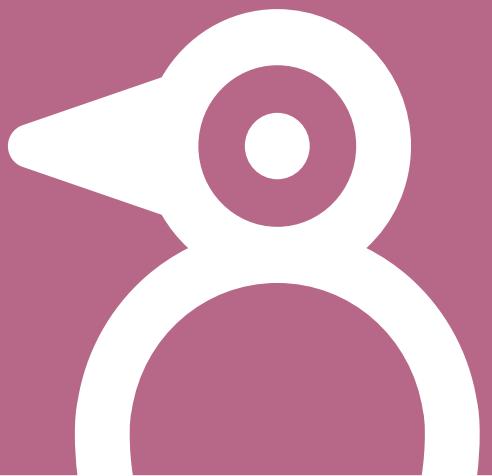


ANEXO IX

FOMENTO DE INSECTOS POLINIZADORES



PLAN DE FOMENTO Y GESTIÓN
DE LA BIODIVERSIDAD
CIUDAD DE MADRID



ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN	2
2 PRINCIPALES AMENAZAS	5
3 MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES	9
4 BIBLIOGRAFÍA	22

INTRODUCCIÓN



1-INTRODUCCIÓN

El trabajo publicado recientemente por Francisco Sánchez-Bayo y Kris A.G. Wyckhuys (2019), revela tasas dramáticas de disminución que podrían llevar a la extinción del 40% de las especies de insectos del mundo (terrestres y acuáticos) en las próximas décadas. Entre los grupos de insectos terrestres más afectados aparecen órdenes de polinizadores como los Lepidoptera (mariposas y polillas) y los Hymenoptera (abejas). Durante la última década, son múltiples los estudios que alertan de la creciente desaparición de los polinizadores por todo el mundo, en concreto de las abejas silvestres, y de las graves consecuencias que su déficit podría provocar sobre la biodiversidad global (Biesmeijer et al. 2006; Potts et al. 2010; Burkle et al. 2013; Lundgren et al. 2016).

Si nos centramos en Europa, según recoge la Lista Roja de Especies Amenazadas elaborada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), el 9,2 % de las especies de abejas de Europa se consideran Amenazadas y un 5,2 % como Casi Amenazadas. Un porcentaje que podría ser mucho más alto, si tenemos en cuenta que desconocemos el estado de más de la mitad de estas especies (56,7 %). De las especies clasificadas como Amenazadas, un alto porcentaje (20,4 %) son endémicas de Europa (Nieto et al. 2014). En cuanto a las mariposas, a nivel europeo el 8,5% de las especies (37 especies) se consideran Amenazadas, el 0,7% de ellas en Peligro Crítico, el 2,8% en Peligro y el 5% Vulnerable. Un 10,1% adicional está clasificado como Casi Amenazado.

A nivel nacional, a pesar del desarrollo explosivo de los últimos 10 años de la investigación en ecología y gestión de la polinización de los cultivos por insectos silvestres, son numerosas las lagunas de conocimiento básico y aplicado sobre el estado de conservación de los insectos polinizadores silvestres. Aunque no hay datos totalmente detallados sobre el estado actual de la conservación de los polinizadores en España, la información disponible para los invertebrados muestra a la mitad de las especies como Amenazadas.

En el caso concreto de las abejas, se calcula que el 2,6 % de las especies están Amenazadas según la Lista Roja de las Abejas de Europa (Nieto et al. 2014), número que será probablemente mayor cuando se revisen las especies de las que, por ahora, se tienen datos insuficientes o se identifiquen nuevas especies no reconocidas hasta el momento. Más grave es el caso de los escarabajos polinizadores, de los cuales tan solo 10 especies están recogidas en las listas rojas de España (Verdú et al. 2011) y/o Europa, tres de ellas en Peligro y siete Vulnerables. En cuanto a las mariposas, se estima que en el conjunto de Europa (incluyendo datos ibéricos) las mariposas diurnas han experimentado descensos del 30% entre 1990 y la actualidad, teniendo en cuenta los datos ibéricos y de acuerdo con los datos recogidos gracias a programas de seguimiento basados en la ciencia ciudadana (Redes Butterfly Monitoring Scheme, BMS)). En el caso concreto de Cataluña, donde hay un BMS desde los inicios de los años 90, los datos apuntan a descensos que afectan al 70% de las 66 especies analizadas y corresponden, en promedio, a una reducción poblacional del 20% por década (Melero et al. 2016).

La Península ibérica es, por su condición mediterránea y su proximidad al continente africano, uno de los lugares con mayor diversidad de polinizadores de la Unión Europea y, en concreto, una de las zonas con mayor diversidad de abejas del mundo (Michener 2007; Nieto et al. 2014).

Hasta el momento, el número de especies de abejas presentes en la zona ibero-balear es algo superior a 1.100, cifra a la que cabe añadir algunas especies exclusivas de Portugal, más los nuevos hallazgos de los últimos años (Ortiz-Sánchez 2011). Pero es necesario aclarar que no todas las abejas son abejas de la miel. Las abejas, reconocidas como las especies polinizadoras más efectivas, son mayoritariamente silvestres. De las 20.000 especies de abejas que conocemos en el mundo, tan sólo *Apis mellifera* y algunos abejorros del género *Bombus* son especies domésticas.



