

Artículo Original

Avispas (Insecta: Hymenoptera) asociadas a árboles urbanos de la ciudad de Bogotá, Colombia

Wasps (Insecta: Hymenoptera) associated to trees in urban parks of Bogotá's city, Colombia

Juliana Durán-Prieto¹ , Esteban Tulande-Marín¹  y Valentina Ocampo-Flóres²

¹Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, Subdirección Científica, Av. Calle 63 N° 68-95, Bogotá, Colombia. ✉ julidp1@gmail.com, etulandem@gmail.com

²Universitat de Barcelona, Facultat de Biología, Diagonal 643, 08007 Barcelona, España. E-mail: ocampo.v04@gmail.com

ZooBank: urn:lsid:zoobank.org:pub:CEADFF90-9AEB-4C0F-9219-05CC8A9DAA1F
<https://doi.org/10.35249/rce.46.4.20.14>

Resumen. El arbolado urbano es fuente de recursos alimenticios, hábitat y refugio para la biodiversidad que ocurre en las ciudades. No obstante, la identidad taxonómica y el estatus de cada especie de planta como nativa y/o exótica de un ecosistema influencia sus interacciones con la biodiversidad. Las avispas son uno de los principales insectos presentes en los ecosistemas terrestres, incluyendo el urbano, como componentes de su biodiversidad, ejerciendo un rol importante como controladores biológicos (parasitoides y depredadores) de las poblaciones de otros insectos asociados a la flora urbana o como fitófagos. Buscando profundizar en el conocimiento de la diversidad de avispas en la ciudad de Bogotá y sus interacciones ecológicas, en este estudio se evaluó la diversidad de avispas asociadas a tres especies arbóreas nativas y tres exóticas frecuentes en los parques urbanos de la ciudad. En total se identificaron 22 familias de avispas y 227 morfoespecies. Las familias Bethyridae, Chalcididae y Crabronidae se registran por primera vez en Bogotá. Por su parte, las familias Eulophidae, Ichneumonidae y Braconidae fueron las que aportaron la mayor riqueza y abundancia en este estudio. Con respecto a su asociación con las especies vegetales evaluadas, se encontró una mayor diversidad de morfoespecies asociadas a las especies arbóreas nativas, sin embargo, hay un efecto de la identidad taxonómica de la especie y la variable parque sobre los resultados encontrados que se discuten. Se resalta la importancia de conservar la flora nativa en los espacios verdes de la ciudad de Bogotá, con el fin de mantener y conservar la diversidad de avispas principalmente de hábitos parasitoides y depredadores y así potencializar su rol como biocontroladores naturales de los insectos que afectan la salud del arbolado urbano, al mismo tiempo que se dinamizarían los procesos ecológicos y funcionalidad de este ecosistema urbano.

Palabras clave: Diversidad biológica, ecosistema urbano, flora urbana, Hymenoptera, riqueza.

Abstract. Urban trees are a source of food resources, habitat and refuge for the biodiversity that occurs in cities. However, the taxonomic identity and status of each plant species as native and / or exotic of in an ecosystem influences its interactions with biodiversity. Wasps are one of the main insects present in terrestrial ecosystems, including urban ecosystems, as components of their biodiversity, playing an important role as biocontrol agents (predators and parasitoids) of populations of other insects associated with urban flora or as phytophagous. Seeking to deepen into the knowledge of the diversity of wasps in the city of Bogotá and their ecological interactions, in this study the diversity of

Recibido 1 Mayo 2020 / Aceptado 23 Noviembre 2020 / Publicado online 23 Diciembre 2020
Editor Responsable: José Mondaca E.

wasps associated with three native and three exotic species frequently in urban parks of the city was evaluated. In total, 22 wasp families and 227 morphospecies were identified. The families Bethyridae, Chalcididae and Crabronidae are recorded for the first time in Bogotá. On the other part, the families Eulophidae, Ichneumonidae and Braconidae were the ones that contributed with the most richness and abundance in this study. Regarding their association with the evaluated plant species, a greater diversity of morphospecies associated with native tree species was found, however, there is an effect of the taxonomic identity and the factor park on the results that are discussed. It highlighting the importance of conserving the native urban flora in green spaces of Bogotá's city, in order to maintain and preserve the diversity of wasps principally with parasitoid and predator habits and thus enhance their role as natural biocontrol agents of insects that affect the health of urban trees, at the same time that ecological processes and functionality of this urban ecosystem would be stimulated.

Key words: Biological diversity, Hymenoptera, richness, urban ecosystem, urban flora.

Introducción

El arbolado urbano es un componente de gran importancia en las ciudades, del cual se derivan diversos servicios ecosistémicos que contribuyen a mejorar la calidad de vida de la población asentada en las urbes (Roy *et al.* 2012). Entre los servicios ecosistémicos de mayor importancia que provee el arbolado urbano se encuentran los de regulación climática, específicamente por su contribución a la disminución del efecto de la isla de calor urbano y por la captura de material particulado y otros contaminantes atmosféricos que afectan la calidad del ambiente urbano. Además, los árboles urbanos brindan servicios culturales debido a que amenizan y embellecen las ciudades impactando positivamente sobre la salud física y mental del ser humano (Fuller *et al.* 2007; Roy *et al.* 2012). Por otra parte, el arbolado urbano contribuye al mantenimiento de la biodiversidad al proveer refugio o brindar recursos alimenticios a aves e insectos, entre otros organismos, los cuales conviven con los humanos en sus ciudades (Gómez-Baggethun y Barton 2013; Frank *et al.* 2019).

No obstante los beneficios descritos, los árboles en las urbes están sometidos constantemente a diversos tensionantes ambientales tales como la contaminación y el estrés hídrico, este último asociado al incremento de la temperatura por efecto de la presencia de superficies impermeables; estos factores afectan a su biodiversidad asociada, por ejemplo al influir en los tamaños y dinámicas poblacionales de los insectos plagas que afectan la condición fitosanitaria de la flora urbana e influyen las interacciones árbol-plaga-controlador natural (Raupp *et al.* 2010; Dale y Frank 2014a, 2014b; Meineke *et al.* 2017). La introducción de especies de artrópodos exóticos, principalmente como producto de la introducción de flora ornamental en las ciudades, es otro tensionante que se ha descrito afecta el estado de salud del arbolado urbano, en donde los organismos introducidos por competencia pueden llegar a excluir a la arthropofauna nativa que ejerce un rol de biocontrol (McIntyre 2000; Raupp *et al.* 2006, 2010).

El conocimiento sobre la diversidad insectil asociada a las especies de la arborización urbana es por ello relevante, considerando adicionalmente que la biodiversidad juega un papel fundamental en la sostenibilidad y salud del ecosistema urbano (Gómez-Baggethun y Barton 2013; Roy *et al.* 2012).

Los insectos y otros artrópodos son un componente fundamental de la biodiversidad en todos los ecosistemas terrestres, incluyendo las áreas urbanas (McIntyre 2000; Mata *et al.* 2017). En los ambientes urbanos, su abundancia y riqueza está estrechamente asociada a la diversidad vegetal (Smith *et al.* 2006a, 2006b; Helden *et al.* 2012; Mata *et al.* 2017), siendo el grado de asociación entre los insectos y las especies vegetales función de la especie, de su historia evolutiva y distribución (Southwood *et al.* 1982; Mata *et al.* 2017; Frank *et al.* 2019).

Algunos estudios han demostrado que especies vegetales nativas fuera de su distribución natural presentan por lo general una menor diversidad de insectos que la que se registra en su región de origen (Tallamy y Shropshire 2009; Bezemer *et al.* 2014; van Hengstum *et al.* 2014; Meijer *et al.* 2016). Por esta razón, las especies vegetales nativas son importantes para la conservación de la biodiversidad de insectos en los ecosistemas terrestres (Quine y Humphrey 2010; Frank *et al.* 2019). No obstante, las especies nativas pueden ser más susceptibles al ataque de insectos herbívoros, por lo cual, desde un punto de vista fitosanitario, la presencia de especies exóticas como parte de la composición florística del ecosistema urbano puede ser beneficiosa y pone de relevancia el debate entre el valor de conservación versus el valor estético del arbolado urbano (Helden *et al.* 2012; Frank *et al.* 2019). Dentro de los taxones de Insecta que han sido menos estudiados en los ecosistemas urbanos se encuentran las avispas (Hymenoptera), para las cuales estudios previos de los autores han identificado su alta abundancia en las áreas verdes de la ciudad de Bogotá (datos no publicados).

