

Artículo Original

Efecto de la matriz urbana sobre las abejas visitantes florales (Hymenoptera: Apoidea) y la polinización de árboles urbanos en Bogotá, Colombia

Effect of the urban matrix on flower-visiting bees (Hymenoptera: Apoidea) and the pollination of city trees in Bogotá, Colombia

Andrés Pereira-Guaqueta^{1*} 

¹Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Av. Calle 63 #68-95, Bogotá, Colombia. ✉ ^{*}apereira@jbb.gov.co

ZooBank: urn:lsid:zoobank.org:pub:0910BFF7-CD68-4B62-A5A6-D4D890075714
<https://doi.org/10.35249/rche.48.4.22.20>

Resumen. Aunque la urbanización es uno de los mayores impulsores de transformación ecológica a nivel global, su impacto sobre la biodiversidad y procesos ecosistémicos como la polinización ha sido poco estudiado, especialmente en el trópico. La polinización es crucial porque determina el éxito reproductivo de muchas plantas silvestres, y provee frutos y semillas para muchos animales y para el consumo humano. Las abejas constituyen uno de los grupos más importantes de animales polinizadores, y se sabe que ensambles diversos de especies nativas pueden proveer servicios de mayor calidad. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de la matriz urbana sobre las interacciones de polinización de abejas silvestres y dos especies modelo de árboles urbanos en Bogotá, Colombia. Se registraron la producción de frutos y las tasas de visitas florales de distintos grupos de abejas en 36 árboles de *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth y 35 árboles de *Pittosporum undulatum* Vent. repartidos en cuatro áreas estratégicas de la Estructura Ecológica Principal de la ciudad. Utilizando análisis de varianza, se encontraron diferencias significativas en la representatividad de distintos taxones de abejas entre fragmentos verdes y la matriz urbana circundante. La especie exótica *Apis mellifera* Linnaeus demostró gran resiliencia a los espacios más urbanizados, en donde las visitas de *Thygater aethiops* Smith y *Bombus* Latreille tendieron a disminuir. No se encontraron diferencias en la producción de frutos entre los fragmentos verdes y la matriz urbana, ni hubo correlación significativa entre esta variable y las tasas de visitas florales.

Palabras clave: Abejas nativas; *Bombus*; producción de frutos; *Thygater aethiops*; urbanización.

Abstract. Although urbanization is a major driver of ecological change worldwide, its impact on biodiversity and ecosystem processes such as pollination has been relatively poorly studied, especially in the tropics. Pollination is crucial because it determines the reproductive success of many wild plants and provides fruits and seeds for many animals as well as for human consumption. Bees are one of the most important groups of animal pollinators, and it is well known that diverse assemblages of native species can provide better pollination services. The aim of this study was to evaluate the effect of the urban matrix on pollination interactions between wild bees and two model tree species in Bogotá, Colombia. Flower visitation rates of different bee groups and the average fruit set were registered for 36 *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth and 35 *Pittosporum undulatum* Vent. individuals located inside and around four strategic green areas of the city's Main Ecological Structure. Analysis of variance showed significant differences in the visitation rates of different bee

Recibido 15 Noviembre 2022 / Aceptado 21 Diciembre 2022 / Publicado online 30 Diciembre 2022
Editor Responsable: José Mondaca E.

taxa between the main green patches and the surrounding urban matrix. The exotic species *Apis mellifera* Linnaeus proved to be highly resilient to the most urbanized zones, where floral visits of *Thygater aethiops* Smith and *Bombus* Latreille tended to decrease. There were no differences in fruit set between the green fragments and the urban matrix nor any significant correlation between this variable and bee visitation rates.

Key words: *Bombus*; fruit set; native bees; *Thygater aethiops*; urbanization.

Introducción

La urbanización es una de las mayores causas de cambio de uso de suelo, fragmentación y pérdida de hábitat a nivel global (Van Rossum 2010; Verboven *et al.* 2012; Deguines *et al.* 2016), y puede generar enormes impactos sobre la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos asociados (Pellissier *et al.* 2012; McDonald *et al.* 2013). No obstante, los efectos de la urbanización sobre la diversidad de insectos y sus funciones ecológicas (como la polinización) han sido relativamente poco estudiados (Deguines *et al.* 2016; Buchholz y Egerer 2020; Theodorou *et al.* 2020; Ayers y Rehan 2021), especialmente en regiones tropicales donde las ciudades crecen de forma acelerada sobre zonas de gran biodiversidad (Wojcik 2011; Pauchard y Barbosa 2013).

Las interacciones que conducen a la polinización son muy importantes para la biodiversidad y para el funcionamiento de los ecosistemas, incluidos los urbanos (Van Rossum 2010; Pellissier *et al.* 2012; Gómez-Baggethun *et al.* 2013; Vanbergen y the Insect Pollinators Initiative 2013). Además, la polinización representa un servicio ecosistémico fundamental, cada vez más relevante en las ciudades por el auge de la agricultura urbana (Bates *et al.* 2011; Lowenstein *et al.* 2015). Al respecto, se ha demostrado que ensambles diversos de polinizadores nativos prestan servicios de polinización mucho más efectivos que los que brinda exclusivamente la abeja domesticada *Apis mellifera* (Linnaeus, 1758), ampliamente introducida y naturalizada en muchos países (Garibaldi *et al.* 2013; Hausmann *et al.* 2015). No obstante, se ha registrado una preocupante disminución en las poblaciones de abejas silvestres y otros insectos polinizadores en varias regiones del planeta (Vanbergen y the Insect Pollinators Initiative 2013; Goulson *et al.* 2015).

La mayoría de los estudios relacionados con polinización en paisajes urbanizados se han realizado en el norte global, y se han enfocado en evaluar el efecto de la urbanización sobre la diversidad y/o la abundancia de insectos polinizadores (*e.g.*, Bates *et al.* 2011; Deguines *et al.* 2016; Sivakoff *et al.* 2018). En Europa, por ejemplo, Geslin *et al.* (2016) reportaron una disminución en la abundancia y la riqueza de especies de abejas silvestres en la región de París a medida que aumentaba la proporción de superficies urbanizadas en el paisaje circundante a sus sitios de muestreo. En Estados Unidos, por ejemplo, Fitch *et al.* (2019) no encontraron ninguna relación entre la riqueza o la abundancia de abejas nativas y el grado de urbanización en una región de Michigan, pero sí un efecto positivo del mismo sobre la abundancia y la riqueza de especies exóticas.