Los abejorros son uno de los grupos de insectos silvestres que más servicios de polinización proveen, por su calidad como activos trabajadores en condiciones climáticas adversas, particularmente en climas templados y fríos.

Igual de importante que las abejas, es la contribución que hacen otros insectos silvestres a la polinización. El servicio que realizan en su conjunto polinizadores como las mariposas, los dípteros o los escarabajos florícolas, es equiparable al de las abejas (Proctor et al. 1996, Rader et al. 2016). Estos polinizadores considerados “secundarios”, por ser menos eficientes en cada visita floral, compensan su contribución haciendo un mayor número de visitas.

El número de mariposas y polillas (Lepidoptera) que existen en la Península Ibérica se estima en unas 5.000 especies (Stefanescu et al. 2018). Más difícil de obtener es el número exacto de especies de escarabajos florícolas (Coleóptera polinizadores) pero, atendiendo a la riqueza de los principales géneros, podemos estimar su número en más de 750 (Stefanescu et al. 2018). Toda esta gran diversidad de abejas y polinizadores está asociada al gran número de especies de plantas con flor presentes en la Península Ibérica, alrededor de 7.000 especies (Aguado Martín et al. 2015).

Los polinizadores son de vital importancia para el buen funcionamiento de las comunidades naturales y de los ecosistemas. Proporcionan muchos servicios con un alcance que va mucho más allá de nuestras fronteras. La polinización de las plantas permite poblaciones estables de flora, ayudando así a la conservación de los suelos y al control de la erosión. Asimismo, permite la conservación de importantes áreas naturales y la supervivencia de millares de especies vegetales y animales por los recursos alimentarios que estas áreas proporcionan. Las medidas de conservación de los polinizadores y especialmente las que se puedan establecer para las abejas sociales y solitarias, deben adoptarse tanto en los ecosistemas naturales como en los parques, jardines y huertos de nuestras ciudades.

Las ciudades pueden llegar a ser refugios para los polinizadores como se ha visto, por ejemplo, en Alemania (Saure et al. 1998), Reino Unido (Baldock et al. 2015), Australia (Threlfall et al. 2015), Costa Rica (Frankie et al. 2013), Canadá (Tommasi et al. 2004), Estados Unidos (Pawelek et al. 2009) o España (Torres et. al 1989; Ortiz-Sánchez 1995). En algunos casos, las ciudades llegan a albergar una riqueza mayor de abejas que las áreas de cultivo (Baldock et al. 2015) o reservas naturales (Sirohi et al. 2015) debido, probablemente, a la presencia de zonas verdes con un riego continuo y jardines muy cuidados con la presencia de flores durante todo el año. Aunque los efectos negativos en la diversidad de los insectos polinizadores silvestres derivados de la actividad humana están presentes en todas partes, los hábitats transformados pueden ser lugares adecuados para los polinizadores si se toman las medidas de conservación, restauración y manejo oportunas.



Todas estas circunstancias ponen de manifiesto que es necesario implementar medidas que favorezcan y aseguren la presencia y estabilidad de las poblaciones de polinizadores naturales en la ciudad de Madrid. Para ello, hay que describir en primer lugar las principales amenazas que acechan sobre este grupo de animales para, posteriormente, diseñar una serie de medidas que permitan evitar o atenuar dichas amenazas.

PRINCIPALES AMENAZAS



2. PRINCIPALES AMENAZAS PARA LA DIVERSIDAD DE LOS POLINIZADORES

Las principales causas del declive de los polinizadores silvestres están directa o indirectamente relacionadas con la actividad humana, pudiendo actuar incluso de forma conjunta multiplicando su efecto negativo sobre estas especies (Sih et al. 2004; Gill et al. 2012; Sánchez-Bayo y Wyckhuys 2019). Las ciudades son el medio antropizado por excelencia por lo que, a priori, no son el escenario más adecuado para estos animales.

A continuación, se comentan las principales amenazas que penden sobre los polinizadores en la ciudad de Madrid:

1. El uso de plaguicidas

Tal y como se ha comentado en el apartado correspondiente a los inventarios de fauna del documento principal del Plan, en Madrid hace ya algunos años que no se realizan tratamientos fitosanitarios con cañón nebulizador para el control de plagas sobre el arbolado. Sin embargo, sí se emplea la endoterapia en pinos y olmos, inyectando productos fitosanitarios sistémicos que pueden llegar a afectar perjudicialmente a los polinizadores a través de la melaza (Calvo-Agudo, M. 2021).

Aunque su principal fuente de alimento sea el polen y el néctar de las flores, cuando éstas escasean al acercarse el otoño, tanto abejas, avispas, como mariposas migradoras, entre otras especies de insectos polinizadores, usan como fuente de alimento, en este periodo de carestía, la melaza que excretan pulgones y cochinillas. Y esta melaza puede contener residuos de insecticida, en caso de haberse realizado aplicaciones con insecticidas sistémicos, teniendo en cuenta que el éxito de los mismos reside precisamente en su capacidad de transporte por el interior de la planta y su persistencia.