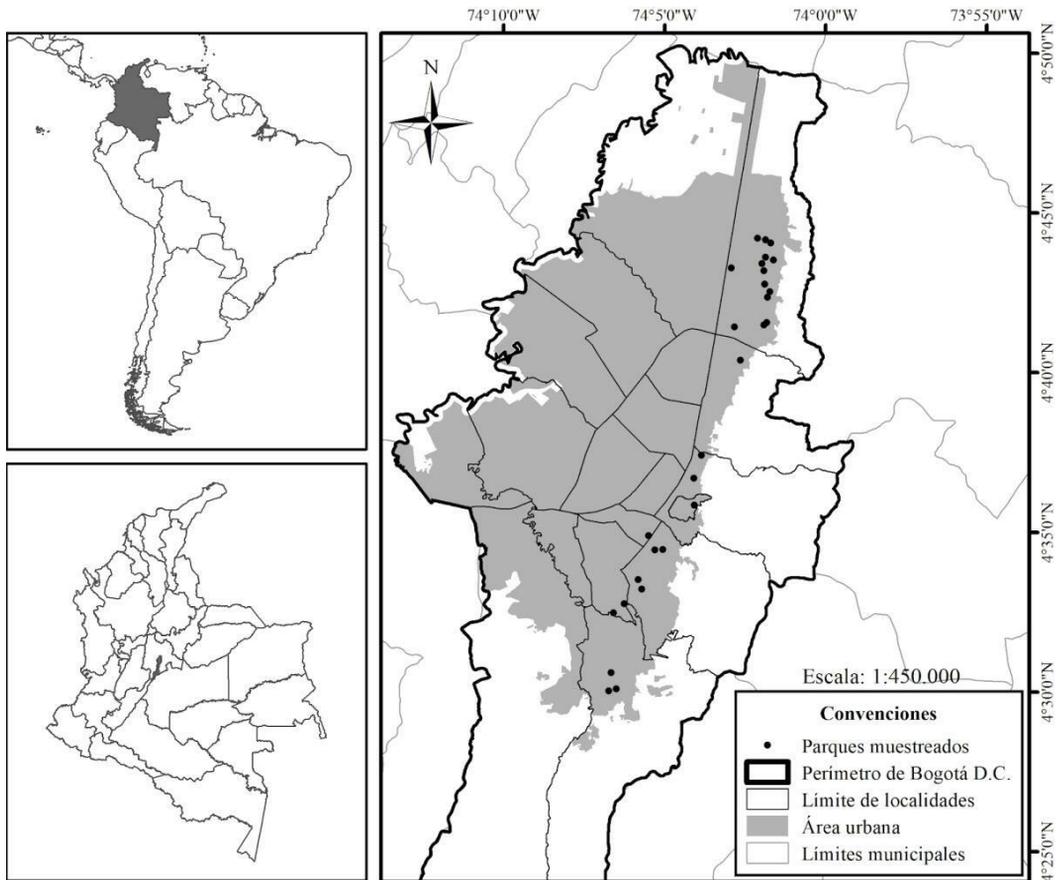
Las avispas son fáciles de capturar, pertenecen a uno de los grupos de artrópoda más diversos en todos los ecosistemas terrestres y son importantes por su rol trófico como controladoras naturales de otros insectos, actuando como parasitoides y/o depredadores principalmente de plagas fitófagas (Wheeler 2001; Fenoglio *et al.* 2010; Hermann *et al.* 2012; MacIvor 2016; Frank *et al.* 2019; da Rocha-Filho *et al.* 2020), aunque también se conocen especies fitófagas *sensu stricto* (Fernández y Sharley 2016). Las avispas, además, junto con otros himenópteros como las hormigas son considerados bioindicadores, debido a que su diversidad refleja en parte la diversidad de otros grupos biológicos y el estado de conservación de un ecosistema, porque responden rápidamente a perturbaciones antrópicas relacionadas con la fragmentación, transformación y pérdida de hábitat, contaminación ambiental y alteraciones climáticas, todas ellas características de los procesos de urbanización (Anderson *et al.* 2011; Bennett y Graton 2012; Buczkowski y Richmond 2012; Urbini *et al.* 2016).

Teniendo como objeto de estudio a las avispas (Hymenoptera: Parasitica + Aculeata (Chrysoidea y Crabronidae), el objetivo principal de este estudio fue caracterizar y comparar la diversidad de estos himenópteros recolectados en 6 especies arbóreas frecuentes en la arborización de los parques urbanos de la ciudad de Bogotá (Colombia), considerando su origen como especies nativas o exóticas. La hipótesis de investigación fue que las especies arbóreas nativas soportan una mayor diversidad de avispas que las especies exóticas.

Materiales y Métodos

Este estudio se desarrolló en la ciudad de Bogotá (04°36'35"N, 74°04'54"O), capital de Colombia, localizada en la cordillera oriental de los Andes a 2600 metros de altitud, caracterizada por presentar una temperatura media anual entre 12 a 16 °C y una precipitación entre los 1500-2000 mm (SDA-CI 2010; IDEAM 2015). El área urbana de Bogotá comprende el 23,41 % de su superficie la cual representa una extensión de 163.660 ha (el restante 76,59 % hace parte de su área rural) y está conformada por un mosaico de 7 coberturas vegetales entre las cuales se reconoce la cobertura de árboles dispersos y densos presentes en corredores viales, parques y otras áreas verdes urbanas (SDA-CI 2010). En este estudio se seleccionaron 29 parques urbanos destinados a la recreación pasiva y activa localizados en el sector oriental de Bogotá a lo largo del eje sur y norte de la ciudad (Figs. 1, 2), los cuales se visitaron en esta zona por su facilidad de acceso (en términos logísticos y de seguridad), importancia socio-ambiental para la ciudad, teniendo en cuenta su localización próxima a los Cerros Orientales o Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, la cual corresponde a un elemento del sistema de áreas protegidas del orden distrital y

Nacional y a dos de las vías de mayor importancia en la ciudad (la Carrera Séptima y la Avenida Caracas). Adicionalmente, en los parques seleccionados se identificaron las seis especies arbóreas priorizadas en este estudio (ver a continuación).



Captura de avispas. Se recorrieron 29 parques seleccionados para realizar la recolección de avispas mediante jama de extensión en tres especies arbóreas nativas y tres exóticas que se seleccionaron considerando su frecuencia en la ciudad y estado fitosanitario. Las especies nativas que se muestrearon fueron el roble andino (*Quercus humboldtii* L., Fagaceae) con 14.793 individuos registrados en Bogotá, el guayacán de Manizales (*Lafoensia acuminata* Vand, Lythaceae; 30.314 ind.) y el caucho sabanero (*Ficus americana* ssp. *andicola* (Standl.) C.C. Berg, Moraceae; 26.569 ind.) y las especies exóticas que se evaluaron fueron el falso pimientó (*Schinus areira* L., Anacardiaceae; 19.486 ind.), el liquidámbar (*Liquidambar styraciflua* L., Altingiaceae; 11.861 ind.) y el jazmín del cabo (*Pittosporum undulatum* Vent, Pittosporaceae; 58.605 ind.) (SIGAU 2019).

Las especies muestreadas, que representan aproximadamente un 12,7% del arbolado urbano de Bogotá, presentan afectación de su condición fitosanitaria principalmente por insectos chupadores de savia de las familias Coccidae, Pseudococcidae, Psyllidae, Aleurodidae y Miridae, entre otras, aunque también por avispas fitófagas (específicamente *S. areira* y *Q. humboldtii*) (Quintero *et al.* 2007; Mahecha *et al.* 2010; Pujade-Villar y Caicedo-Ramírez 2010; Tanaka y Kondo 2015; Posada 2016; Ocampo *et al.* 2018).