Sin embargo, también se requiere evaluar directamente los efectos del uso urbano del suelo sobre los resultados de la polinización, pues la diversidad y abundancia de polinizadores no garantizan *per se* el transporte y deposición efectiva del polen ni la formación de frutos, especialmente en áreas tan fragmentadas como las ciudades (Verboven *et al.* 2014; Lowenstein *et al.* 2015). Los pocos estudios que lo han hecho hasta ahora han arrojado resultados muy contrastantes (Van Rossum 2010; Pellissier *et al.* 2012; Verboven *et al.* 2012, 2014; Hausmann *et al.* 2015; Theodorou *et al.* 2020).

Por ello, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de la matriz urbana circundante a parches verdes estratégicos de Bogotá sobre los ensambles de abejas visitantes

florales de dos especies de árboles modelo, y sobre su capacidad de producción de frutos como indicador de la polinización. Se partió de la hipótesis de que la frecuencia de visitas florales de abejas nativas sería menor para los árboles ubicados en la matriz urbana en comparación con aquellos ubicados en los parches verdes, lo cual se vería reflejado en una menor proporción de frutos desarrollados; además, no se esperaban cambios significativos en las tasas de visita de *A. mellifera* en respuesta a la matriz urbana.

Materiales y Métodos

Especies modelo

Tecoma stans (L.) Juss. ex Kunth (Bignoniaceae) y *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae) fueron seleccionadas como especies modelo para el estudio, por su amplia representatividad en el arbolado urbano de Bogotá, por sus características morfológicas convenientes para el muestreo (altura promedio, tamaño de las flores, tipos de frutos) y porque ofrecen recursos florales para las abejas, que según la literatura son sus principales polinizadores (Goodland y Healey 1996; Dutra y Machado 2001; Mullett 2002; Silva *et al.* 2007; Curti y Ortega-Baes 2011; Bonato Negrelle *et al.* 2018). En el caso de *P. undulatum*, su potencial de invasión (derivado de su amplio uso ornamental y sus semillas atractivas para las aves) también fue un criterio de interés para su selección (Goodland y Healey 1996; Bonato Negrelle *et al.* 2018; O'Leary 2019).

Tecoma stans es una especie monoica de flores hermafroditas catalogada como xenógama facultativa, pues a pesar de ser autocompatible requiere de vectores animales para su polinización, es decir, la autopolinización espontánea es poco frecuente (Dutra y Machado 2001; Silva *et al.* 2007). Dutra y Machado (2001) encontraron porcentajes equivalentes de producción de frutos al realizar pruebas experimentales de autopolinización (autogamia y geitonogamia) y polinización cruzada (xenogamia) con esta especie. En el caso de *P. undulatum*, aunque ha sido tradicionalmente considerada como una especie dioica (Mullett 2002), la literatura demuestra que existen múltiples poblaciones con una representatividad muy alta de individuos hermafroditas (O'Leary 2019). En Jamaica, por ejemplo, Goodland y Healey (1996) reportan la predominancia de individuos hermafroditas en poblaciones invasoras de *P. undulatum*; este parece ser también el caso de los individuos presentes en el arbolado de Bogotá (observación personal). Los mismos autores también sugieren que los individuos hermafroditas son autocompatibles (Goodland y Healey 1996).

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la ciudad de Bogotá, la mayor concentración urbana de Colombia, situada sobre la cordillera Oriental a una altitud promedio de 2.650 msnm (Andrade *et al.* 2013). Los Cerros Orientales y los remanentes de ecosistemas de humedal constituyen algunas de las áreas de mayor interés socioecológico para la ciudad (Andrade *et al.* 2013), incluidas en su plan de ordenamiento territorial bajo la figura de la Estructura Ecológica Principal (EEP).

El diseño de muestreo fue adaptado de Hausmann *et al.* (2015). Se escogieron cuatro fragmentos verdes de gran importancia para la EEP, con base en los cuales se delimitaron las áreas de estudio (Fig. 1): por un lado, las zonas de amortiguamiento del humedal Juan Amarillo al sur (Área 1) y del sector 3 del humedal Córdoba (Área 2); por otro lado, hacia los Cerros Orientales, el Gran Chicó (Área 3) y el Parque Nacional Enrique Olaya Herrera (Área 4). Para cada área se definieron tres zonas de muestreo: la "zona verde" dentro de los fragmentos principales; la "zona urbana" a una distancia de 1.100 m a 1.490 m del borde de los fragmentos en dirección a la matriz urbana, y una "zona intermedia" a una distancia

de 450-640 m del borde. Estas distancias se establecieron de acuerdo con el rango de vuelo conocido para abejas nativas del género *Bombus* Latreille, 1802 en Bogotá (Pardo y Jiménez 2006) y siguiendo la literatura (Verboven *et al.* 2012, 2014; Deguines *et al.* 2016). En cada una de las zonas se seleccionaron tres individuos de cada especie modelo —con excepción de *P. undulatum* en la zona intermedia del área 1 donde solo se contó con dos individuos— para un total de 36 árboles de *T. stans* y 35 de *P. undulatum* (Fig. 1).