2. Enfermedades infecciosas emergentes

Los polinizadores están expuestos a una amplia gama de parasitoides y patógenos. Estos últimos incluyen protozoos, hongos, bacterias y virus. Se considera que los agentes patógenos que dan lugar a enfermedades infecciosas emergentes (EIDs, por sus siglas en inglés) son los que conllevan un riesgo mayor para la supervivencia de los polinizadores. De hecho, las EIDs están dentro de las cinco primeras causas de extinción de especies a escala global (Daszak et al., 2000). Se trata de enfermedades que han aumentado recientemente en incidencia, demografía o rango de hospedadores, o que han evolucionado o se han descubierto recientemente (Lederberg et al.1992; Daszak et al.2001; Jones et al. 2008).

Muchos casos de EIDs en animales silvestres son el resultado de interacciones con especies domesticadas o manejadas, y es por ello que una de las principales preocupaciones de conservación con respecto al uso, y en particular la importación de abejas y abejorros manejados, es la introducción de parásitos exóticos (o cepas parasitarias) y su posterior propagación a polinizadores silvestres (Otterstatter y Thomson 2008; Blitzer et al.2012), lo que supone un grave riesgo para los nuevos hospedadores (Graystock et al.2013).

Los patógenos tienen más posibilidades de propagarse entre otros polinizadores silvestres si existe una alta presencia de especies manejadas, las cuales generan un estrés por competencia de recursos florales haciéndoles más vulnerables a la infección (Goulson 2003, Fürst et al. 2014; Graystock et al. 2016).

La presencia de la abeja melífera en altas densidades incluso en zonas donde es nativa, ha demostrado tener efectos negativos sobre los polinizadores silvestres, provocando factores de estrés por competencia floral, la



transmisión y prevalencia de patógenos (Goulson 2003; Fürst et al. 2014); afectando a su crecimiento, reproducción y supervivencia (Thomson 2004; Elbgami et al. 2014; Herbertsson et al. 2016; Thomson 2016) y como consecuencia a la polinización de la comunidad de plantas.

En cambio, el efecto negativo de la abeja melífera es poco importante o nulo cuando está presente de forma moderada (Thomson, 2016; Torné-Noguera et al. 2016; Hung et al. 2018) o cuando hay una saturación de recursos florales.

4. Cambio climático

El cambio climático está ampliamente reconocido como una de las principales amenazas para la biodiversidad, y los polinizadores no son ajenos a este impacto. El cambio climático está afectando a los polinizadores provocando desplazamientos en las áreas de distribución de las especies y desajustes espaciales y temporales con las plantas que interactúan debido al aumento de las temperaturas.

Los polinizadores se pueden ver afectados además por otros efectos del cambio climático relacionados con la disponibilidad de agua. La sequía puede reducir tanto la producción de néctar (Wyatt et al. 1992; Halpern et al. 2010) como de polen (Waser y Price 2016), lo que probablemente provoque un incremento en la competencia entre especies por estos recursos. Por el contrario, en condiciones más húmedas, las flores pueden producir mayor volumen de néctar, aunque más diluido (Wyatt et al. 1992).

5. Desbroces

La intensidad de desbroces que se realizan en la Ciudad de Madrid (tanto a nivel espacial como temporal) repercute negativamente y directamente sobre las poblaciones de polinizadores.

No debemos olvidar que zarzas, endrinos, ortigas, malvas, dulcamaras, escabiosas, yezgos, milenrama, cardos, amapolas, viberolas y otras muchas plantas que pudieran resultar aparentemente molestas o desagradables para los humanos, son la planta nutricia de las larvas de numerosas mariposas que se alimentan habitualmente de los tejidos verdes (tallos y hojas); a la vez que decenas de mariposas, abejas, moscas y escarabajos florícolas (incluyendo decenas de especies auxiliares) se nutren casi exclusivamente del néctar de las flores y además las diferentes especies de abejas solitarias necesitan del polen para alimentar a sus larvas. El desbroce de dichas plantas compromete la estabilidad de las poblaciones de polinizadores.

Asimismo, los desbroces en los márgenes de los ríos, como por ejemplo en el entorno de Valdebebas, por lo general no son buenos ni para los lepidópteros, ni para otros órdenes de insectos polinizadores tales como escarabajos y moscas florícolas, abejas sociales y solitarias. Por este motivo se deben de conservar algunas zonas



con vegetación arvense o natural, especialmente con malvas y zarzas, pues sus flores son la base nutritiva de los adultos de todos estos órdenes de insectos enumerados anteriormente.



Limonera libando en una flor de vibertera o *Equium*.

6. Falta de disponibilidad de nicho

En las ciudades escasean los diferentes nichos que cada uno de estos seres vivos necesitan para poder refugiarse y criar y que son recursos fundamentales para mantener la biodiversidad de polinizadores y auxiliares. No basta con aportar flores y/o arbustos donde puedan alimentarse del néctar, polen o frutos; también necesitan un hábitat lo más tranquilo posible donde descansar y criar los cuales en las ciudades cada vez escasean más.

En el caso de las abejas solitarias al menos unas 763 especies (el 65%) necesitan nidificar en el suelo, especialmente las familias Andrenidae, Halictidae, Melittidae y numerosos Apoidea (Anthophorinae, Eucerinae...). Para que estas abejas puedan utilizar el suelo para construir su nido, este no puede sufrir compactación alguna por el paso de maquinaria pesada, ni mucho menos roturaciones en profundidad, dado que sus nidos apenas profundizan entre 7 y 20 cm y cualquier actividad que afecte al mismo puede eliminar por completo toda su descendencia.