Sobre cada árbol identificado por especie vegetal (con un DAP o diámetro a la altura

del pecho mayor a 10 cm) y seleccionado en los parques visitados, se realizaron cinco pases dobles sobre las ramas medias o superiores ubicadas en cada punto cardinal del individuo vegetal; esto en función de su altura y de la accesibilidad por medio de la red entomológica. Los árboles muestreados de las especies *L. acuminata*, *Q. humboldtii*, *F. americana* ssp. *andicola*, *S. areira*, *P. undulatum* y *L. styraciflua* presentaron un rango de altura entre los 5 a 8,5 metros.

Los insectos capturados con la red entomológica fueron recolectados con un aspirador bucal y se conservaron en etanol al 70%, para su transporte y posterior identificación en el laboratorio.

Se muestrearon entre los meses de marzo y abril de 2018, correspondiente a la época de lluvia en la ciudad, un total de 360 árboles, 60 de cada especie vegetal (réplicas), los cuales estuvieron distribuidos de manera heterogénea en los parques visitados.



Figura 2. Fotografías de algunos de los parques urbanos visitados en la ciudad de Bogotá donde se realizó la recolecta de avispa asociadas a las 6 especies arbóreas priorizadas.

Análisis de datos. Se cuantificó la riqueza específica u observada de himenópteros en las especies arbóreas de estudio y la representatividad del muestreo mediante una curva de acumulación de especies con 1000 permutaciones de los datos. La curva se graficó en el programa Estimates 9.1.0 (Colwell 2019) a partir del número de especies esperadas en función del número acumulado de muestras. Las muestras se consideraron como el total del número de individuos arbóreos donde fueron recolectados los himenópteros. Para realizar la curva de acumulación de especies del muestreo general se construyó una matriz

de abundancia por morfoespecie y se empleó el estimador Chao1, de acuerdo con Villareal *et al.* (2006). Además, para evaluar la composición y estructura de la himenóptero fauna, se obtuvieron los valores de los índices de diversidad de Shannon y equidad de Pielou y se calculó la diversidad beta para cada especie arbórea. Posteriormente se realizó un análisis de Bray-Curtis para visualizar la composición (riqueza y abundancia) de la comunidad de avispas en relación con las seis especies vegetales estudiadas. También se realizaron modelos lineares generalizados (GLM por sus siglas en inglés) con una distribución de Poisson para evaluar si el número de individuos y riqueza de especies de avispas era función de la identidad de la especie vegetal y de su condición como especie nativa o exótica. Además, se tuvo en cuenta el parque donde fue recolectada la muestra como otra variable de análisis y la interacción especie arbórea + parque urbano.

Por último, se realizó un análisis de valor indicador (indVal) (Duffrene y Legendre 1997) con el objetivo de identificar las morfoespecies (o OTU: unidades taxonómicas operacionales) de avispas más asociadas a cada especie arbórea o que reflejaran su grado de afinidad con cada una de ellas. El método de valor indicador (IndVal) cuantifica la especificidad de una especie por un hábitat particular y la fidelidad o frecuencia de ocurrencia de la especie dentro del mismo hábitat (en este caso cada especie de árbol), evaluando posteriormente la significancia estadística de los valores de IndVal por permutación. Así, cuanto mayor sea el grado de especificidad y fidelidad de una especie, mayor será su valoración (puntuación) en las muestras procedentes de un hábitat particular. Este índice se expresa entre 0 y 1, en donde los valores cercanos a 1 son indicadores de las especies con máxima fidelidad y especificidad por un determinado hábitat, en este caso por la especie arbórea (Duffrene y Legendre 1997). Todos los análisis efectuados se realizaron usando el programa R version 2.10.1 (R Development Core Team 2020).

Resultados

Se recolectaron 901 individuos de avispas (Parasítica + Aculeata (Chrysidoidea y Crabronidae)) entre los cuales se diferenciaron 227 morfoespecies pertenecientes a ocho superfamilias y 22 familias (Tabla 1 y 2). De acuerdo con la curva de acumulación de especies, se evidenció una buena eficiencia o esfuerzo de muestreo pues se encontró un 83% de la riqueza observada con respecto a la esperada (Fig. 3).

La familia más abundante en los muestreos fue Eulophidae, la cual comprende el 42,4% del total de individuos recolectados, seguida de las familias Braconidae (18,3%), Ichneumonidae (8,3%) y Agaonidae (8%) (Tabla 1). En cuanto a la abundancia de avispas por especie vegetal, se encontró que *L. acuminata* fue la especie arbórea que mayor número de avispas registró (223 individuos), seguida del falso pimiento (222 inds.), mientras que *L. styraciflua* fue la especie arbórea sobre la cual se registró el menor número de individuos (Tabla 1). En términos de la categorización de las especies arbóreas de acuerdo a su origen, se encontró una mayor abundancia de avispas asociadas a las especies nativas con 503 individuos registrados en total, en comparación con los individuos recolectados en las especies exóticas con 398 individuos (Tabla 2). Por otra parte, se encontró que las especies nativas presentaron el mayor número de morfoespecies de avispas asociadas (169 morfoespecies), mientras que para las especies de origen exótico este número fue menor (117 morfoespecies) (Tabla 2).

Las superfamilias Chalcidoidea e Ichneumonoidea aportaron los valores de riqueza más altos en el estudio, para el primer taxón las familias con mayor representatividad fueron Eulophidae (55 sp.), Mymaridae (15 sp.) y Scelionidae (14 sp.), y de Ichneumonoidea las familias Braconidae (39) e Ichneumonidae (32) tuvieron un número similar de morfoespecies (Tabla 1). En términos de la riqueza específica por especie vegetal, *Q. humboldtii* fue la que presentó la mayor riqueza observada (83 sp.) seguida del guayacán

de Manizales (73 sp.) y el caucho sabanero (60 sp.). De las especies exóticas, *P. undulatum* presentó el mayor número de morfoespecies (58 sp.), mientras que *S. areira* y *L. styraciflua* presentaron el menor número con 49 y 45 morfoespecies, respectivamente (Tabla 1).

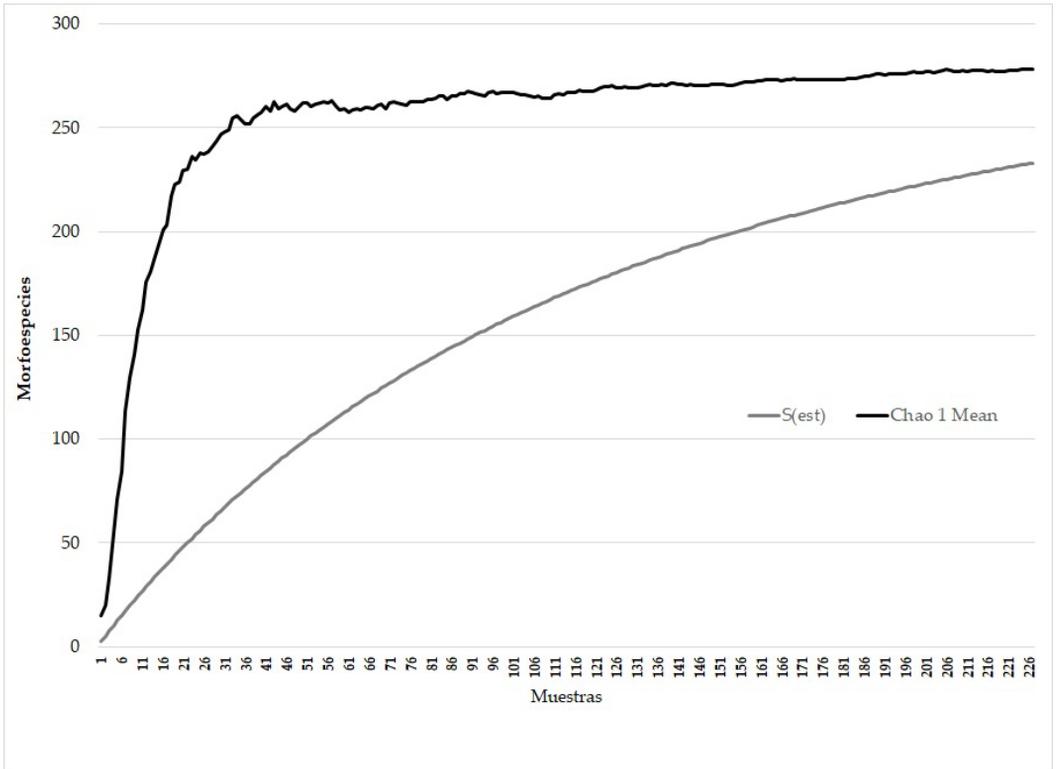


Figura 3. Curva de acumulación de especies de la himenóptero fauna recolectada sobre las 6 especies arbóreas priorizadas en los parques urbanos de Bogotá.