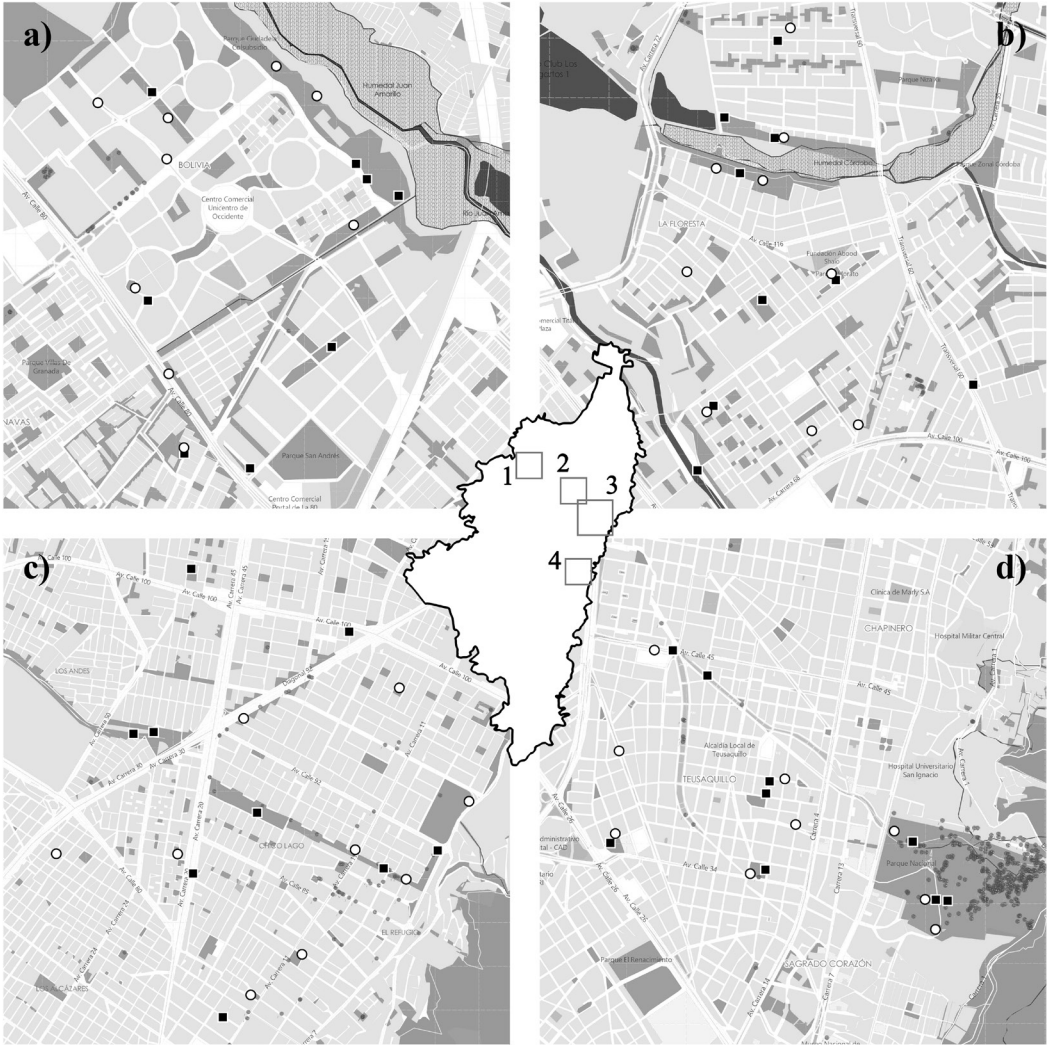


Figura 1. Ubicación de las áreas y los árboles de muestreo en Bogotá: (a) Área 1 alrededor del humedal Juan Amarillo. (b) Área 2 alrededor del humedal Córdoba. (c) Área 3 alrededor del Gran Chicó. (d) Área 4 alrededor del Parque Nacional. Círculos blancos para *Tecoma stans*, cuadrados negros para *Pittosporum undulatum*. Fuente del mapa base: <https://mapas.bogota.gov.co/> / Location of sampling areas and trees in Bogotá: (a) Area 1 around Juan Amarillo wetland. (b) Area 2 around Córdoba wetland. (c) Area 3 around Gran Chicó. (d) Area 4 around Parque Nacional. White dots for *Tecoma stans*, black squares for *Pittosporum undulatum*. Basemap source: [https://mapas.bogota.gov.co.](https://mapas.bogota.gov.co/)

Registro de abejas y tasas de visitas florales

De septiembre a noviembre de 2020 se realizaron entre una y tres rondas de conteo de abejas visitantes florales para cada árbol seleccionado (dependiendo de la disponibilidad

de flores en cada mes), asignando la identidad taxonómica más específica posible para cada visitante sin capturas que alteraran las dinámicas de forrajeo. Para ello se seleccionó una rama focal distinta de cada árbol en cada visita, y se contó el número de flores observadas. Las rondas de observación fueron de 15 minutos por individuo por día, y se llevaron a cabo entre las 8 y las 14 horas, en ausencia de lluvia. Un máximo de nueve árboles fueron muestreados por día, cambiando la hora y el día de observación de cada individuo entre visitas. El tiempo acumulado de observación fue de 49 horas (24,5 para cada especie vegetal).

Se calcularon tasas de visitas florales para cada evento de observación, de la totalidad de abejas visitantes y de distintos grupos por separado: (1) *A. mellifera*, (2) abejas nativas de porte medio-grande (géneros *Bombus* y *Thygater* Holmberg, 1884, en adelante abejorros nativos) y (3) abejas de la familia Halictidae. Finalmente, se calculó la media de dichos valores para cada árbol de muestreo. Esta tasa promedio de visitas florales se estandarizó como el número de visitas por cada 15 flores y cada 15 minutos de observación.

Estimación del éxito de la polinización

Durante los mismos meses se hizo seguimiento al desarrollo de cinco inflorescencias de cada individuo de *P. undulatum* y entre cinco y seis inflorescencias de cada individuo de *T. stans*, para estimar el porcentaje de flores cuyos ovarios se desarrollaban en frutos (denominado “fruit-set”). Luego se calculó la media de los valores de fruit-set de todas las inflorescencias muestreadas para un mismo árbol focal. Las inflorescencias fueron seleccionadas de forma aleatoria, en distintos costados y a distintas alturas en la copa de los árboles, haciendo uso de una escalera de 1,5 m.

Análisis de datos

Se compararon las tasas de visitas florales y el fruit-set entre las zonas verde, intermedia y urbana, utilizando pruebas estadísticas de contraste de homogeneidad. Las comparaciones de cada variable se hicieron para las cuatro áreas de estudio juntas, incluyendo el área como un factor de análisis en los casos en los que el tipo de prueba lo permitía. Se utilizó ANOVA de dos vías siempre que los datos fueron normales y homocedásticos; cuando fue necesario, se transformaron usando raíz cuadrada. Cuando los datos no cumplieron con el supuesto de normalidad, se analizaron con el test de Kruskal-Wallis por separado para cada factor (zona y área). Adicionalmente, se hicieron análisis de correlación entre el fruit-set y las tasas de visitas florales de las distintas abejas para cada especie modelo. Los análisis se llevaron a cabo en el entorno estadístico R (R Core Team 2020), haciendo uso del software RWizard (Guisande *et al.* 2014).