Pero también tenemos en torno a unas 410 especies de abejas solitarias y sociales (abejorros), así como un elevado número de especies de coleópteros o escarabajos florícolas que necesitan de madera muerta, es decir de árboles en pie que estén muriendo de manera natural (siempre que no amenacen con caerse), pero también de tocones, ramas gruesas incluso es necesaria la presencia de árboles talados sobre el suelo, sobre todo en zonas donde no



supongan un peligro para los viandantes u otros. La madera en descomposición o seca permitirá que numerosas abejas solitarias y sociales, especialmente numerosas especies de la familia Megachilidae, pero también numerosas abejas de los géneros Xylocopa (o abejas carpinteras) y Ceratina puedan construir sus nidos en ramas secas; además en ramas moribundas o secas se desarrollarán las larvas de escarabajos fitófagos durante su período larvario pero florícolas en su estadio adulto, tales como Bupréstidos y Cerambícidos, con numerosos endemismos y muchas especies incluidas en la Lista Roja de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Biodiversidad).

A la vez las cetonias y otros escarabajos saproxílicos durante su fase larvaria, podrán desarrollarse alimentándose del mantillo y la madera en descomposición. Incluso las oquedades creadas por algunos animales en árboles y arbustos pueden ser utilizadas por los abejorros que se hallan entre los polinizadores más eficientes, especialmente de muchas de nuestras hortalizas y frutas cultivadas en huertos urbanos.

7. Falta de continuidad en la disponibilidad de alimento

La falta de continuidad en las ciudades de espacios verdes condiciona la disponibilidad de alimentos para los polinizadores, siendo esta una de las causas principales de la fragmentación o el aislamiento de poblaciones que tiene a su vez como consecuencia la vulnerabilidad de las especies y la pérdida de individuos.

MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES



3. MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES

1. Realización de inventarios específicos

Tras la realización del primer inventario exhaustivo de polinizadores en la ciudad de Madrid en varios parques de esta ciudad en el marco del presente Plan, se ha podido comprobar una gran variedad de especies diferentes de polinizadores en la ciudad.

Sin embargo, para poder mejorar las poblaciones de polinizadores el primer paso es lógicamente el conocimiento de qué especies hay presentes y el estado de sus poblaciones. De ahí la necesidad imperiosa de mantener una continuidad en la realización de inventarios de este tipo de animales, tan complejos por otra parte de identificar.

2. Elaboración de un listado base de plantas favorecedoras de polinizadores en función de la tipología de zona

Sería de vital importancia de cara a las nuevas plantaciones que el Ayuntamiento de Madrid dispusiera de un extenso listado de especies de plantas específicamente pensadas para el fomento de los polinizadores. En ese sentido es importante realizar diferentes listados en función de las posibles tipologías que nos podemos encontrar en una ciudad tan compleja y heterogénea como Madrid. Se recomienda el uso de semillas y planta autóctona, mejor adaptadas a las condiciones climáticas y suelos de nuestra área geográfica.

El listado debería incluir al menos la siguiente información:

-Familia de la planta, nombre científico y común, indicación de si atraen a insectos y/o aves, fechas de siembra, fechas de recogida de semillas, fechas de desbroce (plantas, aromáticas y arbustos) y fechas de poda en el caso de los arbustos y árboles. Estas fechas de desbroce o poda, se proponen siempre teniendo en cuenta que haya terminado por completo la floración o la producción de fruto y/o semillas, de modo que todos los recursos puedan ser aprovechados por los insectos (néctar y polen) y por las aves (semillas y frutos). Las podas se adecuan a los períodos de descanso de la savia de los árboles y los desbroces a la finalización del período de floración y producción de semillas de las plantas, siempre teniendo en cuenta la presencia de mariposas o abejas que necesitan utilizar estos recursos.