Tabla 1. Número de individuos y de morfoespecies o unidades taxonómicas operacionales (OTU) por familia de Hymenoptera (Parasítica + Aculeata (Chrysoidea y Crabronidae) para las seis especies arbóreas estudiadas en Bogotá.

Familia	OTU x Familia	Caucho	F. pimiento	Guayacán	Jazmín	Liquidámbar	Roble	Total
Agaonidae	6	25	4	9	9	4	14	65
Aphelinidae	6	3	0	1	1	1	0	6
Bethylidae	1	0	0	1	0	0	0	1
Braconidae	38	13	11	74	29	6	15	148
Crabronidae	1	1	0	0	0	0	1	2
Chalcididae	1	0	1	0	0	0	0	1
Cynipidae	3	1	0	1	0	0	10	12
Diapriidae	5	2	2	0	1	0	2	7
Dryniidae	1	1	0	0	0	0	0	1
Encyrtidae	14	2	8	5	13	4	4	36
Eulophidae	54	44	156	75	25	14	66	380
Eupelmidae	1	0	0	1	0	0	1	2
Eurytomidae	1	1	0	0	0	0	0	1
Figitidae	11	0	8	5	0	5	6	24

Ichneumonidae	31	9	5	18	12	11	12	67
Megaspilidae	7	0	3	6	4	1	10	24
Mymaridae	15	4	7	4	20	4	3	42
Platygastridae	9	1	3	8	1	0	3	16
Proctotrupidae	1	0	1	0	0	0	0	1
Pteromalidae	7	3	4	0	2	2	5	16
Scelionidae	12	13	3	15	3	3	7	44
Torymidae	1	0	6	0	0	0	0	6
Trichogrammatidae	1	0	0	0	0	1	0	1
Total	227	123	222	223	120	56	159	903

Tabla 2. Resumen del muestreo general. Se presenta el número total de familias (Fam), morfoespecies (u OTU), e individuos (Ind) de avispas observadas en Bogotá, así como los índices de diversidad de Shannon (H') y equidad de Pielou (J) para cada una de las especie vegetales estudiadas y el total ponderado entre especies nativas y exóticas.

	Caucho	Roble	Guayacán	Jazmín	Liquidámbar	Pimiento	Total	Nativo	Exótico
Fam	14	14	14	12	12	15	22	18	17
Morf	60	83	73	58	45	49	227	168	117
Ind	123	159	223	120	56	222	903	503	398
(H')	3,541	4,072	3,503	3,611	3,71	1,873	-	3,352	4,356
(J)	0,865	0,921	0,827	0,902	0,974	0,480	-	0,7039	0,8491

Respecto a las familias recolectadas de manera exclusiva en las especies vegetales se destaca un único ejemplar de la familia Trichogrammatidae que se recolectó únicamente en *L. styraciflua*, mientras que en *L. acuminata* se recolectó un único individuo de la familia Bethyilidae y sobre *F. americana andicola* un individuo de Dryinidae y Eurytomidae (Tablas 1 y 2). Cabe desatacar que el drínido recolectado correspondió a una nueva especie para la ciencia descrita como *Gonotopus duranprietoae* (Speranza *et al.* 2019).

Con respecto a los análisis de diversidad, se encontró que la especie *Q. humboldtii* registró la más alta diversidad de avispas ($H' = 4,072$, $J = 0,92$) seguida de *L. styraciflua*, la cual a pesar de presentar la riqueza específica más baja, presentó la mayor equidad. Esto probablemente explique el por qué esta especie vegetal presentó el segundo mayor índice de diversidad de Shannon ($H' = 3,71$, $J = 0,97$), siendo además ambas especies las que presentaron los valores de dominancia más bajos. Por otra parte, la especie *S. areira*, frente a las otras especies arbóreas estudiadas, presentó los menores índices de diversidad probablemente como resultado de su baja equidad ($H' = 1,87$, $J = 0,48$) (Tabla 2). Del análisis de similitud de Bray Curtis se encontró que las especies nativas *Q. humboldtii* y *F. americana andicola* se agruparon con un 73% de similitud y *L. acuminata* y *P. undulatum* con un 71% de similitud, mientras que *S. areira* y *L. styraciflua* quedaron como grupos independientes (Fig. 4). Aun así, el grado de similitud entre todas las especies arbóreas en función de la composición (abundancia y riqueza) de avispas fue alto (> 70%) (Fig. 4).

El modelo GLM elaborado considerando el número de individuos de avispas recolectadas en función de la especie arbórea fue significativo ($F(232,237) = 18,225$, $p < 0,01$, AIC:1419). Bajo este modelo las especies *S. areira* y *L. acuminata*, presentaron un número de individuos de avispas por muestra significativamente más alto, mientras que *L. styraciflua* tuvo el número significativamente más bajo (Est: -0,5, $P < 0,05$). El modelo de número de individuos en función del origen de la especie vegetal (nativa/exótica) no fue significativo ($F(232,231) = 2,57$, $p > 0,1$, AIC:1311). El mejor modelo para explicar el número de individuos de avispas se obtuvo, sin embargo, en función de la variable especie arbórea + parque en el

cual se recolectó la avispa (F (232,204-219) = 7,7475 – 17,1459, p < 0,01 AIC: 1183).

Por otra parte, el modelo número de morfoespecies de avispas recolectadas en función de la especie de árbol fue significativo (F (232,227) = 3,58, p < 0,5, AIC:854), en donde para las especies *L. acuminata* y *Q. humboldtii* se observó un número de morfoespecies mayor, mientras que en el *L. styraciflua* este valor fue menor (p < 0,05). Respecto al modelo considerando el número de morfoespecies de avispas en función del origen nativo o exótico de la especie vegetal también se encontró significancia estadística (F (232,231) = 11,714, p < 0,5, AIC:856,64), siendo las especies nativas las que presentaron el número de morfoespecies de avispas significativamente más alto por muestra. No obstante, al igual que lo observado con el modelo de abundancia, el modelo que considera el número de morfoespecies fue mejor explicado en función de la variable especie de árbol + parque (F (232,227-199) = 3,58 – 2,64, p < 0,05 AIC: 840,51).

