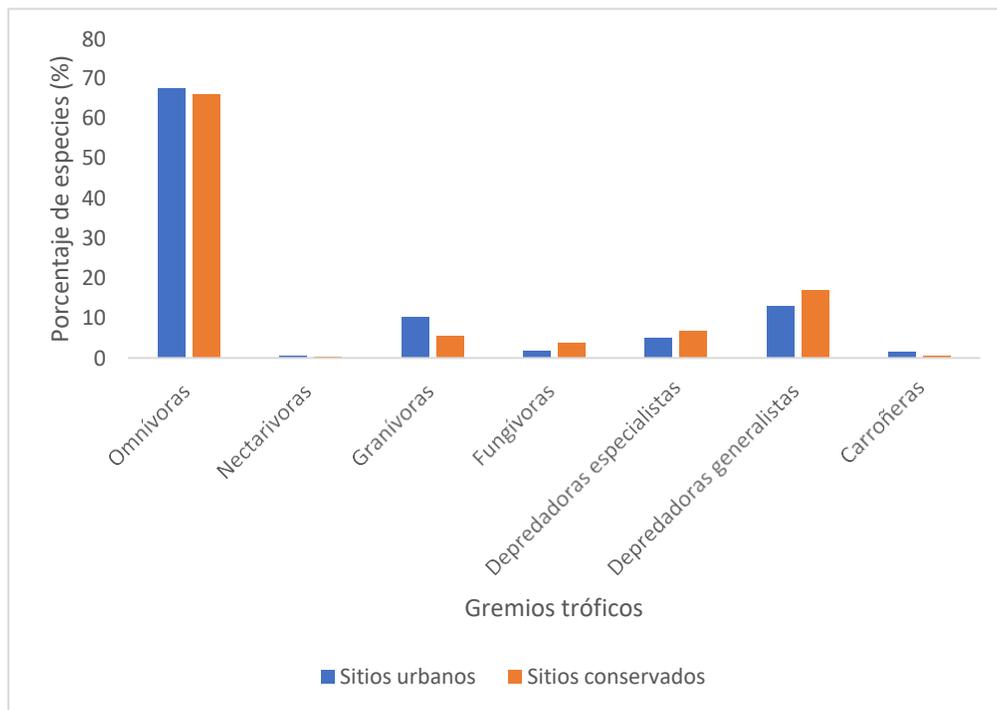


Figura 2. Porcentaje global de especies de hormigas por gremios tróficos en sitios urbanos y conservados. Sitios urbanos: 320 especies, sitios conservados: 323 especies.

Cuadro 2. Número de estudios, ciudades por país y región biogeográfica considerados en la revisión.

Región biogeográfica	País	Número de artículos seleccionados	Ciudades donde se realizaron los trabajos
Neártica	EUA	6	West Lafayette, Phoenix, Nueva York, Cleveland, Santa Isabel, Tucson
Neártica	México	3	Querétaro, Ciudad Victoria, Xalapa-Coatepec
Neotropical	Brasil	4	Marília, Mogi das Cruzes, Río de Janeiro, Divinópolis
Paleártica	Polonia	1	Varsovia
	Rusia	1	Polonia
Australiana	Australia	1	Sidney

Gremios tróficos

Gremios tróficos por región biogeográfica

Sumado a lo anterior, las especies se clasificaron en gremios tróficos por zona biogeográfica : zona Neártica (EUA y México), Neotropical (Brasil), Paleártica (Polonia y Rusia) y Australiana (Australia).

En la región Neártica el gremio con más especies en zonas urbanas y conservadas correspondió a las hormigas omnívoras (125 y 104 especies, respectivamente). El gremio de fungívoras tuvo el menor número de especies tanto en zonas urbanas como conservadas (cero y dos, respectivamente). Las granívoras, depredadoras especialistas y carroñeras tuvieron más especies en las zonas urbanas (24,10 y cinco) que en las conservadas (ocho, seis y una). Las nectarívoras estuvieron ausentes (Figura 3). En esta región encontramos una asociación entre el número de especies por gremio trófico y el tipo de sitio (urbano o conservado; $\chi^2 = 11.468$, g. l.= 5, $P = 0.043$). El gremio de hormigas granívoras tuvo más especies observadas que las esperadas por la tabla de contingencia en las zonas urbanas y menos especies observadas que las esperadas en las zonas conservadas.

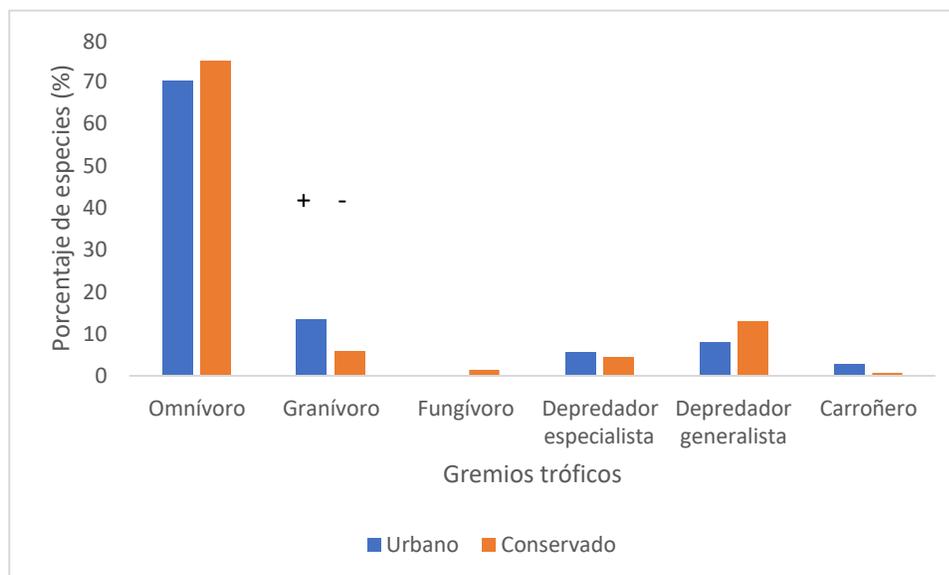


Figura 3. Porcentaje de especies de hormigas por gremios tróficos en la región Neártica. Los símbolos por encima de las barras denotan si las frecuencias observadas fueron significativamente más altas (+) o más bajas (-) que las esperadas por la tabla de contingencia (residuales ajustados). Sitios urbanos: 178 especies, sitios conservados: 139 especies.

En la región Neotropical el gremio de las omnívoras tuvo el mayor número de especies y este número fue mayor en los sitios conservados (77) que en los urbanos (53). Las hormigas granívoras, fungívoras, depredadoras especialistas, depredadoras generalistas y carroñeras tuvieron más especies en las zonas conservadas (nueve, 10, 15, 25, uno, respectivamente) que en las zonas urbanas (ocho, seis, uno, 19, 0 respectivamente). En cuanto a las especies nectarívoras, las zonas urbanas tuvieron 2 especies, pero no se registró ninguna en las zonas conservadas (Figura 4). No encontramos asociación entre el número de especies por gremio trófico respecto a los sitios urbanos o conservados ($\chi^2=11.9$, g. l.= 6, $P = 0.064$)

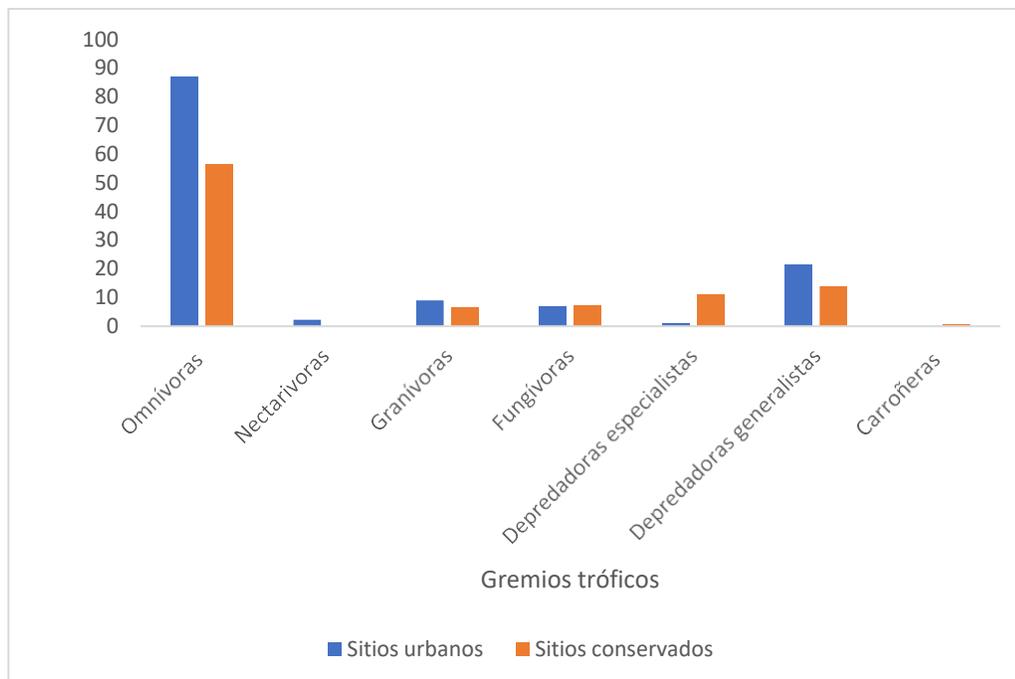


Figura 4. Porcentaje de especies de hormigas por gremios tróficos en la región Neotropical.

Sitios urbanos: 89 especies, sitios conservados: 137 especies.

Para la región Palearctica solo se registraron especies omnívoras siendo mayor la cantidad en los sitios urbanos (20) que en los conservados (ocho) (Figura 5).