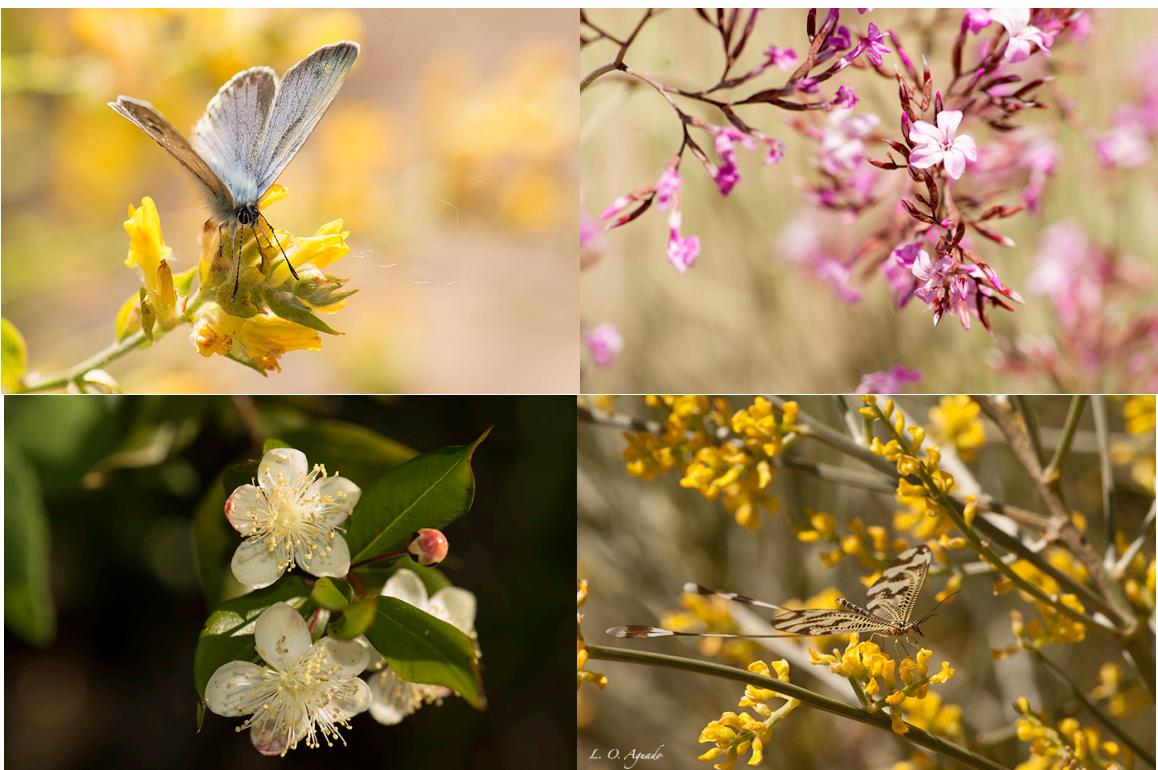
A continuación, se incluye una tabla a modo de ejemplo:



Familia botánica	Nombre científico y común	Insectos & Aves	Fechas siembra	Recogida semillas	Fechas desbroce	Fechas poda	Notas
Adoxáceas	<i>Sambucus ebulus</i> yezgo	Pol Aux Aves Pn Lep	Abr	S reproducción por división de rizoma estolonífero		D-E	Imprescindible por su floración abundante y dilatada, para abejas solitarias, mariposas, moscas florícolas y escarabajos; y por sus frutos para aves.
Adoxáceas	<i>Viburnum tinus</i> durillo	Pol Aux Aves Pn Lep		Jun propagación por esquejes de madera blanda y dura, y por acodos.		N-D	Imprescindible por su floración temprana para ciertas abejas solitarias y mariposas. Frutos muy atractivos para aves.
Apiáceas	<i>Coriandrum sativum</i> cilantro	Pol Aux Pn Lep	F-M	M-Jun	Jul		Es la planta de huerto más completa por atraer y nutrir a polinizadores y sobre todo a numerosos auxiliares como coccinélidos o mariquitas, crisopas y avispas depredadoras de plagas (Ichneumonidae, Braconidae).
Cariofiláceas	<i>Saponaria officinalis</i> abonera	Pol	S-O	S	después floración		Mariposas.



Arriba izquierda Lentisco *Pistacia lentiscus*; derecha Taray *Tamarix canariensis* con un díptero, *Eristalis* sp. (auxiliar y polinizador). Abajo izquierda flores de cornicabra (*Periploca angustifolia*); derecha flores de bocha *Dorycnium pentaphyllum* con un auxiliar.



Arriba izquierda un macho de *Glauopsyche melanops* libando en flores de albaida (*Anthyllis cytisoides*); derecha siempre viva de saladar (*Limonium insigne*). Abajo a la izquierda flores de mirto (*Myrtus communis*); derecha flores de Retama de bolas (*Retama sphaerocarpa*) y un neuróptero, *Nemoptera bipennis*.



Arriba izquierda; acebuche (*Olea europaea*); derecha hojas y frutos de alaterno (*Rhamnus alaternus*).
Abajo izquierdo *Rhinanthus mediterraneus* y a su derecha flor de Budleia.



3. Conservación y restauración del paisaje

Para aumentar la abundancia y la riqueza de los polinizadores en los paisajes urbanos es importante preservar o incrementar las áreas que aún sean naturales o seminaturales (Kremen et al. 2002; Steffan-Dewenter et al. 2002). Es necesario romper con la homogeneidad e intensificación de plantaciones con poca variedad de especies, y se hace imprescindible la creación y el mantenimiento de setos, praderas o bosques seminaturales (Tscharntke et al. 2005). La biodiversidad de polinizadores en jardines decrece conforme aumenta su aislamiento respecto a los hábitats seminaturales al condicionar su capacidad de desplazamiento desde los hábitats fuente, donde tienen sus nidos fijos, hasta los cultivos (Ricketts et al. 2008; Garibaldi et al. 2011, Kennedy et al. 2013).

4. Aumento de la disponibilidad de flores

Para fomentar la presencia de insectos polinizadores nativos en los ecosistemas de las ciudades, se debe atender a la premisa básica de que un aumento en la disponibilidad de flores autóctonas supone un incremento en la abundancia y diversidad de polinizadores (Vrdoljak et al. 2016). Al nivel de jardines, son varias las medidas que permiten incrementar la disponibilidad de recursos florales preexistentes mediante el manejo de las plantas nativas más atractivas para las comunidades de polinizadores autóctonos (p. ej. Wood et al. 2015).