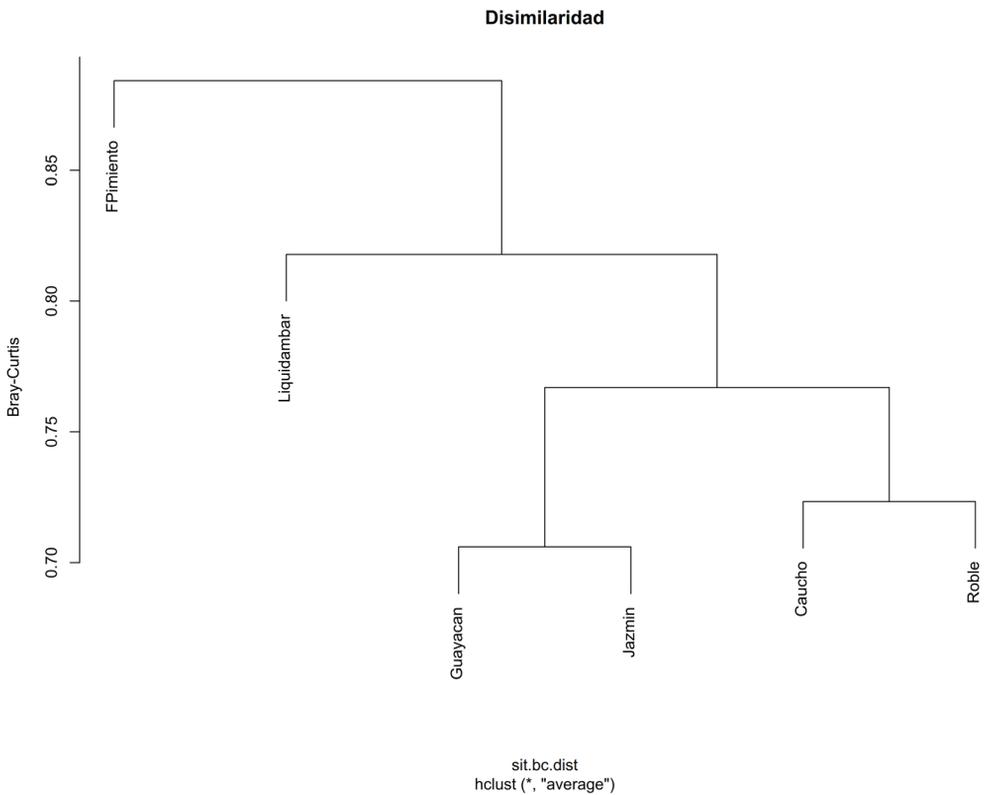


Figura 4. Dendrograma de disimilaridad de Bray-Curtis de acuerdo a la diversidad de avispas asociadas a árboles de falso pimiento (*Schinus areira*), caucho sabanero (*Ficus americana andicola*), guayacán de Manizales (*Lafoensia acuminata*), jazmín del cabo (*Pittosporum undulatum*), liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*) y roble andino (*Quercus humboldtii*).

Finalmente, con respecto al índice de Valor Indicador (IndVal) se identificaron solo 15 morfoespecies (de las 247 especies identificadas, lo cual representa tan solo un 6% de la muestra) que se asociaron con las seis especies arbóreas muestreadas de acuerdo con su grado de exclusividad y especificidad por las mismas (Tabla 3). *Pegoscapus bacataensis* Jansen-Gonzalez y Sarmiento, 2008 (Agaonidae), *Hyssopus* sp. (Eulophidae) y *Eulophidae* sp. 6 (Eulophidae) fueron las tres morfoespecies más frecuentemente encontradas interactuando con *F. americana andicola*, *S. areira* y *L. acuminata*, respectivamente (Tabla 3). No obstante, los valores IndVal obtenidos fueron en general bajos (menores a 0,5).

Tabla 3. Valores del índice de Valor Indicador (IndVal) de las morfoespecies más representativas de avispas asociadas con cada especie arbórea muestreada, con su respectivo *p*value y frecuencia de observación por especie vegetal.

Árbol	Morfoespecie indicadora	indval	pvalue	freq
Caucho	<i>Pegoscopus bacataensis</i>	0,1353	0,008	41
	Eulophidae sp. 11	0,0817	0,014	6
F. Pimiento	<i>Hyssopus</i> sp.	0,7005	0,001	34
	Figitidae sp. 5	0,1122	0,001	6
	<i>Megastigmus transvaalensis</i>	0,075	0,019	3
Guayacán	<i>Aphidius</i> sp.	0,0952	0,012	10
	Eulophidae sp. 6	0,0943	0,03	26
	Eulophidae sp. 20	0,0828	0,011	12
Jazmín	Mymaridae sp. 6	0,0699	0,04	5
	Encyrtidae sp. 23	0,0697	0,02	4
Roble	Eulophidae sp. 57	0,0909	0,003	4
	<i>Conostigmus</i> sp.	0,0909	0,009	4
	Cynipidae sp. 1	0,0812	0,008	5
	Eulophidae sp. 22	0,0498	0,049	4
Liquidámbar	Scelionidae sp. 5	0,0666	0,019	2

Discusión

En Colombia se ha registrado un total de 65 familias del orden Hymenoptera (Fernández 2000). Este estudio, que de manera particular corresponde a la captura de avispas asociadas únicamente a seis especies vegetales del arbolado urbano de Bogotá, representa el 35% (casi una tercera parte) del total de las familias de Hymenoptera registradas para el país, y corresponde a uno de los pocos trabajos que sobre este grupo taxonómico recientemente se han comenzado a realizar al interior de su área urbana, en donde además se documenta su interacción con la flora del ornato público (Pujade-Villar y Caicedo 2010; Pujade-Villar *et al.* 2017; Durán y Ocampo 2020; Pinzón-Florián 2020; Speranza *et al.* 2019).

De las 22 familias de Hymenoptera identificadas en esta investigación, Bethyridae, Chalcididae y Crabronidae corresponden a nuevos reportes para Bogotá. Cabe aclarar que la familia Crabronidae fue incluida en el presente estudio siguiendo la propuesta taxonómica de Michener (2007), la cual clasifica a Crabronidae dentro del infraorden Spheciforme, el cual agrupa otros taxones de avispas no encontradas en este estudio. Bethyridae, Chalcididae y Crabronidae, incluyen especies de hábitos depredadores y parasitoides (Fernández y Sharkey 2016), por lo que su presencia en la ciudad es relevante en términos del servicio ecosistémico de biocontrol que podrían estar ejerciendo las especies de estos taxones en la ciudad, particularmente sobre insectos plaga tales como las escamas blandas (*Ceroplastes cundinamarcensis* Mosquera, 1979, *Saisettia coffeae* Walker, 1852, *Pulvinaria psidii* Maskel, 1893, *Pulvinaria caballeroramosae* Tanaka y Kondo, 2015), psílidos (*Callophya schini* Tuthill), algunos heterópteros (*Monalonia velezangeli* Carvalho y Costa y *Phytocoris* sp.) y avispas gallícolas (*Zapatella* sp. (Cynipidae) y *Megastigmus transvaalensis* (Hussey, 1956) (Torymidae)) que están afectando la condición fitosanitaria principalmente del caucho sabanero, guayacán de Manzales, roble y falso pimiento en la ciudad (Quintero *et al.* 2007; Mahecha *et al.* 2010; Pujade-Villar y Caicedo-Ramírez 2010; Tanaka y Kondo 2015; Pujade-Villar *et al.* 2015, 2017; Posada 2016; Ocampo *et al.* 2018).

Con respecto a la alta representatividad de Eulophidae (Chalcidoidea), Braconidae e Ichneumonidae (Ichneumonoidea) en los muestreos realizados, esto puede explicarse debido a que son estas las tres familias de avispa con hábitos parasitoides más diversas dentro de Hymenoptera, las cuales además presentan una alta riqueza en la región Neotropical (Campos 2004; Fernández y Sharkey 2006; Noyes 2019). La presencia de especies fitófagas del arbolado urbano como las previamente mencionadas, puede estar favoreciendo o soportando la diversidad encontrada de eulófidos, bracónidos e ichneumónidos que ejercen un rol trófico fundamental como biocontroladores de hemípteros y otros insectos herbívoros en los ecosistemas terrestres. No obstante, a futuro se considera importante evaluar el servicio ecosistémico de control biológico que ejercería la himenoptero fauna de Bogotá sobre las plagas de la flora urbana. Para ello será relevante en un análisis posterior identificar específicamente las interacciones planta-huésped-parasitoide e incluso planta-presa-avispa depredadora que estén ocurriendo en la ciudad, pues este tipo de información contribuirá a mejorar el manejo fitosanitario del arbolado urbano.