En la región Australiana solo se consideró un artículo y se encontraron más especies omnívoras en los sitios conservados (24) que en los urbanos (18). También hubo más especies depredadoras generalistas en los sitios conservados (12) que en los urbanos (nueve), sin embargo, para las especies depredadoras especialistas encontramos más en las zonas urbanas (cinco) que en las conservadas (uno). Para las especies granívoras solo encontramos una especie para zonas urbanas y una para conservadas mientras que para las nectarívoras encontramos solo una especie en zonas conservadas y ninguna en los sitios urbanos. No se reportó a ninguna especie carroñera ni fungívora, estas últimas por distribución natural no habitan en esta zona (Figura 6).

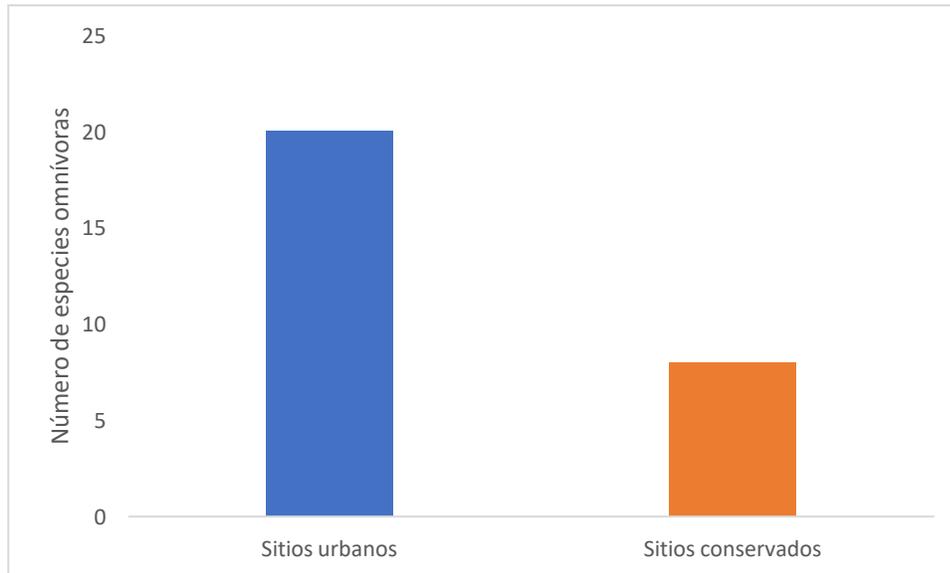


Figura 5. Porcentaje de especies de hormigas omnívoras en la región Paleártica.

Sitios urbanos: 20 especies, sitios conservados: ocho especies.

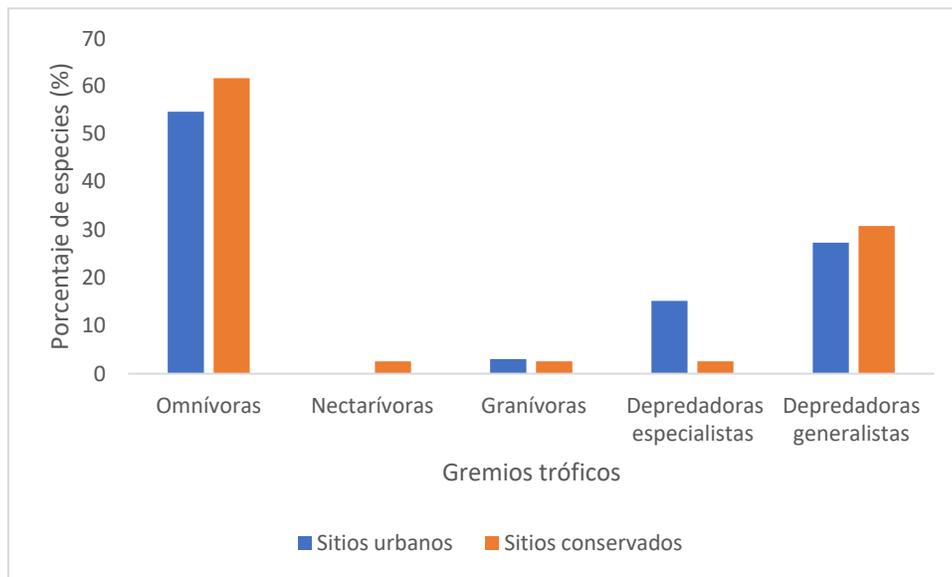


Figura 6. Porcentaje de especies de hormigas por gremios tróficos en la región Australiana.

Sitios urbanos: 33 especies, sitios conservados: 39 especies.

Para la región Australiana no hubo dependencia entre los tipos de sitio (urbano o conservado) y el número de especies por gremio trófico ($\chi^2 = 4.485$, g. l.=4, $P = 0.344$).

Cocientes de respuesta (CR) del número de especies, gremios tróficos y especies exóticas

La prueba de normalidad indicó que los $CR_{Riqueza}$ ($W= 0.890, P = 0.056$) y $CR_{Exóticas}$ fueron datos normales ($W= 0.002318, P= 0.0015$) y los $CR_{Gremios}$ fueron datos no normales ($W= 0.9411, P= 0.2149$). Por su parte el promedio de los $CR_{Riqueza}$ fue 0.139, el de $CR_{Gremios}$ (0.022) y el $CR_{Exóticas}$ (0.109) (Figura 7).

De acuerdo a la prueba t ningún CR fue significativamente diferente de cero ($CR_{Riqueza}: t= 0.538, P= 0.291$; $CR_{Exóticas}: t= 1.38, P=1$; $CR_{Gremios}: W= 39.5, P=0.96$).

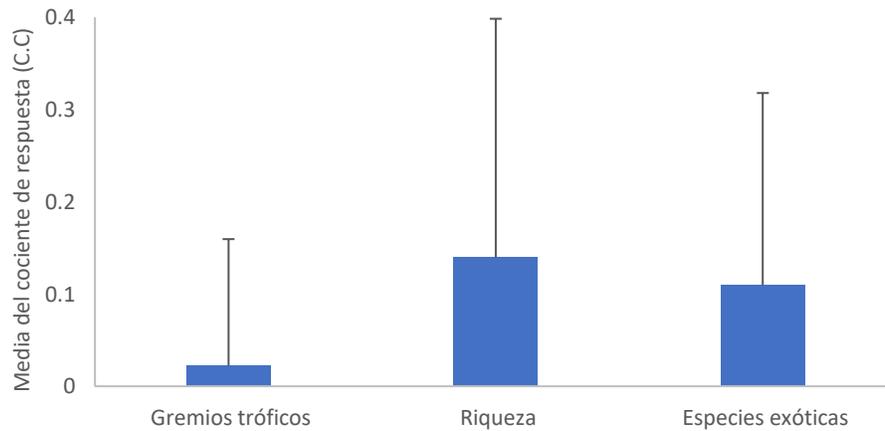


Figura 7. Media del cociente de respuesta de la riqueza de especies, número de gremios tróficos y especies exóticas.

($CR_{Riqueza} : 0.139, CR_{Gremios} : 0.022$ y $CR_{Exóticas} : 0.109$).

Composición de los gremios tróficos

La composición de los gremios tróficos entre sitios urbanos y conservados no mostró diferencias (Figura 8), lo cual se corroboró con el análisis de similitud (ANOSIM) ($R = -0.046$, $P = 0.997$).

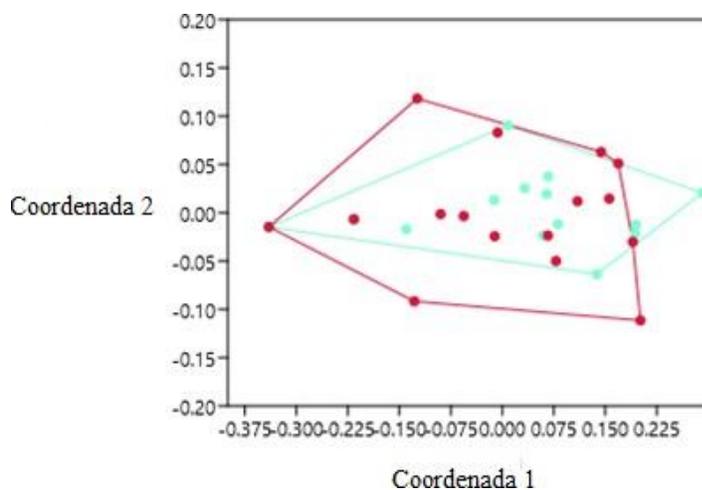


Figura 8. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para los gremios tróficos: sitios conservados (verde) y urbanizados (rojo).

Especies exóticas

Se encontraron un total de 27 especies exóticas, 18 en los sitios urbanos y 24 en los sitios conservados. Las especies se incluyeron dentro de cuatro subfamilias que fueron Dolichoderinae, Formicinae, Ponerinae y Myrmicinae. La subfamilia con más especies exóticas en las zonas urbanas y conservadas fue Myrmicinae seguida de las subfamilias Formicinae, Dolichoderinae y Ponerinae (Figura 9).