Reducir la frecuencia de siega y poda de la hierba y de las plantas anuales, así como de los árboles frutales, incrementa el número de flores y de insectos beneficiosos (Horton et al. 2003). También se ha comprobado que preservar la vegetación natural en las filas de árboles de jardines y parques en los alcorques, pero también de los agroecosistemas, suele ser beneficioso para mantener las comunidades de insectos polinizadores (Morandin y Winston 2005). Así que una estrategia para mantener una presencia continua de flores en jardines y cultivos sería la siega de zonas alternativamente, de modo que una zona se desbroza cuando la primera desbrozada se ha recuperado (Boller et al. 2004).

Reducir la frecuencia de poda de los setos de uno a tres años puede duplicar la disponibilidad de flores (Staley et al. 2012). Los setos que rodean jardines y campos de cultivo, además de hacer de frontera entre parcelas o de cortavientos, tienen un papel ecológico reconocido como hábitat refugio o fuente de alimento para abejas, abejorros o sírfidos de manera continuada desde primavera a otoño (Baudry et al. 2000, Hannon y Sisk 2009; Miñarro y Prida 2013; Morandin y Kremen 2013).

Las bandas florales, a partir de mezclas de semillas sembradas en jardines, rocallas, medianas, setos y márgenes de fincas, pueden aumentar la visita de los polinizadores (Sheper et al. 2013) y ofrecer otros servicios ecosistémicos como el control biológico de plagas (Haaland et al. 2011; Miñarro et al. 2018). Cuanto más variadas sean las mezclas de semillas, más diversas serán las comunidades de polinizadores de las bandas (Wood et al. 2015), por lo que se recomienda hacer una selección de flores adecuada para atraer los polinizadores que sean de interés para cada zona.



5. Mejora de la disponibilidad de recursos de nidificación y ovoposición

La gran mayoría de abejas solitarias anidan en el suelo. Por ello, entre las medidas más efectivas para proporcionar sitios de anidamiento a las abejas silvestres están aquellas que reduzcan los niveles de perturbación del suelo, como no limpiar de forma muy frecuente los restos de hojas o ramas del suelo. Tratar de respetar los espacios de nidificación permite asentar comunidades de polinizadores silvestres (Sardiñas y Kremen 2014) como, por ejemplo, las abejas del género *Osmia*, que construyen sus nidos en cavidades preexistentes como agujeros abandonados de escarabajos de la madera o tallos huecos de plantas (Vicens et al. 1993).

En el caso de la mariposa macaón (*Papilio machaon*), que utiliza para poner sus huevos plantas como el hinojo y la zanahoria silvestre, muy comunes en zonas de borde, por lo que es muy importante no someter estos márgenes a siegas excesivamente frecuentes ni a tratamientos con herbicidas (los cuales ya no se realizan en las zonas de gestión pública desde hace años). En general, se puede favorecer la presencia de muchas especies de mariposas facilitando lugares de ovoposición. Existen otras medidas, como la introducción de estructuras colonizables artificiales u hoteles para insectos, si bien las mismas son poco efectivas de no estar implementadas por expertos conocedores de la ecología de estos insectos.

6. Creación de refugios artificiales para abejas solitarias y abejorros

Muchas especies de abejas solitarias anidan en la naturaleza en ramas o troncos viejos o bien en cañas huecas de plantas. Cuando nosotros les facilitamos cajas nido compuestas por cajones de madera con acanaladuras, o tallos huecos, las abejas tienen que emplear menos tiempo en la construcción de su nido y pueden realizar puestas algo más grandes. De este modo favorecemos su presencia cerca de nosotros asegurando la polinización entomófila justo el momento en el que nuestros cultivos requieran de su servicio.

En nuestros jardines, huertas y campos podemos fomentar la presencia de abejas solitarias elaborando cajas nido o refugios diversos como troncos, tacos de madera maciza agujereados, vasos de cerámica con cañas huecas, y sobre todo construyendo cajas nido para favorecer y estudiar su presencia

Con unas herramientas básicas, algo de madera y unas cañas huecas de bambú, caña del país o saúco y con algún trozo de madera maciza podemos elaborar cajas-nido para abejas solitarias, que seguramente las abejas aceptarán rápidamente. Estas cajas además son de gran interés didáctico, dado que nos permiten ver cómo trabajan acarreando polen y néctar, y como amasan el barro. Y si tenemos la precaución de colocar algunas tablas de madera con acanaladuras cubiertas en su parte superior por un cristal, podremos ver las cámaras de cría y observar el ciclo completo de una abeja silvestre, desde el huevo, a la larva, la pupa y finalmente, el adulto.

A continuación, presentamos varias fotografías de algunas cajas nido para abejas solitarias, incluyendo algunos modelos en resinas y otros materiales como hormigón, aunque nuestra experiencia nos demuestra que sin duda la mayoría de las abejas solitarias que no nidifican en el suelo prefieren la madera.



Un aspecto esencial, es que los refugios estén bien aislados y protegidos del agua, y para eso debemos de tratar nuestros nidos bien con cera virgen, o con aceites lo más limpios posibles de agentes químicos, tales como aceite de romero, aceite de malva...