Pese a lo señalado, en esta investigación y de acuerdo al análisis de valor indicador se ha logrado registrar 15 morfoespecies de avispa las cuales se asociaron preferentemente o tuvieron una mayor afinidad por alguna de las 6 especies arbóreas evaluadas. Así, por ejemplo, se encontraron dos morfoespecies de los géneros *Hyssopus* Girault, 1916 y *Aphidius* Dalman, 1820 las cuales de acuerdo al valor Inval presentaron mayor asociación con *L. acuminata* y *Q. humboldtii* respectivamente, lo cual podría indicar indirectamente, que estas avispa están participando en redes de interacción ecológicas con los insectos fitófagos hospederos de estas dos especies arbóreas, tales como diversas especies de hemípteros (Gibson *et al.* 1997; Campos 2004; Fernández y Sharkey 2016). Por otra parte, el método del IndVal permitió también identificar dos morfoespecies de avispa de hábitos fitófagos *M. transvaalensis* (Hymenoptera: Torymidae) y *Pegoscapus bacataensis* Sarmiento y Jansen, 2008 (Hymenoptera: Agaonidae), corroborando la asociación de estas avispa con las plantas del género *Schinus* sp. y *Ficus* sp., respectivamente, tal como se reporta en la literatura científica (Wiebes 1979; Jansen-González y Sarmiento 2008; Pujade-Villar y Caicedo-Ramírez 2010; Jansen-González *et al.* 2012).

Por otra parte, y considerando el origen de las especies como nativas o exóticas, este estudio, aunque evidenció una mayor diversidad en términos de la riqueza de avispa asociadas a las especies nativas, la abundancia no varió en función de esta variable y por el contrario se encontró que la identidad taxonómica de la especie y la variable parque, influyeron de manera importante en los patrones de diversidad descritos, esto de acuerdo con el análisis de GLM. Helden *et al.* (2012), en un estudio similar, encontraron que debido a la gran variedad entre especies exóticas y entre especies nativas con respecto a la riqueza y abundancia de hemípteros, no se encontraron diferencias significativas para este grupo de insectos en función del estatus exótico o nativo de sus plantas hospederas en un ambiente urbano. No obstante, en este estudio las cinco especies con el mayor número de individuos y especies de hemíptera fueron todas especies arbóreas nativas. Con respecto a los análisis de diversidad de nuestra investigación, se encontró que *L. acuminata* y *Q. humboldtii* fueron las dos especies más diversas; esto se vio reflejado de manera general en el número de morfoespecies, abundancia y en el valor del índice de Shannon (H'). Resultados similares han sido reportados en la literatura científica para otros grupos biológicos y especies botánicas (Quine y Humphrey 2010; Pardee y Philpott 2014).

Considerando la identidad taxonómica de la especie como variable de análisis y en correspondencia con el análisis de similitud elaborado, *S. areira* y *L. styraciflua* fueron las dos especies más disímiles con el menor aporte a la diversidad de himenópteros encontrada para Bogotá. Esto podría explicarse, sin embargo, por su condición como especies exóticas, debido a que como previamente fue señalado las plantas fuera de su rango de distribución natural presentan generalmente una menor riqueza y abundancia de artrópodos que

aquellas localizadas en sus hábitats de origen (Tallamy y Shropshire 2009; van Hengstum *et al.* 2014; Bezemer *et al.* 2014). Cuando una planta invade una nueva región o hábitat, las dinámicas espacio-temporales que ocurren entre los insectos fitófagos y sus enemigos naturales (depredadores y parasitoides) cambian (Kaene y Crawley 2002; Cronin y Haynes 2004). Esto es en parte explicado por la hipótesis denominada “Enemy Release Hypothesis”, según la cual el éxito de establecimiento de una especie exótica se debe a la ausencia de sus enemigos naturales (depredadores, parásitos y herbívoro), bien sea porque estos no se introducen en el nuevo territorio o hábitat o debido a que los potenciales enemigos requieren de un tiempo para adaptarse y/o colonizar a la nueva especie vegetal (Kaene y Crawley 2002; Meijer *et al.* 2016).

En este sentido, puede también encontrarse la explicación al por qué las familias Chalcididae y Trichogrammatidae se hallaron exclusivamente asociadas a *S. areira* y *L. styraciflua*, como potenciales taxones introducidos o bien como organismos que se adaptaron y asociaron a estas dos especies vegetales por la presencia en ellas de sus insectos huéspedes. Trichogramátidos y chalcididos contienen especies que en su mayoría son de hábitos parasitoides, siendo reconocidas como agentes de control biológico en programas de manejo integrado de plagas (Srinivasan y Dominic 2003; McCullough y Mercader 2012; Díaz 2018). En Bogotá, se conoce que *S. areira* presenta como fitófago especialista al psílido *Calophya schini* Tuthill, 1959 (Hemiptera: Psyllidae), una especie introducida en varias regiones del mundo, donde el uso ornamental de *Schinus molle* L. (especie hermana) ha sido frecuente. Es probable que las morfoespecies de Chalcididae y Trichogrammatidae recolectadas en Bogotá estén actuando como enemigos naturales de este y otros hemípteros y/o lepidópteros fitófagos de *S. areira* y *L. styraciflua* en la ciudad.

Por otra parte, es de destacar que, el parque como variable de análisis está influyendo sobre los patrones de riqueza y abundancia de avispas, lo cual podría indicar que otros efectos urbanos del paisaje como la presencia de superficies duras o impermeables al interior de la áreas verdes, su grado de conectividad, su tamaño (área) y otros elementos que en este estudio no fueron considerados (Beninde *et al.* 2015), podría estar influyendo de manera importante y “enmascarando”, por ejemplo, el efecto del origen de las especies como exóticas o nativas sobre la diversidad de la himenóptero fauna en Bogotá. Esto ha sido evidenciado por Fenoglio *et al.* (2013) quienes encontraron que factores como los descritos, específicamente el tamaño y aislamiento de los parches verdes urbanos, afectan la tasa de parasitoidismo por avispas parasitoides sobre la mosca minadora *Liriomyza commelinae* (Frost, 1931) (Diptera: Agromyzidae), que afecta a la planta *Commelina erecta* L. (Commelinaceae) en la ciudad de Córdoba (Argentina).

Frente a los resultados encontrados una de las principales conclusiones del estudio es que, considerando que la mayoría de especies de avispas registradas en Bogotá son de hábitos parasitoides (incluyendo hiperparasitoides) y/o depredadores, será relevante evaluar la prestación del servicio ecosistémico de biocontrol que brindarían estos organismos, para reducir la afectación fitosanitaria sobre el arbolado y otras coberturas vegetales urbanas en la ciudad por la incidencia de diferentes insectos fitófagos plagas. Además, cabe resaltar que Bogotá presenta una diversidad importante de himenópteros, lo que abre un camino de investigación interesante precisamente en el área de control biológico con el fin de mejorar la gestión y manejo fitosanitario del arbolado urbano, especialmente por parte de las entidades oficiales que como el Jardín Botánico de Bogotá tienen esa responsabilidad en la ciudad.

Por otra parte y no obstante el debate por el valor estético del arbolado urbano, en donde las especies exóticas tendrían una mayor valoración que las nativas al estar menos afectadas por los insectos plagas, desde una perspectiva de conservación, es la flora nativa el componente que dinamiza los procesos y flujos ecosistémicos al interior de los ecosistemas terrestres, incluyendo el urbano, promoviendo así su funcionalidad a través

del soporte de redes ecológicas complejas que involucran diversos niveles tróficos con organismos especialistas y generalistas en su dieta alimenticia (Fiedler *et al.* 2008; Helden *et al.* 2012; Aronson *et al.* 2014; Threlfall *et al.* 2015). Diversas investigaciones han encontrado, por ejemplo, que una mayor abundancia de insectos asociados a la flora nativa en las áreas urbanas, está correlacionado con una mayor diversidad de aves insectívoras e incluso de otros vertebrados insectívoros, evidenciando con ello efectos del estatus de la plantas como nativa o exótica para la conservación de la avifauna urbana, vía efectos en su éxito reproductivo en relación con la oferta de recursos alimenticios (Burghardt *et al.* 2009; Helden *et al.* 2012; Narango *et al.* 2018).

En este sentido, en el presente estudio, el roble y guayacán de Manizales son especies que se evidenciaron están contribuyendo con la conservación de la himenoptero fauna en la ciudad de Bogotá, probablemente asociado con una mayor oferta de recursos (hospederos).