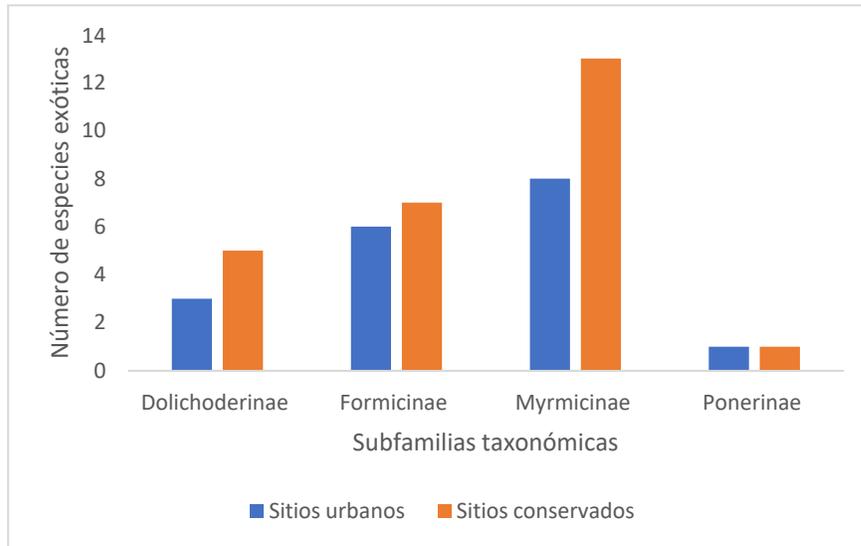


Figura 9. Especies exóticas de hormigas por subfamilia taxonómica de los estudios analizados, sitios urbanos: 18 especies, sitios conservados: 24 especies.

Los géneros con más especies fueron *Cardiocondyla*, *Monomorium*, *Paratrechina* y *Tetramorium* al incluir a cuatro especies. Destacaron por su importancia global las especies *Paratrechina longicornis* y *Pheidole megacephala*, presentes en ambos tipos de sitios, y *Wasmania auropunctata* registrada solo en un sitio urbano. Respecto a su distribución original, la mayoría de las especies exóticas provenían de la región Afrotropical (15), Paleártica (seis), Neotropical (cinco) y la zona del Indo Pacífico (uno). Sobre sus hábitos alimentarios, la mayoría de las especies fueron omnívoras solo *Hypoponera punctatissima* fue depredadora generalista (Cuadro 3). Por último, del total de especies reportadas por tipo de sitio, las exóticas representaron el 5.0 % en los sitios urbanos y en los sitios conservados fueron el 6.5 %.

Cuadro 3. Especies exóticas reportadas en los artículos analizados

Especie	Subfamilia	Gremio trófico	Origen	Lugar donde se detectó	Presencia en sitio urbano	Presencia en sitio conservado	Referencia
<i>Cardiocondyla emeryi</i> Forel	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Santa Isabel, Puerto Rico, EUA	Si	Si	Brown et al., 2013
<i>Cardiocondyla</i> sp. Emery	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Phoenix, Arizona, EUA	No	Si	Bang et al., 2011
<i>Cardiocondyla mauritanica</i> Forel	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Ciudad Victoria, Tamaulipas, México	No	Sí	García-Martínez et al., 2019
<i>Cardiocondyla minutior</i> Forel	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Veracruz, México	Si	Si	Baena et al., 2019
<i>Hypoponera punctatissima</i> Roger	Ponerinae	Depredador generalista	Afrotropical	Veracruz, México	Si	Si	Baena et al., 2019
<i>Linepithema</i> sp.1 Mayr	Dolichoderinae	Omnívoro	Neotropical	Sidney, Australia Phoenix, Arizona, EUA	Si No	Si Si	Ives et al., 2013 Bang et al., 2011
<i>Linepithema humile</i> Mayr	Dolichoderinae	Omnívoro	Neotropical	Phoenix, Arizona, EUA Ciudad Victoria, Tamaulipas, México	No No	Si Si	Bang et al., 2011 García-Martínez et al., 2019
<i>Linepithema dispertitum</i> Forel	Dolichoderinae	Omnívoro	Neotropical	Veracruz, México	Si	Si	Baena et al., 2020
<i>Monomorium destructor</i> Jerdon	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Puerto Rico, EUA	Si	Si	Brown et al.; 2013
<i>Monomorium floricola</i> Jerdon	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Puerto Rico, EUA	No	Si	Brown et al.; 2013
<i>Monomorium</i> sp 1 Mayr	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Querétaro, México	No	Si	Rocha-Ortega y Castaño-Meneses, 2015
<i>Monomorium</i> sp.2 Mayr					No	Si	
<i>Nylanderia flavipes</i> Smith, F.	Formicinae	Omnívoro	Paleártica	New York, EUA	Si	Si	Savage et al., 2014
<i>Nylanderia fulva</i> Mayr	Formicinae	Omnívoro	Paleártica	Veracruz, México	Si	Si	Baena et al., 2019
<i>Paratrechina</i> sp. Motschulky	Formicinae	Omnívoro	Afrotropical	Phoenix, Arizona, EUA	No	Si	Bang et al., 2011

Especie	Subfamilia	Gremio trófico	Origen	Lugar donde se detectó	Presencia en sitio urbano	Presencia en sitio conservado	Referencia
<i>Paratrechina longicornis</i> Laitre	Formicinae	Omnívoro	Afrotropical	Río de Janeiro, Brasil Santa Isabel, Puerto Rico, EUA Ciudad Victoria, Tamaulipas, México Veracruz, México Mogi das Cruzes, Sao Paulo, Brasil Marilia, Sao Paulo, Brasil Querétaro, México	Si Si Si Si Si Si Si	Si Si Si Si Si Si Si	Santos et al., 2019 Brown et al., 2013 García-Martínez et al., 2019 Baena et al., 2020 De Souza et al., 2012 Dáttilo et al., 2014 Rocha-Ortega y Castaño-Meneses, 2015
<i>Paratrechina</i> sp.1 Motschulky <i>Paratrechina</i> sp.2 Motschulky <i>Paratrechina</i> sp.3 Motschulky	Formicinae	Omnívoro	Afrotropical	Sidney, Australia	Si	Si	Ives et al., 2013
<i>Pheidole megacephala</i> Fabricius	Myrmicinae	Omnívoro	Afrotropical	Río de Janeiro, Brasil Santa Isabel, Puerto Rico, EUA Veracruz, México	No Si Si	Si Si Si	Santos et al., 2019 Brown et al., 2013 Baena et al., 2020
<i>Solenopsis invicta</i> Buren	Myrmicinae	Omnívoro	Neotropical	Santa Isabel, Puerto Rico, EUA	Si	Si	Brown et al., 2013
<i>Tapinoma melanocephalum</i> Fabricius	Dolichoderinae	Omnívoro	Indo Pacífico	Santa Isabel, Puerto Rico, EUA	Si	Si	Brown et al., 2013
<i>Tetramorium caespitum</i> Linneus	Myrmicinae	Omnívoro	Paleártica	New York, EUA Ciudad Victoria, Tamaulipas, México	Si No	Si Si	Savage et al., 2014 García-Martínez et al., 2019
<i>Tetramorium simillimum</i> Smith, F.	Myrmicinae	Omnívoro	Paleártica	Santa Isabel, Puerto Rico, EUA Río de Janeiro, Brasil	Si Si	No No	Brown et al., 2013 Santos et al., 2019
<i>Tetramorium bicarinatum</i> Nylander	Myrmicinae	Omnívoro	Paleártica	Ciudad Victoria, Tamaulipas, México	No	Si	García-Martínez et al., 2019
<i>Tetramorium caldarium</i> Roger	Myrmicinae	Omnívoro	Paleártica	Ciudad Victoria, Tamaulipas, México	No	Si	García-Martínez et al., 2019
<i>Wasmannia auropunctata</i> Roger	Myrmicinae	Omnívoro	Neotropical	Santa Isabel, Puerto Rico, EUA	Si	No	Brown et al., 2013

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Efecto de la urbanización en la riqueza de especies y gremios tróficos

Las zonas urbanas no tuvieron menos especies ni menos gremios tróficos que los sitios conservados ya que, aunque los coeficientes de respuesta (*CR*) fueron positivos, éstos no difirieron de cero, por lo que no hubo diferencia entre los dos tipos de zonas. Este resultado se contrapone con las hipótesis ya que se esperaban menos especies y menos gremios tróficos en los sitios urbanos, tal como se ha sido identificado previamente en los trabajos de Dáttilo *et al.* (2014), Rocha-Ortega y Castaño-Meneses (2015) y Savage *et al.* (2014). La falta de diferencias pudo deberse a los pocos trabajos analizados y nos sugiere que los sitios urbanos y conservados están albergando comunidades similares respecto al número de especies y gremios tróficos. Al respecto, durante las décadas de 1950 y 1960 se aceleraron los cambios y la pérdida de la diversidad global alcanzando proporciones alarmantes durante las últimas dos décadas de este siglo (Sanchez-Bayo y Wyckhuys, 2019), por lo que la modificación de los sitios que en este trabajo se consideraron conservados pudo haber comenzado previamente (Mckinney, 2006), a tal punto que las comunidades de hormigas de los sitios conservados y urbanizados, no mostraron las diferencias esperadas. Los disturbios pueden ocurrir en áreas aparentemente conservadas pero estresadas por la influencia humana teniendo como efecto la persistencia de especies ya adaptadas a ambientes perturbados (Mckinney, 2006).

Otros aspectos relevantes son la escala y el tipo de sitios seleccionados en este análisis; respecto a la escala Andersen (2018) indica que los efectos más importantes de la perturbación del hábitat sobre las hormigas son típicamente indirectos y mayormente detectables a escala local siendo la apertura del hábitat el más importante, por lo que la escala regional y apertura del hábitat pueden ser aspectos a considerar en futuros análisis de hormigas.

Por otra parte, se sabe que la diversidad de especies puede aumentar en sitios con un nivel de disturbio intermedio, por ejemplo, los sitios suburbanos (Catford *et al.*, 2012), los cuales no fueron considerados en el presente análisis pero pueden serlo a futuro.