Para *P. undulatum* se eliminaron los datos de cinco árboles exclusivamente femeninos. Pruebas estadísticas preliminares indicaron diferencias en el fruit-set y las tasas de visitas florales entre estos individuos y el resto de los árboles focales de la especie, cuyas flores eran hermafroditas. Para la variable fruit-set de *T. stans* se eliminaron los datos de cuatro individuos que presentaron problemas fitosanitarios y/o altos grados de aborto floral.

Resultados y Discusión

Para *T. stans* se observaron visitas de *A. mellifera*, *Thygater aethiops* (Smith, 1854), *Bombus hortulanus* (Friese, 1904) y *Eulaema cf. polychroma* (Friese, 1899) de la familia Apidae, y de los géneros *Lasioglossum* Curtis, 1833 y *Caenohalictus* Cameron, 1903 de la familia Halictidae. *A. mellifera* y *T. aethiops* fueron las visitantes más frecuentes de *T. stans*, mientras que *B. hortulanus* y *E. cf. polychroma* fueron registradas una sola vez visitando sus flores. Esta

última es una especie de euglosino que habita en zonas de menor altitud y cuyo registro es poco frecuente en la ciudad de Bogotá (Nates-Parra *et al.* 2006).

A. mellifera, *T. aethiops* y *B. hortulanus* entraron por completo a las flores de *T. stans* en búsqueda del néctar, mientras que *E. cf. polychroma* utilizó su glosa para acceder a este recurso sin introducirse en las flores, anulando la posibilidad de contacto con anteras o estigmas. Las abejas de porte corporal robusto que entran en las flores, como *B. hortulanus* y las hembras de *T. aethiops* en este estudio, son reportadas por Dutra y Machado (2001), Silva *et al.* (2007) y Curti y Ortega-Baes (2011), como los polinizadores más efectivos de *T. stans*, en la medida en que su tamaño hace que toquen las estructuras reproductivas con la superficie dorsal del tórax en cada visita floral. En cambio, *A. mellifera*, a pesar de ser una visitante muy frecuente, se considera una especie polinizadora ocasional que puede incurrir en el robo de néctar, pues muchas veces consigue alcanzar el recurso sin tener contacto con las estructuras reproductivas de las flores debido a su tamaño corporal más reducido (Dutra y Machado 2001). Las abejas de la familia Halictidae fueron registradas en pocas ocasiones, colectando polen de las anteras de *T. stans* o usando sus flores como lugar de reposo (lo que también se observó para los machos de *T. aethiops*). Los halictidos y otras abejas pequeñas han sido consideradas principalmente como ladronas de polen y néctar para *T. stans*, aunque podrían desempeñarse como polinizadores ocasionales si tienen contacto con el estigma mientras forrajea entre las anteras en búsqueda de polen (Dutra y Machado 2001; Silva *et al.* 2007).

Para *P. undulatum* se registraron visitas de *A. mellifera*, *T. aethiops*, *Bombus pauloensis* (Friese, 1912) y *B. hortulanus*. *A. mellifera* fue la visitante más frecuente de esta especie. Las visitas de *Bombus* spp. y de *T. aethiops* fueron escasas y se registraron únicamente en las zonas verdes, con un único registro de *T. aethiops* en la zona urbana de una de las áreas de estudio. En todos los casos, las abejas se observaron introduciendo la cabeza en búsqueda del néctar y estableciendo contacto con las estructuras reproductivas. Goodland y Healey (1996) reportan a las abejas como polinizadoras importantes de *P. undulatum*, y Mullett (2002) destaca la función de polinización de *A. mellifera* para esta especie vegetal.

Los resultados de las pruebas estadísticas al comparar las tres categorías zonales arrojaron diferencias significativas para las tasas de visita de *A. mellifera* a *T. stans* (ANOVA, $F_{2,24}=10,04$, $p<0,001$); las tasas de visita de abejorros nativos a esta especie solo presentaron diferencias significativas al 10% (ANOVA, $F_{2,24}=3,23$, $p=0,057$). En el caso de *P. undulatum*, solo se encontraron diferencias significativas para las tasas de visita de los abejorros nativos (Kruskal-Wallis, $H_{(2)}=6,2$, $p=0,045$), y no hubo diferencias para las tasas de visita de *A. mellifera* (ANOVA, $F_{2,18}=0,26$, $p=0,772$). Las tasas de visita de Halictidae a *T. stans* no pudieron compararse entre zonas, pues los datos no fueron normales ni homocedásticos. El efecto del factor área y de su interacción con el factor zona no fue significativo en ningún caso.

Estos resultados sugieren que la matriz urbana de Bogotá induce cambios en los ensambles de abejas visitantes florales para estas dos especies de árboles modelo. Existe una tendencia a la predominancia de la especie exótica *A. mellifera* sobre especies nativas de los géneros *Thygater* y *Bombus* a medida que se incrementa la distancia a los fragmentos verdes (Figs. 2a-b, 3a-b). Resultados similares han sido reportados por Larson *et al.* (2014) en Estados Unidos y Hausmann *et al.* (2015) en Alemania. En una ciudad de Costa Rica, Wojcik (2011) documentó un incremento en las visitas de *A. mellifera* a *T. stans* a medida que incrementaba la distancia de los árboles con respecto a las coberturas naturales del área evaluada.