Finalmente es de desatacar que desde una visión ecosistémica, la pérdida de especies de la flora nativa en un ecosistema puede significar pérdida de servicios ecosistémicos de regulación y soporte, los cuales son esenciales en un mundo donde la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas naturales es cada vez más acelerada y las ciudades empiezan a ser reconocidas como espacios para la conservación de la biodiversidad amenazada (Isaacs *et al.* 2009; Leong *et al.* 2014; Threlfall *et al.* 2015; Schwarz *et al.* 2017; Palliwoda *et al.* 2017). Además, debe considerarse los servicios culturales que las plantas nativas y su biodiversidad asociada proveen en los ecosistemas urbanos (Fuller 2007; Peterson *et al.* 2012).

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis a través de su Proyecto de Inversión 1121. Agradecemos a esta entidad, así como a Milton Gómez Hurtado y a Laura Navarrete por su apoyo en el trabajo en campo y laboratorio. También extendemos nuestro agradecimiento a Kristian Rubiano por la elaboración del mapa del área de estudio.

Literatura Citada

- Anderson, A., McCormack, S., Helden, A., Sheridan, H., Kinsella, A. y Purvis, G. (2011)** The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48: 382-390.
- Andrade, M.G., Amat, J. y Renjifo, J.M. (2000)** *Guía preliminar de insectos de Santafé de Bogotá y sus alrededores*. Santafé de Bogotá. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente, Alcaldía Mayor, DAMA. 36 pp.
- Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., Williams, N.S.G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, L., Kuhn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mortberg, U., Pysek, P., Siebert, S., Sushinsky, S., Werner, P. y Winter, M. (2014)** A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceeding of the Royal Society, B*, 281: 20133330. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Bennett, A.B. y Gratton, C. (2012)** Local and landscape scale variables impact parasitoid assemblages across an urbanization gradient. *Landscape and Urban Planning*, 104: 26-33.
- Beninde, J., Veith, M. y Hochkrich, A. (2015)** Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18: 581-592.

- Bezemer, T.M., Harvey, J.A. y Cronin, J.T. (2014)** Response of native insect communities to invasive plants. *The Annual Review of Entomology*, 59: 119-141.
- Buczowski, G. y Richmond, D.S (2012)** The effect of urbanization on ant abundance and diversity: A temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS ONE*, 7(8): e41729. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041729>
- Burghardt, K.T., Tallamy, D.W. y Shriver, W.G. (2009)** Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology*, 23(1): 219-224.
- Campos, D.F (2004)** Avispas parasitoides de la familia Braconidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) de Colombia. pp. 491-602. *En: Fernández, F., Andrade, M.G., y Amat, G. (Eds.) Insectos de Colombia, vol. 3.* Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Colwell, R.K. (2019)** EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. URL: purl.oclc.org/estimates
- Cronin, J.T. y Haynes, K.J. (2004)** An invasive plant promotes unstable host-parasitoid patch dynamics. *Ecology*, 85(10): 2772-2782.
- Da Rocha-Filho, L.C., Montagnana, P.C., Boscolo, D. y Garófalo, C.A. (2020)** Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. *Biodiversity and Conservation*, 29: 2487-2514.
- Dale, A.G. y Frank, S.D. (2014a)** Urban warming trumps natural enemy regulation of herbivorous pests. *Ecological Applications*, 24: 1596-1607.
- Dale, A.G. y Frank, S.D. (2014b)** The effects of urban warming on herbivore abundance and street tree Condition. *PLoS ONE*, 9(7): e102996. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102996>
- Díaz, M.F (2018)** Parasitoides del género *Trichogramma* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) como controladores biológicos de plagas. pp. 491-495. *En: Cotes, A.M. (Ed.) Control biológico de fitopatógenos, insectos y ácaros, vol. 1.* Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (Agrosavia), Mosquera, Colombia.
- Dufrêne, M. y Legendre, P. (1997)** Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Durán, J. y Ocampo, V. (2019)** Registro de *Diversinervus elegans* Silvestri (Hymenoptera: Encyrtidae) para la ciudad de Bogotá, Colombia. *Dugesiana*, 26(1): 51-52.
- Fenoglio, M.S., Salvo, A., Videla, M. y Valladares, G.R. (2010)** Plant patch structure modifies parasitoid assemblage richness of a specialist herbivore. *Ecological Entomology*, 35: 594-601.
- Fenoglio, M.S., Videla, M., Salvo, A. y Valladares, G.R. (2013)** Beneficial insects in urban environments: Parasitism rates increase in large and less isolated plant patches via enhanced parasitoid species richness. *Biological Conservation*, 164: 82-89.
- Fernández, F. (2000)** Sistemática y filogenia de los himenópteros de la región neotropical: estado de conocimiento y perspectivas. pp. 211-231. *En: Martín-Piera, F., Morrone, J.J. y Melic, A. (eds.) Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica.* Monografías Tercer Milenio, 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- Fernández, F. y Sharkey, M.J. (2006)** *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical.* Sociedad Colombiana de Entomología / Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 893 pp.
- Fiedler, A.K., Landis, D.A. y Wratten, S.D. (2008)** Maximizing ecosystem services from conservation biological control: The role of habitat management. *Biological Control*, 45: 254-271.
- Frank, S.D., Backe, K.M., McDaniel, C., Green, M., Widney, S. y Dunn, R.R. (2019)** Exotic urban trees conserve similar natural enemy communities to native congeners but have fewer pests. *PeerJ*, 7: 1-21. <https://doi.org/10.7717/peerj.6531>

- Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Warren, P.H., y Gaston K.J. (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biological Letters*, 3: 390-394.
- Gibson, G.A.P., Huber, J.T. y Woolley, J.B. (1997) *Annotated keys to the genera of Nearctic Chalcidoidea (Hymenoptera)*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. 794 pp.
- Gómez-Baggethun, E. y Barton, D.N. (2013) Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86: 235-245.
- Helden, A.J., Stamp, G.C. y Leather, S.R. (2012) Urban biodiversity: Comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15: 611-624.
- Hermann, D.L., Pearse, I.S. y Baty, J.H. (2012) Drivers of specialist herbivore diversity across 10 cities. *Landscape and Urban Planning*, 108: 123-130.
- IDEAM (2015) Atlas Climatológico de Colombia – Interactivo – año 2015. Bogotá, D. C. Consultado 20 febrero de 2020. Disponible en: <http://atlas.ideam.gov.co/visorAtlasClimatologico.html>
- Issacs, R., Truell, J., Fiedler, A., Gardiner, M. y Landis, D (2009) Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and Environment*, 7(4): 196-203.
- Jansen-González, S. y Sarmiento, C.E. (2008) A new species of high mountain Andean fig wasp (Hymenoptera: Agaonidae) with a detailed description of its life cycle. *Symbiosis*, 45: 135-141.
- Jansen-González, S., Teixeira, S.P. y Pereira, R.A.S. (2012) Mutualism from the inside: coordinated development of plant and insect in an active pollinating fig wasp. *Arthropod-plant Interactions*, 6: 601-609.
- Keane, R.M. y Crawley, M.J. (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(4): 164-170.
- Leong, M., Kremen, C. y Roderick, G.K. (2014) Pollinator interactions with yellow star thistle (*Centaurea solstitialis*) across urban, agricultural and natural landscapes. *PLoS One*, 9: 1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086357>
- Lowe, E.C., Latty, T., Webb, C.E., Whitehouse, M.E.A. y Saunders, M.E. (2009) Engaging urban stakeholders in the sustainable management of arthropod pests. *Journal of Pest Science*, 92: 987-1002.
- Mahecha, G.E., Carreño, H.G., Chaparro, J.A., Cadena, H.G., Tovar, G., Villota, L.A., Morales, G., Castro, J.A., Bocanegra, F. y Quintero, M. (2010) Arbolado Urbano de Bogotá: Identificación Descripción y Bases para su manejo. Bogotá, D.C.: Alcaldía Mayor de Bogotá, D.C.
- MacIvor, J.S. (2016) Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Israeli Journal of Ecology and Evolution*, 62: 88-96.
- Mata, L., Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Malipatil, M. y Stork, N.E. (2017) Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific Reports*, 7: 1-13.
- McCullough, D.G. y Mercader, R.J. (2012) Evaluation of potential strategies to SLOW Ash Mortality (SLAM) caused by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*): SLAM in an urban forest. *International Journal of Pest Management*, 58: 9-23.
- McIntyre, N.E. (2000) Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93: 825-835.
- Meijer, K., Schilthuizen, M., Beukeboom, L. y Smit, C. (2016) A review and meta-analysis of the enemy release hypothesis in plant-herbivorous insect systems. *PeerJ*, 4: e2778. <http://doi.org/10.7717/peerj.2778>
- Meineke, E.K., Holmquist, A.J., Wimp, G.M. y Frank, S.D. (2017) Changes in spider community composition are associated with urban temperature, not herbivore abundance. *Journal of Urban Ecology*, 3(1): 1-8.