El gremio de hormigas omnívoras, como se predijo en la hipótesis, fue predominante en las comunidades de hormigas de sitios urbanos; sin embargo, esto también

se detectó en los sitios conservados; la prevalencia de hormigas omnívoras en ambos sitios se debió a que la mayoría de las hormigas son organismos que por naturaleza se alimentan de una combinación de materia vegetal y animal (Brown, 2000), es decir, fue inherente a la preferencia alimentaria sumado al hecho de que muchas especies pueden sobrevivir de los recursos que les proveen los subsidios alimentarios existentes en los ambientes urbanos (Mckinney, 2002; Philpott et al., 2010; Andersen, 2018; Miguelena y Baker, 2019; Santos et al., 2019). Por lo tanto, y extra a las preferencias propias de taxón, se demuestra que las especies omnívoras son muy frecuentes a nivel global sin importar el tipo de sitio.

Por su parte los sitios conservados, contrario a lo esperado, también reportaron una frecuencia muy alta de especies omnívoras, lo cual se puede relacionar con la homogeneización biótica, es decir, el reemplazo de especies generalistas por especialistas (Dáttilo y Mc Gregor-Fors, 2021).

Como consecuencia de esto los otros gremios tróficos tuvieron una frecuencia baja y similar entre sitios.

Composición global de los gremios tróficos

Si bien las frecuencias de especies por gremios fueron muy similares y estadísticamente no significativas, se encontraron ciertas diferencias, por ejemplo, el segundo gremio más frecuente en ambos sitios fue el de hormigas depredadoras generalistas y fue ligeramente más frecuente en los sitios conservados que en los urbanos, muy probablemente debido a la abundancia de las presas que es mayor en estos sitios conservados (Cerdá y Dejean, 2011), es decir, el número de depredadoras especialistas, que consumen solo cierto tipo de presas fue mayor en los sitios conservados, ya que sus presas se encuentran en sustratos como la hojarasca y este sustrato suele estar principalmente en las zonas más conservadas que en ambientes urbanizados (Cerdá y Dejean, 2011; Putyatina et al., 2017; Rocha y Fellowes, 2020). Esto es congruente con la idea de que la pérdida y fragmentación del hábitat son más importantes para los monófagos y otros especialistas del hábitat que para los polípagos o generalistas, dado que las comunidades y poblaciones especializadas están más estrechamente vinculadas a sus recursos particulares (Perfecto y Philpot, 2023).

La presencia de más hormigas granívoras en ambientes urbanos que en conservados puede deberse a que estas especies, al contrario que las depredadoras especialistas, suelen

ser favorecidas por la urbanización debido a su dieta que es más plástica ya que si bien consumen principalmente semillas, también comen otros elementos en menor cantidad fácilmente accesibles en zonas urbanas (Taber, 1998), por ejemplo, hojas, ramas, polen, flores, heces de vertebrados y partes de artrópodos (MacMahon et al., 2000). Se ha documentado que las hormigas granívoras asociadas a zonas urbanas tienen una gran influencia en la germinación, así como en la estructura vegetal circundante a sus áreas de alimentación (Giladi, 2006; Azcárate y Peco, 2007; Penn y Crist, 2018). La depredación selectiva de semillas puede causar cambios en la estructura de la comunidad de plantas al alterar la abundancia relativa (MacMahon et al., 2000).

Por su parte los gremios tróficos menos frecuentes a nivel global fueron los fungívoros, carroñeros y nectarívoros tanto para sitios urbanos como conservados.

Respecto a las especies fungívoras su baja frecuencia está asociada a que son hormigas solo de distribución Neotropical, es decir, México, América Central y América del Sur, con algunas pocas especies que se extienden hasta el sur de los Estados Unidos (Nobua, 2014; Cristiano et al., 2020), lo cual pudo influir en su bajo porcentaje a nivel global, sin embargo, la mayoría de los estudios provenían de su zona de distribución natural. De este gremio se sabe que especies como *Atta* sp. son conocidas por sus asociaciones con perturbaciones naturales y las provocadas por el hombre (Vasconcelos y Cherrett 1995; Moutinho et al., 2003), por ejemplo, en bosques maduros de la Amazonia muchas especies fungívoras que anidan en el suelo aparentemente necesitan claros para establecer sus nidos por lo que tala de bosques maduros parece aumentar la disponibilidad de sitios de anidación (Vasconcelos y Cherrett 1995). En contraparte también se reconoce el efecto de especies como *Atta sexdens* para facilitar la recuperación rápida de los sistemas de raíces profundas y la absorción de agua del suelo en bosques secundarios (Moutinho et al., 2003), sin embargo, es escasa la información de especies en sitios urbanos.

Las hormigas carroñeras fueron ligeramente más frecuentes en los sitios urbanos (1.5%) que en los conservados (0.6%) si bien esta diferencia no fue significativa. Es importante mencionar que estas especies exhiben un comportamiento dominante y agresivo el cual es típico de especies urbanas ya que les facilita encontrar alimento (Holway y Cameron, 2021), sobre el tipo de carroña que consumen las hormigas se tiene poco

conocimiento pero se reconoce que pueden proporcionar importantes servicios de recolección de residuos en las ciudades mediante la eliminación de cantidades significativas de desechos (Perfecto y Philpot, 2023).

Por su parte las especies nectarívoras obtienen néctar tanto de los nectarios extraflorales como de secreciones azucaradas excretadas de insectos hemípteros (Buffa *et al.*, 2009), es decir, son organismos que mantienen relaciones tritóficas (hormiga-hemíptero-planta), en el caso de la melaza esta suele atraerlas al ser un recurso alimentario protegible y renovable (Styrksy y Eubanks, 2006; Cao *et al.*, 2018).

Las interacciones que estas especies presentan parecen estar siendo modificadas por la urbanización, por ejemplo, se sabe que en estos sitios las interacciones hormigas-plantas-áfidos se vuelven menos complejas y diversas en comparación con sitios cultivados; lo anterior repercute a su vez en las características biológicas de los áfidos, la efectividad de sus enemigos naturales y las estrategias para su control biológico (Kök *et al.*, 2022; Philpott *et al.*, 2010). Aunado a esto es importante mencionar que los estudios que abordan las respuestas de las interacciones hormiga-áfido y a su vez áfido-planta en diferentes tipos de hábitats son muy escasos al considerarse ecológicamente poco relevantes (Kök *et al.*, 2022).

Es importante destacar que la clasificación de las hormigas en los diferentes gremios depende de la información disponible sobre la biología de cada especie y del criterio de quién realiza la clasificación. Es necesario mencionar que para muchas especies no existe información suficiente, por lo que las hormigas consideradas en esta revisión se asignaron de acuerdo con la información más accesible y general respecto a su alimentación.

Gremios tróficos por región biogeográfica

Respecto a las especies por gremios tróficos según la región se detectó una tendencia similar a lo observado de forma global siendo el gremio omnívoro el que dominó mientras que el gremio menos frecuente nuevamente fue el de los carroñeros siendo más notorio a esta escala al estar ausente en tres de las cuatro zonas biogeográficas. La región Neártica fue la única zona donde el número de especies por gremio estuvo asociado al tipo de sitio. Sin embargo, este resultado puede deberse a que para la región Neártica fue posible

analizar más estudios. Es probable que para otras regiones también haya una asociación entre el número de especies por gremio y el tipo de zona (urbana o conservada); sin embargo, los datos analizables fueron escasos.

Destaca además la ausencia de especies fungívoras en las zonas urbanas de toda la región Neártica lo cual podría estar relacionado con el empobrecimiento de las comunidades de hormigas (Vonshak y Gordon, 2015).

Para la región Neotropical se detectó una tendencia similar de empobrecimiento de los gremios. Por ejemplo, no se identificó a ninguna hormiga carroñera en los sitios urbanos y ninguna nectarívora en los sitios conservados, por su parte, para la región Paleártica solo se registraron especies omnívoras, mientras que la zona Australiana también mostró una pobreza de gremios tróficos pues no se encontraron registros de ninguna especie carroñera y nectarívora. Estas regiones además estuvieron subrepresentadas al solo contabilizar un trabajo para cada una de ellas (Cuadro 2) lo cual ya se ha detectado previamente en otros análisis a escala global (Santos 2016; Fenoglio et al., 2020).

Esta falta de datos impide incorporar y analizar más información y por consecuencia limita el conocimiento y evaluación de las comunidades dentro de un panorama más completo, lo cual es crítico si se considera, por ejemplo, la pérdida global de la diversidad (Knapp et al., 2021).

Especies exóticas

El análisis de las especies exóticas reportó un menor número de estas especies en sitios urbanos respecto a los sitios conservados, sin embargo, y de acuerdo con el análisis del coeficiente de respuesta (*CR*), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas. Este resultado se contrapone a la hipótesis ya que se esperaba encontrar más especies exóticas en los sitios urbanos respecto a los conservados de acuerdo con estudios previos (Human y Gordon, 1997; Uno et al., 2010; Dáttilo et al., 2014; Vonshak y Gordon, 2015; Masse et al., 2019). El hecho de no encontrar diferencias significativas entre sitios puede deberse a dos factores, el primero está relacionado con la ausencia de una verdadera zona conservada y que la zona elegida como tal realmente sea una zona degradada. Se sabe que la mayoría de las especies exóticas suelen establecerse en hábitats degradados donde pueden ocupar nichos disponibles y desde donde son capaces de ampliar su rango de

distribución hacia hábitats no perturbados (Berman et al., 2013; Mollot et al., 2017). Por lo tanto, esto puede explicar por qué los sitios aparentemente conservados registraron una cantidad mayor de especies exóticas.