Igualmente es importante dotar a nuestro nido de algo de color, sobre todo azul o violeta para atraer aún más la atención de los posibles y futuros inquilinos: las abejas, a las cuales ambos colores les atraen especialmente. El frente y parte del lateral de la caja nido debe de estar teñido y tratado con un fungicida natural, por ejemplo, elaborado con genciana, para atraer a los adultos de las abejas solitarias y a la vez proteger sus larvas y su alimento de bacterias y hongos.

En definitiva, la creación de cajas nido ayuda a proteger la biodiversidad vegetal y animal, a la vez que asegura una eficiente polinización en nuestros cultivos y paralelamente una buena conservación del paisaje, entre otros muchos beneficios.



“Bee-block” un viga o un tronco de madera con agujeros adecuados y bien anclado en el suelo puede ser un buen lugar para que numerosas abejas solitarias críen.



Creación de cajas nido para abejas solitarias:

Arriba caja nido con las paredes exteriores elaboradas en madera de pino, con cañas huecas, un trozo de madera maciza con agujeros de diferentes diámetros y tablas con acanaladuras.

Abajo a la izquierda una caja nido con las paredes exteriores de hormigón y el frente de madera y a su derecha una caja nido realizada en resina.



Creación de cajas nido para abejas solitarias:

Primera fila a la izquierda una hembra de abeja solitaria del género *Osmia* cerrando el final de una caña con barro y a su derecha la misma hembra portando en su abdomen una carga de polen de *Echium vulgare* (boraginácea).

Segunda fila a la izquierda: una hembra de *Hoplitis adunca* acaba de sellar su nido mientras a la derecha una hembra en vuelo se aproxima hasta una caña en la que está construyendo su nido.

Tercera fila a la izquierda: una hembra de *Osmia bicornis* regresa al nido con una carga de polen de jara pringosa o *Cistus ladanifer* (cistácea) y a su derecha podemos observar el interior de un nido de *O. tricornis* en la que se puede apreciar una hembra adulta y varias cámaras pupales separadas por barro, cada una de ellas con un huevo y una reserva de polen y néctar.



7. Reducción del uso de fitosanitarios

El seguimiento estrecho de las poblaciones de plagas, el reemplazo de los fertilizantes tradicionales y plaguicidas sintéticos por métodos alternativos de bajo impacto ambiental (Furlan y Kreutzweiser 2015) y la limitación del uso de plaguicidas únicamente en aquellos casos estrictamente necesarios, podrían disminuir enormemente los riesgos para los polinizadores que habitan estos ambientes (Douglas y Tooker 2016).

A nivel práctico, se plantean medidas como:

- Considerar el establecimiento de recursos florales valiosos en lugares con menor incidencia de plagas sobre la vegetación y por tanto menos susceptibles de presentar contaminantes (Botías et al. 2015).
- No emplear productos poco selectivos o de amplia persistencia.
- Evitar tratamientos insecticidas en la época de floración de las plantas
- Estudiar e incluir en las evaluaciones de riesgos de los productos fitosanitarios los efectos de la exposición a mezclas de plaguicidas que puedan presentar interacciones o sinergias en los polinizadores.

Buena parte de estas medidas ya se vienen implementando en la ciudad de Madrid, en donde el control fitosanitario se basa actualmente en una mayor monitorización y seguimiento, el aumento de información a través del uso de trampas de feromonas, la liberación de enemigos naturales como Control Biológico, el uso de la confusión sexual, la retirada manual de nidos de procesionaria, etc.

A este último respecto indicar que el Ayuntamiento de Madrid se ha mostrado favorecedor a implementar estrategias novedosas, siendo de hecho recientemente la primera ciudad en España en aplicar la confusión sexual como método de control de la procesionaria del pino (Hiernaux et al 2020; Hiernaux & Hurtado 2022). Investigación que dio lugar a obtener el premio accésit al mejor artículo científico del 2022 de la revista PARJAP de la AEPJP (Asociación Española de Parques y Jardines Públicos).

8. Creación de corredores verdes, islas de biodiversidad y Stepping stones o puntos de escala

Es importante la creación de corredores naturales a partir de la vegetación natural de la zona (lindes), que pueden consistir en crear una línea de plantas y arbustos, con una cierta continuidad; si no, podrá ser suficientemente importante la instalación de una hilera de aromáticas u otras plantas. Solamente la continuidad en el mantenimiento de estos pasillos vegetales o márgenes de plantas autóctonas, permitirá el establecimiento de poblaciones de polinizadores y de insectos auxiliares y a mayor plazo el establecimiento de aves insectívoras y frugívoras en función de la selección de plantas realizada.

Es pues imprescindible en un territorio tan grande como la ciudad de Madrid, la creación de corredores verdes, y sobre todo corredores verdes lineales que permitan el trasiego de plantas, insectos y aves fundamentalmente, aportando alimento, refugio y lugares de descanso para las especies migratorias de mariposas. Un ejemplo sería



la zona situada entre el Suroeste y el Parque de Manzanares. Así mismo es necesario la creación de islas de biodiversidad.

Los Stepping stones o puntos de escala son cadenas de fragmentos de hábitat que pueden ejercer una importante función conectora entre manchas verdes demasiado lejanas como para que existan desplazamientos de ciertas especies entre ellas, al constituir dichos fragmentos lugares de escala intermedia que las especies pueden utilizar para el descanso, la alimentación y/o la reproducción.