La implementación de apiarios en la zona urbana de Bogotá es poco común y la presencia extendida de *A. mellifera* en la ciudad se debe principalmente a su naturalización en el territorio. La mayor resiliencia de esta especie exótica al uso urbano del suelo podría estar relacionada con distintas características funcionales reportadas en la literatura, por

ejemplo, su alto grado de sociabilidad, su dieta generalista, sus amplios rangos de vuelo y sus hábitos de nidificación (Deguines *et al.* 2016; Cardoso y Gonçalves 2018; Buchholz y Egerer 2020). Sin embargo, la dieta generalista es compartida por *Bombus* spp. (Téllez-Farfán y Posada-Flórez 2013; Padilla Báez *et al.* 2020; Riaño-Jiménez *et al.* 2020) y *Thygater aethiops* (Pinilla-Gallego *et al.* 2016), y la sociabilidad también es un rasgo presente en el género *Bombus* (González *et al.* 2005). Con respecto a la capacidad de vuelo, se sabe que *A. mellifera* puede desplazarse con frecuencia a varios kilómetros de sus colmenas, incluso más de 10 km cuando la disponibilidad de recursos es particularmente limitada (Beekman y Ratnieks 2000; Pahl *et al.* 2011), mientras que la distancia máxima de vuelo estimada para una de las especies de *Bombus* presentes en Bogotá es de aproximadamente 1,6 km (Pardo y Jiménez 2006). Estas diferencias en los rangos de vuelo podrían resultar importantes para la capacidad de desplazamiento, establecimiento y supervivencia de distintos taxones de abejas al interior de paisajes tan fragmentados como las ciudades (Ayers y Rehan 2021).

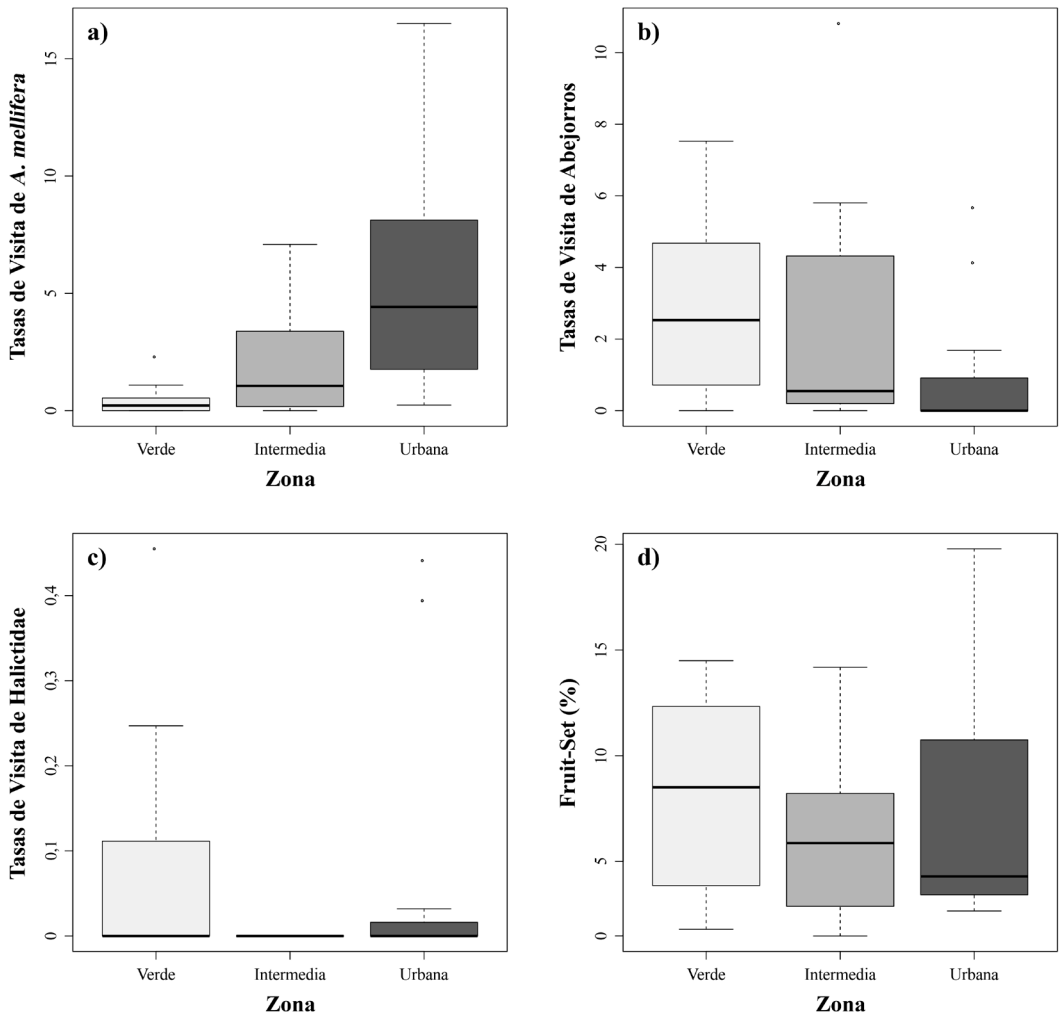


Figura 2. Resultados para *Tecoma stans* según las zonas de muestreo: tasas de visita floral de (a) *Apis mellifera*, (b) Abejorros nativos y (c) Halictidos, y (d) Valores de fruit-set. Tasas de visita floral expresadas como número de visitas por cada 15 flores y cada 15 minutos de observación. / Results for *Tecoma stans* according to the sampling zones: flower visitation rates of (a) *Apis mellifera*, (b) Native big-sized bees and (c) Halictids, and (d) Fruit set values. Flower visitation rates expressed as number of visits per 15 flowers per 15 minutes.

Igualmente, es muy probable que la facilidad de *A. mellifera* para establecer sus nidos en una multitud de sustratos sea particularmente decisiva para su éxito en Bogotá, desde troncos de árboles hasta infraestructura humana como tejados y postes de luz (observación personal). Por el contrario, *Thygater aethiops* y *Bombus* spp. nidifican dentro del suelo o a nivel del mismo, lo que podría explicar su menor representatividad fuera de las zonas verdes de los fragmentos muestreados (Nates Parra y González 2000). De hecho, la disponibilidad de sitios para nidificar ha sido propuesta como uno de los mayores factores limitantes para la persistencia de las abejas en paisajes urbanos, junto con la disponibilidad de recursos florales (Bates *et al.* 2011), y es claro que la urbanización reduce drásticamente las áreas de suelo y vegetación poco manejadas que requieren muchas abejas nativas para el establecimiento de sus nidos (Sivakoff *et al.* 2018; Ayers y Rehan 2021).