Las especies exóticas son relevantes ya que pueden provocar pérdidas económicas, afectar directamente las actividades humanas sumado a que muchas son consideradas plagas, mientras que otras especies causan daño ecológico en especial las exóticas invasoras (Rosas-Mejía et al., 2021); su presencia ha sido favorecida por actividades humanas como el comercio mundial y actualmente son un problema que está acrecentándose (Yang et al., 2019; Schifani, 2019). Entre sus impactos negativos se encuentra afectar la supervivencia de las especies nativas, altera las redes tróficas y el funcionamiento de los ecosistemas, así como perjudicar la salud humana y la economía (Rodríguez-Cabal et al., 2001; Rosas-Mejía et al., 2021). Respecto a la salud humana hay especies que provocan daños de importancia médica como *Solenopsis invicta* cuya picadura causa pústulas y un cuadro clínico evidente (Olivera y Villamil, 2021). En términos económicos el control de *S. invicta* (Myrmicinae) la hormiga roja de fuego, causa pérdidas que rondan los 581 millones de dólares (Lard et al., 2002).

A nivel de comunidades, las especies exóticas promueven cambios en la diversidad y abundancia, por ejemplo, *Linepithema humile* afecta a las especies nativas al depredar sus huevos y larvas, así como por la competencia por interferencia que ejercen sobre estas especies y por la monopolización de los recursos afectando principalmente a las hormigas epigeas, es decir, a las que forrajean sobre el suelo (Harris, 2002; Carpinteiro et al.; 2005). Por otro lado, se reconoce que ciertas especies autóctonas presentan una respuesta diferencial frente a la presencia de exóticas como *L. humile* ya que algunas especies pueden coexistir en su presencia, es decir, hay especies que logran ser menos afectadas siempre que la abundancia de *L. humile* disminuya (Touyama et al., 2003).

Pheidole megacephala es una especie capaz de reducir la abundancia y riqueza de hormigas nativas y otros invertebrados, ya que es muy abundante y altamente competitiva (Hoffman et al., 1999), respecto a *Wasmannia auropunctata* y *Solenopsis invicta* estas promueven la disminución de la riqueza, diversidad y abundancia de especies nativas (Morrison, 2016; Masse et al., 2019), si bien se reconoce que si la abundancia de *W. auropunctata* disminuye esto puede permitir la recuperación de las hormigas nativas

(Masse et al., 2019).

Por último se sabe que en Australia la hormiga argentina *L. humile* disminuye la dominancia de grupos funcionales como las Dolichoderinae dominantes en zonas urbanas donde al invadirlas promueve la pérdida funcional en los sitios (Walters, 2006).

Lo anterior sugiere que el estudio y monitoreo regular y sistemático de las especies exóticas es importante, ya que muchos de los efectos negativos pueden ser detectables en lugares con mayor abundancia de especies y durante periodos amplios (Hasin y Taseen, 2020; Rosas-Mejía et al., 2021) así como identificar las medidas más adecuadas para su control como por ejemplo la restauración ecológica en lugar de la erradicación de las especies exóticas (Shimoji et al., 2021). Aunado a esto, se sugiere que la creación de redes regionales conectadas para generar y compartir conocimientos es clave para el manejo de hormigas exóticas a corto y mediano plazo (Xu et al., 2022).

Aunque nuestro análisis no abordó la invasividad de las especies, se debe reconocer que la pérdida de especies nativas promovida por las especies exóticas e invasoras tiene, entre otras consecuencias, el empobrecimiento genético de las comunidades y que esto representa una amenaza a nivel global (Olden et al., 2004).

En el aspecto taxonómico lo obtenido coincide con patrones conocidos, como el hecho de que las especies exóticas más importantes están incluidas dentro de las subfamilias Myrmicinae, Dolichoderinae y Formicinae (Suarez et al., 2010; Rosas-Mejía et al., 2021). Se destaca el registro de las especies *Linepithema humile*, *Pheidole megacephala*, *Solenopsis invicta* y *Wasmannia auropunctata* al estar consideradas dentro de las 100 especies exóticas e invasoras más dañinas del mundo (IUCN, 2004; Berman et al., 2013), lo que insta a tomar las medidas concernientes.

Perspectivas

Se sugiere que las comunidades de hormigas urbanas y las de zonas conservadas que las rodean podrían estar teniendo un cierto grado de homogeneización (Wang et al., 2021), así las perturbaciones no solo dañan el hábitat de las especies nativas, sino que también favorecen el hábitat para una estrecha gama de especies que se logran adaptar (McKinney, 2006; Bilyaminu et al., 2020), entre ellas las especies exóticas.

El estudio de las áreas urbanas y su influencia en la biodiversidad y comunidades ecológicas es crucial debido a que el paisaje urbano está incrementándose por lo que estas

áreas son y serán un componente importante de la diversidad regional y global (Dearborn y Kark, 2009). La urbanización es ya inevitable y las áreas urbanas pueden ser refugios para la diversidad, independientemente de las características de estas (New, 2018). En este contexto, se sabe que la conservación de la diversidad urbana implica múltiples factores como evaluaciones de los taxones para conocer su tendencia global, la participación de la sociedad, la existencia de políticas públicas afines a la conservación y acciones encaminadas a la mitigación de los cambios ambientales (Samways et al., 2020). Los ecosistemas urbanos no sólo son ambientes degradados u homogeneizados sino que sirven como modelos para comprender, mitigar y anticipar los efectos del cambio ambiental inminente en otras áreas (Dearborn y Kark, 2009), es decir, nos pueden ofrecer un escenario que contenga las condiciones que se enfrentarán a futuro en múltiples sitios a escala global.

Las evaluaciones globales pueden ayudar a tomar medidas frente a la urbanización actual ya que nos brindan un panorama amplio y estandarizado de algún fenómeno en particular, en concreto, el estudio a través del metaanálisis aporta evidencias y recopila datos e información a fin de coadyuvar en el conocimiento de un tema de relevancia global (Rey-Bayenas et al., 2009; Rey-Bayenas et al., 2017). También permite sintetizar los resultados de trabajos previos de forma estandarizada y cuantificable, pues se pueden seleccionar las variables a estudiar de acuerdo a los objetivos del mismo (Fenoglio et al., 2020).

La presente revisión demostró que hay escasez de información con respecto a las comunidades de hormigas de zonas urbanas, ya que hubo zonas subrepresentadas, como algunas ciudades de Europa y Oceanía. También se detectó la falta de información para África. Es importante destacar que existen muy pocos estudios llevados a cabo en México. Lo anterior insta a realizar análisis locales y regionales a fin de ahondar en las causas y efectos de la urbanización sobre las comunidades de hormigas y de los insectos de forma general.

Conclusiones

Se concluye que las zonas urbanas no tuvieron significativamente menos especies y menos gremios tróficos respecto a sitios más conservados de acuerdo con los coeficientes de respuesta (*CR*) analizados. Asimismo, en cuanto a los gremios tróficos, los sitios urbanos y conservados albergan comunidades similares. Se encontró que las áreas urbanizadas ofrecen recursos alimentarios para las hormigas con dietas generalistas, como las especies omnívoras, que fueron las más frecuentes a nivel global, por lo que las hormigas con dietas especializadas fueron menos frecuentes.

Por último, se encontró que la riqueza de las especies de hormigas exóticas en los sitios urbanos no difiere de la riqueza de los sitios conservados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alatorre-Bracamontes, C.E.; Vásquez-Bolaños, M.; Castaño-Meneses, G.; Navarrete-Heredia, J.L.; Latkka, J.E. 2019. Las hormigas legionarias de Jalisco (Hymenoptera: Formicidae: Dorylinae): lista comentada y claves. *Dugesiana* 26 (2): 133-166.
- Andersen, A. 2018. Responses of ant communities to disturbance: five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology* 88: 350-362.
- Andersen, A.N. 2000. A global ecology of rainforest ant: functional group in relation to environmental stress and disturbance. In: Agosti, D., Alonso, L.E., Majer, J.D., Schultz, T.R. (eds.). *Ant: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC. 25-34.
- Andersen, A.N., Fisher, A., Hoffmann, B.D., Read, J.L., Richards, R., 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87-92.
- Ant Genera of the World. 2022. <http://robdunnlab.com/antgenera/Amblyopone.html>. (Última consulta: 20-09-2022).
- Antmaps. 2022. <https://antmaps.org/> . (Última consulta: 30-11- 2022).
- Antwiki.2021. https://www.antwiki.org/wiki/Welcome_to_AntWiki. (Última consulta: 30-11-2022).
- Azcarate, F.M.; Peco, B. 2007. Harvester ants (*Messor barbarus*) as disturbance agents in Mediterranean Grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18 (1): 103-110.
- Baena, M. L.; Escobar, F.; Valenzuela, J.E. 2019. Diversity snapshot of green gray space

- ants in two mexican cities. *International Journal of Tropical Insect Science* 40: 239-250.
- Bang, C.; Faeth, S. H. 2011. Variation in arthropod communities in response to urbanization: seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning* 103 (3-4): 383-399.
- Berman, M.; Andersen, A.N.; Hély, C.; Gaucherel, C. 2013. Overview of the distribution, habitat association and impact of exotic ants on native ant communities in New Caledonia. *PloS ONE* 8 (6): e67245.
- Bilyaminu, H.; Abdulrashid, I.; Wada, A.F.; Gambo, M.S. 2020. Biotic homogenization and its potential drivers: a review. *International research journal of biological sciences* 2 (2): 50-59.
- Brans, K. I.; Jansen, J.; Vanoverbeke, N.; Tüzün, R.; Stoks; De Meester, L. 2017. The heat is on: genetic adaptation to urbanization mediated by thermal tolerance and body size. *Global Change Biology* 23: 5218–5227.
- Brassard, F.; Leong, C.M.; Chan, H.H.; Guénard, B. 2021. High diversity in urban areas: how comprehensive sampling reveals high ant species richness within one of the most urbanized regions of the world. *Diversity* 13: 358.
- Brendão, C.R.F.; Silva, R. R.; Delabie, J. H.C. 2016. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: Panizzi, A.R.; Parra, J.R.P (eds.): *Insect bioecology and nutrition for integrated pest management*. CRC Press. Boca Raton, FL. 213-236.
- Brown, P.H.; Miller, D.M.; Brewster, C.C.; Fell, R.D. 2013. Biodiversity of ant species along a disturbance gradient in residential environments of Puerto Rico. *Urban Ecosystems* 16 (2): 175-192.