- Michener, C. (2007)** The Bees of the World. The Johns Hopkins University Press. 2da. Edición. USA. 953 pp.
- Narango, D.L., Tallamy, D.W. y Marra, P.P (2018)** Nonnative plants reduce population growth of an insectivorous bird. *PNAS*, 115(45): 11549-11554. <https://doi.org/10.1073/pnas.1809259115>
- Nates-Parra, G., Parra, A., Rodríguez, A., Baquero, P. y Vélez, D. (2006)** Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) en ecosistemas urbanos: Estudio en la ciudad de Bogotá y sus alrededores. *Revista Colombiana de Entomología*, 32: 77-84.
- Noyes, J.S. (2019)** Universal Chalcidoidea Database. Consultado 15 Enero de 2020. Disponible en: <http://www.nhm.ac.uk/our-science/data/chalcidoids/database/>
- Ocampo, V., Durán, J., Albornoz, M. y Forero, D. (2018)** New plant associations for *Monalonion velezangeli* (Hemiptera: Miridae) in green urban areas of Bogotá (Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 23(2): 205-208.
- Pardee, G.L y Philpott, S.M. (2014)** Native plants are the bee's knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens. *Urban Ecosystem*, 17: 641-659.
- Palliwooda, J., Kowarik, I. y von der Lippe, M. (2017)** Human-biodiversity interactions in urban parks: The species level matters. *Landscape and Urban Planning*, 157: 394-406
- Peterson, M.N., Thurmond, B., Mchale, M., Rodriguez, S., Bondell, H.D. y Cook, M. (2012)** Predicting native plant landscaping preferences in urban areas. *Sustainable Cities and Society*, 5: 70-76.
- Pinzón-Florián, O. (2020)** First report on the gall wasp *Ophelimus near migdanorum* (Hymenoptera, Eulophidae) and its parasitoid *Closterocerus chamaeleon* (Hymenoptera, Eulophidae) in *Eucalyptus globulus* in Bogotá, Colombia. *ZooKeys*, 912: 151-156.
- Posada, R.H (2016)** Patronos de distribución de insectos de escama sobre cuatro especies del arbolado urbano de Bogotá, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 7(1): 25-36.
- Pujade-Villar, J. y Caicedo-Ramírez, G. (2010)** Primera cita de *Megastigmus transvaalensis* (Hymenoptera, Chalcidoidea, Torymidae) para Colombia. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 34(3-4): 431-433.
- Pujade-Villar, J., Caicedo-Ramírez, G., Rodríguez, P.A., Fernández-Garzón, S. y Roca-Causachs, M. (2007)** Primer reporte de una especie de cinípido dañina para *Q. humboldtii* en Colombia: *Zapatella petiolata* n. sp. Pujade-Villar & Caicedo (Hym. Cynipidae). *Butlletí ICHN*, 81: 37-46.
- Pujade-Villar, J., Hanson, P., Medina, C.A., Torres, M. y Melika, G. (2012)** A new genus of oak gallwasps, *Zapatella* Pujade-Villar & Melika, gen. n. with a description of two new species from the Neotropics (Hymenoptera). *Zookeys*, 104: 75-104.
- Pujade-Villar, J., Rodríguez, P.A. y Caicedo-Ramírez, G. (2015)** Dos nuevas especies de *Zapatella* (Hymenoptera: Cynipidae) para Colombia que producen agallas en ramas de *Quercus humboldtii* (Fagaceae). *Butlletí ICHN*, 79: 79-90.
- Quine, C.P. y Humphrey, J.W. (2010)** Plantations of exotic tree species in Britain: Irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? *Biodiversity and Conservation*, 19: 1503-1512.
- Quintero, P., González, R., Ruíz, J. y Wanumen, A. (2007)** *Mulsantina mexicana* Chapin (Coleoptera: Coccinellidae) depredador de chupadores de savia de árboles ornamentales de Bogotá. *Colombia Forestal*, 10 (20): 148-160.
- Raupp, M.J., Buckelew Cumming, A. y Raupp, E.C. (2006)** Street tree diversity in eastern North America and its potential for tree loss to exotic pests. *Journal of Arboriculture*, 32: 297-304.
- Raupp, M.J., Shrewsbury, P.M. y Herms, D.A. (2010)** Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual Review of Entomology*, 55: 19-38.

- Roy, S., Byrne, J. y Pickering, C. (2012) A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban forestry and Urban Greening*, 11: 351-363.
- Schwarz, N., Moretti, M., Bugalho, M.N., Davies, Z.G., Haaseg, D., Hack, J., Hofi, A., Melero, Y., Pett, T.J. y Knappk, S. (2017) Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services*, 27: 161-171.
- SDA-CI (Secretaría Distrital De Ambiente y Conservación Internacional) (2010) Política para la Gestión de la Conservación de la Biodiversidad en el Distrito Capital. Editorial Panamericana, Formas e Impresos. Bogotá. 2010. 116 pp.
- SIGAU (Sistema de Gestión del Arbolado Urbano de Bogotá) (2019) Sistema de Gestión del Arbolado Urbano-Visualizador Web. Consultado el 1 de noviembre 2019. Disponible en: <http://sigau.jbb.gov.co/SigauJBB/VisorPublico/VisorPublico>
- Smith, R.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Warren, P.H. y Gaston, K.J. (2006a) Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, 129: 312-322.
- Smith, R.M., Warren, P.H., Thompson, K. y Gaston, K.J. (2006b) Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2415-2438.
- Southwood, T.R.E., Moran, V.C. y Kennedy, C.E.J. (1982) The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *Journal of Animal Ecology*, 51(2): 635-649.
- Speranza, S., Olmi, M., Capradossi, L. y Guglielmino, A. (2019) Discovery of a new species of *Gonatopus* (Hymenoptera: Dryinidae) from Colombia. *Zootaxa*, 4712(3): 445-450.
- Srinivasan, R. y Dominic, D.A. (2003) Efficacy of insect parasitoid *Dirhinus himalayanus* (Hymenoptera: Chalcididae) & insect growth regulator, triflumuron against house fly, *Musca domestica* (Diptera: Muscidae). *Indian Journal of Medical Research*, 118: 158-166.
- Tanaka, H. y Kondo, T. (2015) Description of a new soft scale insect of the genus *Pulvinaria* Targioni Tozzetti (Hemiptera, Coccoidea, Coccidae) from Bogota, Colombia. *ZooKeys*, 484: 11-120.
- Tallamy, D.W. y Shropshire, K.J. (2009) Ranking lepidopteran use of native versus introduced plants. *Conservation Biology*, 23(4): 941-947.
- Threlfall, C.G., Walker, K., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Mata, L., Stork, N. y Livesley, S.J. (2015) The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187: 240-248.
- Urbini, A., Sparvoli, E. y Turillazzi, S. (2016) Social paper wasps as bioindicators: a preliminary research with *Polistes dominulus* (Hymenoptera Vespidae) as a trace metal accumulator. *Chemosphere*, 64: 697-703.
- van Hengstum, T., Hooftman, D.A.P., Oostermeijer, J.G.B. y van Tienderen, P.H. (2014) Impact of plant invasions on local arthropod communities: A meta-analysis. *Journal of Ecology*, 102: 4-11.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A.M. (2006) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad (Segunda edición). Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 236 pp.
- Wheeler, G.S., Massey, L.M. y Endriest, M. (2001) The Brazilian peppertree drupe feeder *Megastigmus transvaalensis* (Hymenoptera: Torymidae): Florida Distribution and Impact. *Biological Control*, 22: 139-148.
- Wiebes, J.T. (1979) Co-evolution of figs and their insect pollinator. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 10: 1-12.