Las especies del género *Bombus* nunca fueron observadas en las zonas intermedia y urbana, lo que sugiere un claro patrón de restricción a los fragmentos verdes de mayor extensión, que probablemente representan una mayor disponibilidad de sitios de nidificación. Esto coincide con los reportes de sus disminuciones históricas en Bogotá (Nates-Parra *et al.* 2006). Para el caso de *T. aethiops*, sus tasas de visita a *T. stans* se mantuvieron relativamente altas en las zonas intermedias; a esta distancia de los fragmentos principales, pequeños parches verdes con recursos florales en medio de la matriz urbana podrían seguir funcionando como áreas de paso o de residencia para esta especie. Por otra parte, fue claro que en las zonas intermedias *T. aethiops* hizo uso de *T. stans* pero no de *P. undulatum*, y en las zonas verdes *A. mellifera* hizo uso de *P. undulatum* pero muy poco de *T. stans* (Figs. 2a-b, 3a-b). Esto podría deberse a cambios en las dinámicas de competencia interespecífica y/o en la diversidad y abundancia de recursos florales, mediados por la matriz urbana.

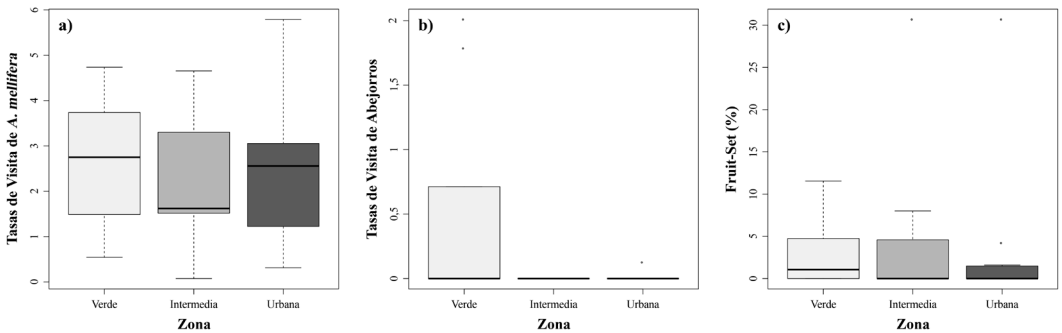


Figura 3. Resultados para *Pittosporum undulatum* según las zonas de muestreo: tasas de visita floral de (a) *Apis mellifera* y (b) Abejorros nativos, y (c) Valores de fruit-set. Tasas de visita floral expresadas como número de visitas por cada 15 flores y cada 15 minutos de observación. / Results for *Pittosporum undulatum* according to the sampling zones: flower visitation rates of (a) *Apis mellifera* and (b) Native big-sized bees, and (c) Fruit set values. Flower visitation rates expressed as number of visits per 15 flowers per 15 minutes.

Ahora bien, como se puede observar en las Figs. 2d y 3c, para ninguna de las dos especies vegetales hubo diferencias significativas del fruit-set entre las zonas de muestreo (*T. stans*, ANOVA, $F_{2,20}=0,77$, $p=0,477$; *P. undulatum*, Kruskal-Wallis, $H_{(2)}=1,07$, $p=0,586$). Además, los análisis de correlación señalaron una falta de relación entre el fruit-set y las frecuencias de visita de los distintos grupos de abejas (Tab. 1). Esto difiere de los resultados de Hausmann *et al.* (2015), quienes encontraron una relación directa significativa entre las tasas de visita de abejas nativas y el porcentaje de frutos desarrollados por las especies de árboles modelo en su estudio.

Tabla 1. Índices de correlación de Spearman (ρ) y valores p asociados, para cada uno de los parámetros de tasas de visitas florales de abejas respecto a la variable fruit-set de cada especie modelo. / Spearman correlation coefficients (ρ) and associated p-values for each bee visitation rate parameter in relation to the fruit set of each model species.

Especie vegetal	Tasas visitas totales	Tasas visita <i>A. mellifera</i>	Tasas visita abejorros	Tasas visita Halictidae
<i>Tecoma stans</i>	$\rho = 0,033$ ($p=0,850$)	$\rho = 0,077$ ($p=0,656$)	$\rho = -0,015$ ($p=0,933$)	$\rho = -0,139$ ($p=0,418$)
<i>Pittosporum undulatum</i>	$\rho = 0,125$ ($p=0,510$)	$\rho = 0,046$ ($p=0,807$)	$\rho = 0,157$ ($p=0,407$)	N.A

En el caso de *P. undulatum*, incluso cuando las frecuencias de visita de abejas eran altas el fruit-set tendió a presentar valores bajos, lo cual contrasta con la gran relevancia que le atribuyen Bonato Negrelle *et al.* (2018) a la capacidad de esta especie para atraer visitantes florales, principalmente abejas, y así incrementar la producción de frutos como parte de sus procesos de invasión. Esto podría guardar relación con el fenómeno reportado por O'Leary (2019) en poblaciones australianas de *P. undulatum* compuestas de individuos femeninos e individuos hermafroditas, donde los últimos, aunque fueron capaces de producir frutos, lo hicieron en menor magnitud que los individuos femeninos. De hecho, según las pruebas estadísticas preliminares con base en las cuales se omitieron los datos de los individuos femeninos para el análisis, estos también presentaron valores de fruit-set estadísticamente mayores a los de los individuos hermafroditas evaluados en el presente estudio.

El escenario observado para *P. undulatum* también podría deberse a limitaciones en la polinización cruzada agudizadas por el alto grado de fragmentación del paisaje urbano (Van Rossum 2010; Pellissier *et al.* 2012), o a una mayor abundancia y/o diversidad de recursos florales en las áreas verdes urbanas que podría disminuir la probabilidad de deposición de polen conespecífico para especies focales, aun cuando las tasas de visita de abejas se mantengan (Verboven *et al.* 2014). En un estudio de *Pittosporum dasycaulon* Miq., Gopalakrishnan y Thomas (2014) proponen que los valores bajos de fruit-set que encontraron podrían deberse a problemas de limitación por recursos, aspectos genéticos o climáticos, o poca eficiencia de polinización de los visitantes florales más frecuentes. Aunque la literatura reporta a las abejas como los principales polinizadores de *P. undulatum* (Goodland y Healey 1996; Bonato Negrelle *et al.* 2018), en especial *A. mellifera* (Mullett 2002), también se sugiere la posibilidad de polinización por lepidópteros y de que su ausencia durante el estudio esté relacionada con los bajos valores de fruit-set.