- Brown, W.L. Jr. 2000. Diversity of ants. In: Agosti, D.; Majer, J. D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (eds.). *Ant: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C. 45-79.
- Buczkowski, G.; Richmond, D.S. 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS ONE* 7: e41729.
- Buffa, L.M.; Jaureguiberry, P.; Delfino, M.A. 2009. Exudate gathering ants (Hymenoptera: Formicidae) at three different liquid food rewards. *Acta Zoológica Mexicana* 25 (3): 515-526.
- Cabrera-Córdoba, S. P.; Gutiérrez-Torres, J. D.; Restrepo-Manrique, R. 2021. Efectos de las variables ambientales en la composición de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en bosque de piedemonte Amazónico. *Iteckne* 18 (1): 57-70.
- Calle, Z., Henao Gallego, N., Giraldo, C., Armbrrecht, I. 2013. A comparison of vegetation and ground-dwelling ants in abandoned restored gullies and landslide Surface in the western colombian Andes. *Restoration Ecology*. 21(6): 729-735.
- Carpintero, S.; Reyes-López, J.; Arias de Reyna, L. 2005. Impact of Argentine ants (*Linepithema humile*) on an arboreal ant community in Doñana National Park, Spain. *Biodiversity and Conservation* 14: 151-163.
- Cao, H.; Klein, A-M.; Zhu, C.; Staab, M.; Durka, W.; Fisher, M.; Fornoff, F. 2018. Intra- and interspecific tree diversity promotes multitrophic plant–Hemiptera–ant interactions in a forest diversity experiment. *Basic and applied Ecology* 29: 89-97.
- Carvalho, G.O. 2009. Especies exóticas e invasiones biológicas. *Ciencia...Ahora* 23 (12): 15-21.
- Catford, J.A.; Daehler, C.C.; Murphy, H.T.; Sheppard, A.W.; Hardesty, B.D.; Westcott, D.A.; Rejmanek, M.; Bellingham, P.J.; Pergl, J.; Horvitz, C.C.; Hulme, P.E. 2012.

- The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 14: 231-241.
- Cerdá, X.; Dejean, A. 2011. Predation by ants on arthropods and other animals. In: Polidori, C. (ed.). *Predation in the Hymenoptera: an evolutionary perspective*. TransWorld Research Network. Kerala, India: 39-78.
- Clarke, M. K.; Fisher, B. L.; LeBuhn, G. 2008. The influence of urban parks characteristics on ant (Hymenoptera, Formicidae) communities. *Urban Ecosystems* 11: 317-334.
- Collins, J.P.; Kinzig, A.; Grimm, N.B.; Fagan, W.F.; Hope, D.; Wu, J.; Borer, W.T. 2000. A new urban ecology. *American Scientist* 88: 416-425.
- Cristiano, M.P.; Cardoso, D.C.; Sandoval-Gómez, V.E.; Simoes-Gomes, F.C. 2020. *Amoimyrme* Cristiano, Cardoso & Sandoval, gen. nov. (Hymenoptera: Formicidae): a new genus of leaf cutting ants revealed by multilocus molecular phylogenetic and morphological analyses. *Austral Entomology* 59: 643-676.
- Cross, S.L.; Cross, A. T.; Merrit, D.J.; Dixon, K.W.; Andersen, A. 2016. Biodiversity responses to vegetation structure in a fragmented landscape: ant communities in a peri-urban coastal dune system. *Journal of Insect Conservation* 20: 485-495.
- Dáttilo, W.; Mc Gregor-Fors, I. 2021. Ant social foraging strategies along a Neotropical gradient of urbanization. *Nature Scientific Reports* 11: 611.
- Dáttilo, W.; Sibinel, N.; de Faria F., Jessica C.; Nunes, R.V. 2014. Ant fauna in a urban remnant of Atlantic forest in the municipality of Marilia, State of Sao Paulo, Brazil. *Urban Ecosystems* 17 (1): 494-504.
- Davis, K. (1955). The origin and growth of urbanization in the world. *American Journal of Sociology*, 60(5), 429-437.

- De Souza, D. R.; dos Santos, S. G.; Munhae, C. de B.; Morini, M. S. de C..2012. Diversity of epigeal ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban areas of Alto Tietê. *Sociobiology* 59 (3): 703-717.
- Dearborn, D.C.; Kark, S. 2009. Motivation for conservating urban biodiversity. *Conservation Biology* 24 (2): 432-440.
- Del Toro, I.; Ribbons, R. R.; Pelini, S. L. 2012. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17: 133-146.
- Eguchi, K.; Bui, T.V.; General, D.M.; Alpert, G.D. 2009. Revision of the ant genus *Anyllomyrma* Emery, 1913 (Hymenoptera: Formicidae: Solenopsidini). *Myrmecological News* 13: 31-36.
- Escalante, T. 2009. Un ensayo sobre regionalización biogeográfica. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 551-560.
- Everitt, B.S. 1977. *The Analysis of Contingency Tables*. Chapman and Hall. Londres. 128.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. 2011. Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223 : 69– 81.
- Fenoglio, M.S.; Rosetti, M.R.; Videla, M. 2020. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 29: 1412-1429.
- Folgarit, J. P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1224.
- Gagné, S. A.; Fahrig, L. 2011. Do birds and beetles show similar responses to urbanization? *Ecological Applications* 21: 2297-2312.
- Giladi, I. 2006. Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of

- myrmecochory. *Oikos* 112: 481-492.
- Gippet, J. M., Mondy, N., Diallo-Dudek, J., Bellec, A., Dumet, A., Mistler, L., & Kaufmann, B. (2017). I'm not like everybody else: urbanization factors shaping spatial distribution of native and invasive ants are species-specific. *Urban Ecosystems*, 20, 157-169
- Guénard, B.; Cardinal-De Casas, A.; Dunn, R.R. 2014. High diversity in an urban habitat: are some animal assemblages resilient to long term anthropogenic change?. *Urban Ecosystems* 18: 449-463.
- Guénard, B.; Weiser, M. D.; Gomez, K.; Narula, N.; Economo, E. P. 2017. The Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) database: synthesizing data on the geographic distribution of ant species (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News/Osterreichische Gesellschaft fur Entomofaunistik*, 24: 83-89.
- Hammer, O. D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statics software package for education and data analysis. *Paleontologica Electronica* 4: 9 pp.
- Harris, R.J. 2002. Potential impact of the argentine ant (*Linepithema humile*) in New Zealand and options for its control. *Science for Conservation* 196: 1-32.
- Hasin, S.; Tasen, W. 2020. Ant community composition in urban areas of Bangkok, Thailand. *Agriculture and Natural Resource* 54 (5): 507-514.
- Hoffman, B.D.; Andersen, A.N.; Hill, G.J.E.1999. Impact of an introduced ant on native rain forest invertebrates: *Pheidole megacephala* in monsoonal Australia. *Oecologia* 120 (4): 595-604.
- Holway, D.A.; Cameron, E.K. 2021. The importance of scavenging in ant invasions. *Current Opinion in Insect Science* 46: 39-42.
- Holway, D.A.; Lach, L.; Suarez, A.V.; Tsutsui, N.D.; Case, T.J. 2002. The causes and

consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 181-233

Human, K.G.; Gordon, D.M. 1997. Effects of Argentine ants on invertebrate biodiversity in northern California. *Conservation Biology* 11 (5): 1242-1248.

IUCN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 2004. (Última consulta 1-10-22). 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-126-Es.pdf>.

Ivanov, K.; Keiper, J. 2010. Ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity and community composition along sharp urban forest edges. *Biodiversity and Conservation* 19: 3917-3933.

Ives, C.D.; Taylor, M.P.; Nipperess, D.A.; Hose, G. C. 2013. Effect of catchment urbanization on ant diversity in remnant riparian corridors. *Landscape and Urban Planning* 110: 155-163.

Kaspari, M. 2003. A primer of ant ecology. In: Agosti, D.; Majer, J. D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (eds.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C: 9-24.

Kaspari, M.; Welti, E.A.R.; de Beurs, K. M. 2019. The nutritional geography of ants: gradients of sodium and sugar limitation across North America grasslands. *Journal of Animal Ecology* 89 (2): 1-9.

Knapp, S.; Aronson, M. F.J., Carpenter, E.; Herrera-Montes, A.; Jung, K.; Kotze D.J.; La Sorte, F. A.; Lepczyk, C. A.; I., Macgregor-Fors, I.; Scott-MacIvor, J.; Moretti, M.; Nilon, C. H.; Piana, M. R.; Rega-Brodsky, C.C.; Salisbury, A.; Threlfall, C. G.; Trisos, C.; Williams, N. S. G.; Hahs, A. K. 2021. A research agenda for urban biodiversity in the global extinction crisis. *BioScience* 71 (3): 269-279.