En el caso de *T. stans*, el fruit-set tendió a permanecer alto aun cuando las tasas de visita eran relativamente bajas, lo que contrasta con el trabajo de Silva *et al.* (2007), quienes observaron diferencias en la producción de frutos de *T. stans* relacionadas con cambios en las frecuencias de visita de abejas en distintas áreas urbanas de Brasil. Podría sugerirse que el resultado del presente estudio se deba a la autopolinización de las flores de *T. stans* o al desarrollo de sus ovarios por agamosperma. Sin embargo, Dutra y Machado (2001) reportaron para esta especie una proporción muy baja de frutos producidos por autopolinización espontánea (sin intervención de vectores animales), y no documentaron apomixia. La ausencia de una correlación lineal clara entre las tasas de visita de las abejas y la producción de frutos por parte de *T. stans* también podría estar relacionada con el porte corporal de *A. mellifera* y de los machos de *T. aethiops*, que comprenden la mayoría de los visitantes registrados, y que al no ser tan robustos no siempre tienen contacto con las estructuras reproductivas de las flores, es decir, se estarían comportando solo como polinizadores ocasionales (Dutra y Machado 2001).

La literatura también enumera otros factores que podrían haber alterado la producción de frutos en *T. stans*: la cantidad de polen que llega al estigma, la receptividad del estigma y la viabilidad del polen, los eventos de aborto natural de flores y frutos en desarrollo, las diferencias genéticas y fisiológicas de los individuos y la acción de herbívoros (Dutra y Machado 2001; Silva *et al.* 2007). Finalmente, parece poco probable que la existencia de otros polinizadores de *T. stans* en Bogotá haya interferido con los resultados. Se observaron visitas de *Colibri coruscans* Gould, 1846 (Aves: Trochilidae) pero fueron muy escasas, y algunas visitas de *Calpodes ethlius* Stoll, 1782 (Lepidoptera: Hesperidae), que por su forma de acceder al néctar nunca tuvo contacto con las estructuras reproductivas de las flores.

Conclusiones

El efecto de la matriz urbana sobre las interacciones de polinización de *Tecoma stans* y *Pittosporum undulatum* en Bogotá está relacionado principalmente con cambios en las comunidades de abejas visitantes florales, pues no se logró evidenciar ningún impacto significativo sobre el éxito de polinización de las plantas. Es relevante seguir explorando los posibles efectos de la urbanización sobre el servicio de polinización de las abejas silvestres en Colombia, sobre todo con especies vegetales nativas que mantengan poblaciones en las ciudades, y aquellas cuyos frutos ofrezcan alimento para la fauna silvestre y/o para los ciudadanos.

Agradecimientos

El autor agradece a Juliana Durán por su apoyo durante el desarrollo del estudio y la elaboración del manuscrito. A Susana Rudas y a los revisores anónimos por los aportes al manuscrito. Al Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis por la financiación del estudio en el marco del proyecto de inversión 7679 “Investigación para la Conservación de los Ecosistemas y la Flora de Bogotá D.C. y la Región”.

Literatura Citada

- Andrade, G.I., Remolina, F. y Wiesner, D. (2013)** Assembling the pieces: a framework for the integration of multi-functional ecological main structure in the emerging urban region of Bogotá, Colombia. *Urban Ecosystems*, 16(4): 723-739. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0292-5>
- Ayers, A.C. y Rehan, S.M. (2021)** Supporting bees in cities: how bees are influenced by local and landscape features. *Insects*, 12(2): 128. <https://doi.org/10.3390/insects12020128>
- Bates, A.J., Sadler, J.P., Fairbrass, A.J., Falk, S.J., Hale, J.D. y Matthews, T.J. (2011)** Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PLoS ONE*, 6(8): 1-11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>
- Beekman, M. y Ratnieks, F.L.W. (2000)** Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, 14(4): 490-496. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00443.x>
- Bonato Negrelle, R.R., Costa Mielke, E., Cuquel, F.L. y Pulido, E.E. (2018)** *Pittosporum undulatum* Vent.: subsidies to the control and management. *Ornamental Horticulture*, 24(4): 295-302. <https://doi.org/10.14295/oh.v24i4.1457>
- Buchholz, S. y Egerer, M.H. (2020)** Functional ecology of wild bees in cities: towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation*, 29: 2779-2801. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02003-8>
- Cardoso, M.C. y Gonçalves, R.B. (2018)** Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. *Urban Ecosystems*, 21(8): 943-949. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0773-7>

- Curti, R.N. y Ortega-Baes, P. (2011)** Relationship between floral traits and floral visitors in two coexisting *Tecoma* species (Bignoniaceae). *Plant Systematics and Evolution*, 293(1): 207-211. <https://doi.org/10.1007/s00606-011-0436-0>
- Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M. y Fontaine, C. (2016)** Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(7): 1967-1976. <https://doi.org/10.1002/ece3.2009>
- Dutra, J.C.S. y Machado, V.L.L. (2001)** Entomofauna visitante de *Stenolobium stans* (Juss.) Seem (Bignoniaceae), durante seu período de floração. *Neotropical Entomology*, 30(1): 43-53. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2001000100008>
- Fitch, G., Wilson, C.J., Glaum, P., Vaidya, C., Simao, M.C. y Jamieson, M.A. (2019)** Does urbanization favour exotic bee species? Implications for the conservation of native bees in cities. *Biology letters*, 15: 20190574. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0574>
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Freitas, B.M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B.A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlöf, M., Seymour, C.L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tscharrntke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N. y Klein, A.M. (2013)** Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339(6127): 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S. y Dajoz, I. (2016)** The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecology and Evolution*, 6(18): 6599-6615. <https://doi.org/10.1002/ece3.2374>
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. y Kremer, P. (2013)** Urban Ecosystem Services. Pp. 175-252. *En: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C. y Wilkinson, C. (Eds.). Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. A global assessment.* Springer, Dordrecht, Países Bajos. 755 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- González, V.H., Ospina, M. y Bennett, D.J. (2005)** Abejas altoandinas de Colombia. Guía de campo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., Colombia. 80 pp.
- Goodland, T. y Healey, J.R. (1996)** The invasion of Jamaican montane rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum*. School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, Reino Unido. 55 pp.
- Gopalakrishnan, K.K. y Thomas, T.D. (2014)** Reproductive biology of *Pittosporum dasycaulon* Miq., (Family Pittosporaceae) a rare medicinal tree endemic to Western Ghats. *Botanical Studies*, 55(1): 15. <https://doi.org/10.1186/1999-3110-55-15>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. y Rotheray, E.L. (2015)** Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229): 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Guisande, C., Heine, J., González-Dacosta, J. y García-Roselló, E. (2014)** RWizard Software. Universidad de Vigo, España. Consultado el 31 de octubre de 2022. Disponible en: <http://www.ipez.es/rwizard/>
- Hausmann, S.L., Petermann, J.S. y Rolff, J. (2015)** Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity*, 9(2): 1-11. <https://doi.org/10.1111/icad.12145>

- Larson, J.L., Kesheimer, A.J. y Potter, D.A. (2014)** Pollinator assemblages on dandelions and white clover in urban and suburban lawns. *Journal of Insect Conservation*, 18(5): 863-873. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9694-9>
- Lowenstein, D.M., Matteson, K.C. y Minor, E.S. (2015)** Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape. *Oecologia*, 179(3): 811-821. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3389-0>
- McDonald, R.I., Marcotullio, P.J. y Güneralp, B. (2013)** Urbanization and Global Trends in Biodiversity and Ecosystem Services. Pp. 31-52. *En: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C. y Wilkinson, C. (Eds.), Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. A global assessment.* Springer, Dordrecht, Países Bajos. 755 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Mullett, T.L. (2002)** The biology of Australian weeds. 41. *Pittosporum undulatum* Vent. *Plant Protection Quarterly*, 17(4): 130-140.
- Nates Parra, G. y González, V.H. (2000)** Las abejas silvestres de Colombia: por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*, 5(1): 5-37.
- Nates-Parra, G., Parra H., 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(1): 77-84.
- O'Leary, B.A. (2019)** The ecology, management and restoration of ecological communities affected by *Pittosporum undulatum* Vent. across Victoria, Australia. PhD Thesis. Monash University, Australia. Consultado el 15 de diciembre de 2022. Disponible en: <https://doi.org/10.26180/5d6df65a032ae>
- Padilla Báez, S.C., da Silva, C.I. y Cure Hakim, J.R. (2020)** Recursos florales utilizados por el abejorro nativo *Bombus atratus* (Hymenoptera: Apidae) bajo condiciones de invernadero y campo abierto en la Sabana de Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 16(1): 69-78. <https://doi.org/10.18359/rfcb.4710>
- Pahl, M., Zhu, H., Tautz, J. y Zhang, S. (2011)** Large scale homing in honeybees. *PLoS ONE*, 6(5): e19669. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019669>
- Pardo, L. y Jiménez, L. (2006)** Observación de rangos de vuelo de *Bombus atratus* (Hymenoptera: Apidae) en ambientes urbanos. *Acta Biológica Colombiana*, 11(2): 131-136.
- Pauchard, A. y Barbosa, O. (2013)** Regional assessment of Latin America: Rapid urban development and social economic inequity threaten biodiversity hotspots. Pp. 589-608. *En: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C. y Wilkinson, C. (Eds.), Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. A global assessment.* Springer, Dordrecht, Países Bajos. 755 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Pellissier, V., Muratet, A., Verfaillie, F. y Machon, N. (2012)** Pollination success of *Lotus corniculatus* (L.) in an urban context. *Acta Oecologica*, 39: 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.008>
- Pinilla-Gallego, M.S., Nieto Fernández, V. y Nates-Parra, G. (2016)** Recurso polínico y ciclo estacional de *Thygater aethiops* (Hymenoptera: Apidae) en un ambiente urbano (Bogotá-Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 64(3): 1247-1257. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.20909>
- R Core Team (2020)** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Consultado el 31 de octubre de 2022. Disponible en: <https://www.R-project.org/>
- Riaño-Jiménez, D., Guerrero, M., Alarcón, P. y Cure, J.R. (2020)** Effects of climate variability on queen production and pollen preferences of neotropical bumblebee *Bombus atratus* in a high Andean suburban condition. *Neotropical Entomology*, 49: 586-594. <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00758-6>

- Silva, C.I., Augusto, S.C., Sofia, S.H. y Moscheta, I.S. (2007)** Diversidade de abelhas em *Tecoma stans* (L.) Kunth (Bignoniaceae): importância na polinização e produção de frutos. *Neotropical Entomology*, 36(3): 331-341. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2007000300002>
- Sivakoff, F.S., Prajzner, S.P. y Gardiner, M.M. (2018)** Unique bee communities within vacant lots and urban farms result from variation in surrounding urbanization intensity. *Sustainability*, 10(6): 1926. <https://doi.org/10.3390/su10061926>
- Téllez-Farfán, L. y Posada-Flórez, F.J. (2013)** Actividad polinizadora y preferencia floral de *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae) presentes en una cerca viva. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 16(2): 359-367. <https://doi.org/10.31910/rudca.v16.n2.2013.908>
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T.E. y Paxton, R.J. (2020)** Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, 11: 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>
- Van Rossum, F. (2010)** Reproductive success and pollen dispersal in urban populations of an insect-pollinated hay-meadow herb. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(1): 21-29. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.08.002>
- Vanbergen, A.J. y the Insect Pollinators Initiative (2013)** Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5): 251-259. <https://doi.org/10.1890/120126>
- Verboven, H.A.F., Aertsen, W., Brys, R. y Hermy, M. (2014)** Pollination and seed set of an obligatory outcrossing plant in an urban-peri-urban gradient. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16(3): 121-131. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.03.002>
- Verboven, H.A.F., Brys, R. y Hermy, M. (2012)** Sex in the city: Reproductive success of *Digitalis purpurea* in a gradient from urban to rural sites. *Landscape and Urban Planning*, 106(2): 158-164. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.015>
- Wojcik, V. (2011)** Resource abundance and distribution drive bee visitation within developing tropical urban landscapes. *Journal of Pollination Ecology*, 4(7): 48-56. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2011\)8](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2011)8)