- Kök, S; Aktac, N.; Kasap, I. 2022. Ant (Hymenoptera: Formicidae)-aphid (Hemiptera: Aphididae) interactions in different habitats from Turkey with new mutualistic associations. *Agricultural and Forest Entomology* 24: 124-136.
- Koleff, P. 2017. Conceptos básicos sobre invasiones biológicas y sus impactos a la biodiversidad. Born-Schmidt, G.; de Alba, F.; Parpal, J.; Koleff, P. (ed.). En: Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras. CESOP. México.
- Lard, C; Willis, DB; Salin, V; Robison, S. 2002. Economic assessments of red imported fire ant on Texas' urban and agricultural sectors. *Southwestern Entomologist* 25: 1-20.
- Latifian, M; Habibpour, B.; Kard, B. 2018. Predator ants of the date palm termite *Microcerotermes diversus* Silvestri and effects of ant morphometric characteristics on ant functional response. *American Journal of Entomology* 2 (2): 16-22.
- Lepczyck, C.A.; Aronson, M.F.J.; Evans, K.L.; Goddard, M.A.; Lerman, S.B.; Macivor, J.S. 2017. Biodiversity in the City: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *Bioscience* 67 (9): 799-807.
- Lewis, J.; Sands, D. 2021. *Anychomyrma inclinata* sp. nov. (Hymenoptera: Formicidae): description, biology, and interaction with the endangered bulloak jewel butterfly, *Hypochrysops piceatus* Kerr, Mcqueen & Sands, 1969 (Lepidoptera: Lycaenidae). *Austral Entomology* 60: 461-472.
- Lima, L.D.; Antonialli-Junior, W.F. 2013. Foraging strategies of the ant *Ectatomma vizottoi* (Hymenoptera, Formicidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 57 (4) : 393-396.
- Lopes, J.F.S.; Forti, L.C.; Camargo, R.S. 2004. The influence of the scout upon the

- decision-making process of recruited workers in three *Acromyrmex* species (Formicidae: Attini). *Behavioural Processes* 67: 471-476.
- Losey, J.E.; Vaughan, M. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience* 56 :311-323.
- MacMahon, J.A.; Mull, J.F.; Crist, T.O. 2000. Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31:265-91.
- Martinson, H. M.; Raupp, M. J. 2013. A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetle communities. *Ecosphere* 4 (5):1-24.
- Masse, M., P. S.; Tindo, M.; Djiéto-Lordon, C., Mony, R.; Kenne, M. 2019. Diversity of ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in an urban environment in Cameroon during and after colonization of the area by *Wasmannia auropunctata*. *European Journal of Entomology* 116: 461-467.
- McIntyre, N. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*. 93 (4): 825-835.
- McIntyre, N.E.; Rango, J.; Fagan, W.F.; Faeth, S.H. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.
- Mckinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52: 883-890.
- Mckinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 124: 247-260.
- Mckinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176.

- Medina, U. C.A. 1995. Hormigas depredadoras de huevos de salivazos de los pastos *Aeneolamia varia* (Hemiptera: Cercopidae) en pasturas de *Brachiaria*, en Los Llanos orientales de Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 3 (1): 1-13.
- Martín-Cabello, A. 2013. Sobre los orígenes del proceso de globalización. *Methodos. Revista de Ciencias Sociales*. 1 (1): 7-20.
- Martinson, Holly M., and Michael J. Raupp. "A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetle communities." *Ecosphere* 4.5 (2013): 1-24.
- Méndez-Rojas, D. M., Cultid-Medina, C., & Escobar, F. (2021). Influence of land use change on rove beetle diversity: A systematic review and global meta-analysis of a mega-diverse insect group. *Ecological Indicators*, 122, 107239.
- Mendoza, P.A.C. 2016. Caracterización de las comunidades de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en ambientes conservados y perturbados de la selva baja caducifolia de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala en la costa del estado de Jalisco, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F., México. 130.
- Medley, K.E.; McDonnell, M.J.; Pickett, S.T.A. 1995. Forest-landscape structure along an urban to rural gradient. *Professional Geographer* 47: 159-168.
- Melo, T.S.; Koch, E.B.A.; Trindade-Santos, M.E.; Andrade, A.R.S; Brescovit, A.D.; Peres, M.C.L.; Delabie, J.H.C. 2022. Influence of urbanization characteristics on ant (Hymenoptera: Formicidae) and spider (Arachnida: Araneae) diversity. *Entomological Communications* 4: 1-4.
- Miguelena, J. G.; Baker, P. B. 2019. Effects of urbanization on the diversity, abundance, and composition of ant assemblages in an arid city. *Environmental Entomology* 48 (4): 1-11.

- Miranda, A.B.; Naoki, K.; Limachi, M. 2012. Ensemble de hormigas en relación a cobertura vegetal en una zona periurbana de La Paz (Bolivia): ant assemblage in relation to vegetal cover in a periurban area of La Paz (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 47 (2): 119-133.
- Molloy, G.; Pantel, J.H.; Romanuk, T.N. 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. In: Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Massol, F. (eds.). *Advances in Ecological Research*. Academic Press 56: 61-83.
- Morrison, L.W. 2002. Long-term impacts of an arthropod-community invasion by the imported fire ant, *Solenopsis invicta*. *Ecology* 83 (8) : 2337-2345.
- Moutinho, P.; Nepstad, D.C.; Davidson, E.A. 2003. Influence of leaf cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology* 84 (5): 1265-1276.
- New, T.R. 2018. Promoting and developing insect conservation in Australia's urban environments. *Austral entomology* 57 (2): 182-193.
- Nobua, B. B. E. 2014. *Interacciones tróficas entre dos especies simpátricas de hormigas cortadoras y el ensamble de plantas en el Monte Central*. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Norasmah, B; Chin, Y.J.; Hassan, A. A. 2012. A preliminary study of the diurnal foraging activity and nutriment preferences of *Tetraoponera rufonigra* (Hymenoptera: Formicidae) in Pulau Pinang, Malaysia. *Malaysian Applied Biology* 41 (1): 51-54.
- Olden, J.D.; LeRoy Poff, N.; Douglas, M.R.; Douglas, M.R.; Fausch, K.R. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (1): 1-7.

- Olivera, M.J.; Villamil, J.F.P. 2021. Medically important ants: a systematic review of the global distribution and clinical consequences of their bites and sting. *Revista Cubana de Medicina Tropical* 73 (1): 1-25.
- Pecarevic, M.; Danoff-Burg, J.; Dunn, R. R. 2010. Biodiversity on Broadway enigmatic diversity of the societies of ants (Formicidae) on the streets of New York City. *PLoS ONE*. 5 (10): 1-8.
- Penn, J.H.; Crist, O.T. 2018. From dispersal to predation: a global synthesis of ant seed interactions. *Ecology and Evolution* 8: 9122-9138.
- Perfecto, I., & Philpott, S. M. (2023). Ants (Hymenoptera: Formicidae) and ecosystem functions and services in urban areas: A reflection on a diverse literature. *Myrmecological News*. 33.
- Philpott, M.S.; Perfecto, I.; Armbrrecht, I.; Parr, L.C. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: Lach, L.; Parr, L.C.; Abbott, L.K. *Ant ecology*. Oxford University Press. New York. 137-156.
- Putyatina, T.S.; Perfilieva, K.S.; Zakalyukina, Y.V. 2017. Typification of urban habitats, with ant assemblages of Moscow City taken as an example. *Zoologicheskii Zhurnal* 96 (11): 1373-1383.
- Rey-Bayenas, J.M.; Barral, P.; Meli, P. 2017. Lecciones de cuatro meta-análisis globales sobre la restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. *Ecología Austral* 27: 193-198.
- Rey-Bayenas, J.M.; Newton, A.C.; Diaz, A.; Bullock, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-Analysis. *Science* 325 (28): 1121-1124.
- Ritchie, H; Roser, M. 2018. "Urbanization". (Última consulta 1-07-22). Publicado en:

OurWorldInData.org.: <https://ourworldindata.org/urbanization>.

- Rocha-Ortega, M.; Castaño-Meneses, G. 2015. Effects of urbanization on the diversity of ant assemblages in tropical dry forests, Mexico. *Urban Ecosystems* 18 (4): 1373-1388.
- Rocha, E.A.; Fellowes, M.D.E. 2020. Urbanization alters ecological interactions: ant mutualists increase and specialist insect predators decrease on an urban gradient. *Scientific Reports* 10. 6406.
- Rodríguez-Cabal, M.A., Stuble, K.L.; Nuñez, M.A.; Sanders, N. J. 2001. Quantitative analysis of the effects of the exotic Argentine ant on seed- dispersal mutualisms. *Biology Letters* 5: 499-502.
- Rojas Fernández, P. 2001. Las hormigas del suelo en México: diversidad, distribución e importancia (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 1: 189-238.
- Rojas, F. P. 2015. Estructura de las comunidades de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de un ambiente costero del centro de Veracruz. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F., México. 143.
- Rosas-Mejía, M.; Guénard, B.; Aguilar, M.M.J.; Guilardi, A.; Vazquez-Bolaños, M.; Economo, E. P.; Janda, M. 2021. Alien ants (Hymenoptera: Formicidae) in Mexico: the first database of records. *Biological Invasions* 23: 1669-1680.
- Samways, M.J.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C. S.; Gaigher, R.; J. C. Habel; Hallmann, C. A.; Hill, M. J.; Hochkirch, A.; L. Kaila, L.; Kwak, M.L.; Maes, D.; Mammola, S.; Noriega, J. A.; Orfinger, A. B.; Pedraza, F.; Pryke, J. S.; Roque, F. O.; Settele, J.; Simaika, J. P.; Stork, N. E.; Suhling, F.; Vorster, C.; Cardoso, P. 2020. Solutions for humanity on

- how to conserve insects. *Biological Conservation* 242: 1-15.
- Sanchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Santiago, G. S.; Campos, R. B. F.; Ribas, C. R. 2018. How does landscape anthropization affect the myrmecofauna of urban forest fragments? *Sociobiology* 65 (3): 441-448.
- Santos, M.N. 2016. Research on urban ants: approaches and gaps. *Insectes Sociaux* 63: 359-371.
- Santos, M.N.; Delabie, J.H. C.; Queiroz, J. M. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems* 22 (5): 1-16.
- Santos, V.A; Dillon, J.R.; Dillon, M.V.; Reynolds, E.S.; Samuels, I. S. 2004. Occurrence of the antibiotic producing bacterium *Burkholderia* sp. in colonies of the leaf-cutting ant *Atta sexdens rubropilosa*. *FEMS Microbiology Letters* 239: 319-323 pp.
- Savage, A. M.; Hackett, B.; Guenard, B.; Youngsteadt, E.K.; Dunn, R. 2014. Finne scale heterogeneity across Manhattan's urban habitat mosaic is associated with variation in ant composition and richness. *Insect Conservation and Diversity* 8 (3): 216-228.
- Savitha, S.; Barve, N.; Davidar, P. 2008. Response of ants to disturbance gradients in and around Bangalore, India. *Tropical Ecology* 49 (2): 235-243.
- Schifani, E. 2019. Exotic ants (Hymenoptera, Formicidae) invading mediterranean Europe: a brief summary over about 200 years of documented introductions. *Sociobiology* 66 (2): 198-208.
- Seto, K.C.; Parnell, S.; Elmqvist, T. 2013. A Global Outlook on Urbanization. 1-12. In: Elmqvist, T.; Fragkias, M.; Goodness, J.; Güneralp, B.; Marcotullio, P.J.; McDonald, R.I.; Parnell, S.; Schewenius, M.; Sendstad, M.; Seto, K.C.; Wilkinson, C.

Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. A Global Assessment. Springer Open. London.

Simberloff, D.; Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 115-143.

Shimoji, H.; Suwabe, M.; Kikuchi, T.; Onhishi, H.; Tanaka, H.; Kawara, K.; Hidaka, Y.; Enoki, T.; Tsuji, K. 2021. Resilience of native ant community against invasion of exotic ants after anthropogenic disturbances of forest habitats. *Ecology and Evolution* 12(7):1-14.

Styrksy, J.D.; Eubanks, M.D. 2006. Ecological consequences of interactions between ants and honeydew-producing insects. *Proceedings of Royal Society* (274): 151-164.

Suarez, A.V.; McGlynn, P.; Tsutsui, N.P. 2010. Biogeographic and taxonomic patterns of introduced ants. In: *Ant ecology*. Lach, L, Parr, L. L.C. and Abbott, L.K. Oxford University Press. New York. 233-244.

Taber, S.W. 1998. *The world of the harvester ants*. Texas A&M University Press. Austin.

Touyama, Y.; Ogata, K.; Sugiyama, T. 2003. The Argentine ant, *Linepithema humile*, in Japan: Assessment of impact on species diversity of ant communities in urban environments. *Entomological Science* 6: 57-62.

Tsang, T.P.N.; Guénard, B.; Bonebreak, T.C. 2020. Omnivorous ants are less carnivorous and more protein-limited in exotic plantations. *Journal of Animal Ecology* 89 (8): 1-11.

Udvardy, M. D. F. 1975. A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN Occasional Paper no. 18. Morges, Switzerland: IUCN. 1-50.

United Census Bureau. 2022. Search Features & Tips
<https://www.census.gov/searchresults.html?searchType=web&cssp=SERP&q=Santa%20Isabel%20Municipio,%20Puerto%20Rico>,
<https://www.census.gov/search->

[results.html?searchType=web&cssp=SERP&q=West%20Lafayette%20city,%20Indiana](https://www.google.com/search?searchType=web&cssp=SERP&q=West%20Lafayette%20city,%20Indiana). (Última consulta 30-06-2022).

- Uno, S.; Cotton, J.; Philpott, S.M. 2010. Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems* 13: 425-441.
- Vasconcelos, H. L.; Cherrett, J.M. 1995. Changes in leaf cutting ant populations (Formicidae: Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 30 (2): 107-113.
- Vonshak, M.; Gordon, D.M. 2015. Intermediate disturbance promotes invasive ant abundance. *Biological Conservation* 186: 359-367.
- Van Andel, J.; Arosen, J. 2006. Restoration ecology. Blackwell publishing.
- Wike, L.D, Martin, F.D., Paller, M.H., Nelson, E.A. Impact of forest seral stage on use of ant communities for rapid assessment of terrestrial ecosystem health. *Journal of Insect Science*. 10:77.
- Walters, A.C. 2006. Invasion of Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae) in South Australia: impacts on community composition and abundance of invertebrates in urban parklands. *Austral Ecology* (31) : 567-576.
- Wang, S.; Loreau, M.; de Mazancourt, C.; Isbell, F.; Beirkuhnlein, C.; Conolly, J.; Deutsman, D.H.; Dolezal, J.; Eisenhauer, N.; Hector, A.; Jenstch, A.; Kreinling, J.; Lanta, V.; Leps, J.; Winney Polley, H.; Reich, P.B.; van Ruijven, J.; Schmid, B.; Tilman, D.; Wilsey, B.; Craven, D. 2021. Biotic homogenization destabilizes ecosystem functioning by decreasing spatial asynchrony. *Ecology* 102 (6): 1-10.
- Weber, C.; Medhi, L. 2013. Ecosystem Services Provided by Urban Vegetation: a literature review. 119-131 pp. In: Rauch, S.; Morrison, G., Norra, S.; Schleicher, N. *Urban*

Environment: Proceedings of the 11th Urban Environment Symposium (UES) held in Karlsruhe, Germany, 16-19 September, 2012. Springer. Alemania.

Wetterer J. K.; S. D. Porter. 2003. The little fire ant, *Wasmannia auropunctata*: distribution, impact and control. *Sociobiology* 41(3): 1-41.

Wetterer, J.K.; Espadaler, X.; Wetterer, A.L.; Aguin-Pombo, D.; Franquiho-Aguiar, A.M. 2006. Long-term impact of exotic ants on the native ants of Madeira. *Ecological Entomology* 31: 358-368.

Xu, Y.; Vargo, E.L.; Tsuji, K.; Wyle, R. 2022. Exotic Ants of the Asia-Pacific: invasion, national response, and ongoing needs. *Annual Review of Entomology* 67:27-42.

Yang, X; Ning, D.; Ni, M.; Hassan, B.; Wu, J.; Xu, Y. 2019. Interception of exotic ants and survey of the ant fauna at Gaoming Port, China. *Asian Myrmecology* 11: 1-12.

ANEXO

Referencias de los artículos (1980-2020) incluidos en este metaanálisis.

- Baena, M. L.; Escobar, F.; Valenzuela, J.E. 2019. Diversity snapshot of green gray space ants in two Mexican cities. *International Journal of Tropical Insect Science* 1-12.
- Bang, C.; Faeth, S. H. 2011. Variation in arthropod communities in response to urbanization: seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning* 103 (3-4): 383-399.
- Brown, P.H.; Miller, D.M.; Brewster, C.C.; Fell, R.D. 2013. Biodiversity of ant species along a disturbance gradient in residential environments of Puerto Rico. *Urban Ecosystems* 16 (2): 175-192.
- Buczowski, G.; Richmond, D.S. 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS ONE*. 7: e41729.
- Dáttilo, W.; Sibinel, N.; de Faria F., Jessica C.; Nunes, R.V. 2014. Ant fauna in a urban remnant of Atlantic forest in the municipality of Marilia, State of Sao Paulo, Brazil. *Urban Ecosystems* 17 (1): 494-504.
- De Souza, D. R.; dos Santos, S. G.; Munhae, C. de B.; Morini, M. S. de C..2012. Diversity of Epigeal Ants (Hymenoptera: Formicidae) in Urban Areas of Alto Tietê. *Sociobiology* 59 (3): 703-717.
- García-Martínez, M.A., Vanoye-Eligio, V., Leyva-Ovalle, O.R., Zetina-Córdoba, P., Aguilar-Méndez, M.J., Mejía, M.R. 2019. Diversity of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a sub-Montane and sub-tropical cityscape of Northeastern Mexico. *Sociobiology* 66 (3): 440-447.
- Ivanov, K.; Keiper, J. 2010. Ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity and community composition along Sharp urban forest edges. *Biodiversity Conservation* 19: 3917-3933.
- Ives, C.D.; Taylor, M.P.; Nipperess, D.A.; Hose, G. C. 2013. Effect of catchment urbanization on ant diversity in remnant riparian corridors. *Landscape and Urban*

Planning 110: 155-163.

- Miguelena, J. G.; Baker, P. B. 2019. Effects of urbanization on the diversity, abundance, and composition of ant assemblages in an arid city. *Environmental Entomology* 48 (4): 1-11.
- Putyatina, T.S.; Perfilieva, K.S.; Zakalyukina, Y.V. 2017. Typification of urban habitats, with ant assemblages of Moscow City taken as an example. *Zoologicheskii Zhurnal* 96(11): 1373-1383.
- Rocha Magaña, M.; Castaño Meneses, G. 2015. Effects of urbanization on the diversity of ant assemblages in tropical dry forests, Mexico. *Urban Ecosystems* 18 (4): 1-16.
- Santiago, G. S.; Campos, R. B. F.; Ribas, C. R. 2018. How does landscape anthropization affect the myrmecofauna of urban forest fragments? *Sociobiology* 65 (3): 441-448.
- Santos, M.N.; Delabie, J.H. C.; Queiroz, J. M. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems* 22 (5): 1-16.
- Savage, A. M.; Hackett, B.; Guenard, B.; Youngsteadt, E.K.; Dunn, R. 2014. Fine scale heterogeneity across Manhattan's urban habitat mosaic is associated with variation in ant composition and richness. *Insect Conservation and Diversity*: 1-13.
- Slipinski, P.; Zmihorski, M.; Czechowski, W. 2012. Species diversity and nestedness of ant assemblages in an urban environment. *European Journal Entomology* 109: 197-206.