Este tipo de configuraciones de hábitat pueden originarse a partir de la fragmentación de un corredor de hábitat, de forma que los fragmentos se comporten como una cadena funcionalmente íntegra a pesar de la discontinuidad espacial de sus elementos. En otros casos los puntos de escala están formados por elementos distantes entre sí en origen, como por ejemplo zonas húmedas dispersas en el paisaje.

Para lograr mantener corredores verdes y para que la vida fluya en ellos, debe de haber un seguimiento de las diferentes áreas y las diferentes floraciones, de tal forma a poder concentrar los desbroces de las plantas al menos 3 o 4 semanas después de que se haya producido la floración, de este modo nos aseguramos que las plantas han podido producir y liberar sus semillas, a la vez que los insectos y aves seguramente habrán podido aprovechar los recursos que estas ofrecen. Es imprescindible que los desbroces nunca se realicen durante el período de floración de las plantas, pues el daño que se realiza a la conservación de la biodiversidad es muy elevado.

En el caso de plantas clave nutricias de especies de mariposas sensibles o en regresión, incluso se deberían de evitar los desbroces o si no queda otra opción, reducirlos al mínimo, dado que sobre estas plantas suelen quedar mariposas en estado de huevo, larva o crisálida (Aguado, 2007; Pereira, Hurtado & Hiernaux, 2016).

Por último, en el caso concreto de céspedes que incluyen además de gramíneas, tréboles, diente de león, margaritas, primulas, botón de oro, cuernecillo u otras plantas con floraciones muy importantes para los insectos, se pueden desbrozar las partes más externas y sobre todo las que den a vías públicas (como por ejemplo carreteras) o zonas (como en el caso de los viales) donde tengan que transitar los peatones; pero en su interior se pueden dejar pequeñas islas rectangulares o redondas, que se desbrozarán más tarde para permitir que las mariposas y otros insectos puedan completar sus ciclos o alimentarse de estos recursos. Esto no causa molestias ni impacto visual, a la vez que llamará de manera importante la atención de la gente, permitiéndonos que sirva además de divulgación colocando algún cartel explicativo.

9. Garantía de la continuidad espacial y temporal

Para que todos los efectos positivos de la biodiversidad urbana se logren, es fundamental dar una continuidad tanto espacial como temporal a la disponibilidad de alimento. Es deseable evitar la homogeneidad del césped, es decir los monocultivos herbáceos, que además de consumir cantidades ingentes de agua, aportan muy poco a la



biodiversidad, al no servir de alimento ni a polinizadores, ni a fauna auxiliar. Es deseable sustituir poco a poco las praderas por mezclas de hidrosiembra con multitud de plantas resistentes, que consumen mucho menos agua, aportan flores y color, y suministran alimento y refugio a insectos beneficiosos.

Estas intervenciones no pueden extrapolarse a la totalidad de zonas verdes de la ciudad, debiendo respetar diseños como por ejemplo en los parques históricos o en aquellos casos en los cuales prevalezcan otras consideraciones sobre la biodiversidad (tales como el uso en zonas deportivas o estanciales entre otros ejemplos).

Continuidad temporal

Por un lado, debemos crear jardines, rocallas, medianas y otras áreas que presenten una floración sucesiva y escalonada que abarque el mayor número posible de meses (febrero a noviembre a ser posible). Teniendo en cuenta la época en la que los insectos beneficiosos son más necesarios, se seleccionarán plantas pertenecientes a distintas familias y especies que florezcan desde finales del invierno hasta el otoño. Se deben utilizar plantas con coloraciones muy distintas para crear matices y zonas atractivas, plantas con flores ricas en polen y néctar, con inflorescencias, etc.

Para que la banda de flores sea más duradera, se priorizarán plantas rústicas, como zanahoria silvestre, caléndula, borraja o milenrama, por tres razones básicas:

- Son plantas que tienen mayor independencia de riego.
- Compiten con la flora adventicia que aparece espontáneamente.
- Son plantas vivaces que rebrotan cada año.

Del mismo modo, es interesante incluir diversidad de portes, combinando plantas herbáceas con leñosas y arbustivas. Algunos insectos auxiliares muy beneficiosos, como las crisopas, prefieren plantas de porte mediano. Utilizar plantas con flores menos atractivas (sobre todo gramíneas), también puede proporcionar espacios de refugio y alimento. En todo caso, no deberían alcanzar grandes alturas y, en ningún caso, desplazar a las plantas con flores más ricas en polen y néctar. Construir una banda con plantas aromáticas también es una excelente elección cuando el espacio es exiguo, por ejemplo, con albahaca y eneldo junto a romero y salvia. Si se utilizan plantas de hojas frondosas (cardos, acelgas silvestre o acantos), se consigue un efecto disuasorio ya que se alejan ciertos invertebrados de nuestros cultivos, como los caracoles o los pulgones, a la vez que se atraen predadores (Díaz Rodríguez, 2018).

Continuidad espacial

Por otra parte, es imprescindible ir dotando a nuestras ciudades de espacios verdes lo más continuos posibles, hasta el punto de que las pequeñas ausencias de jardines puedan ser solucionadas con la creación de setos, rocallas, plantas en macetas, etc., de tal forma a buscar la mayor extensión posible de corredores verdes.

Estos corredores verdes van a permitir el trasiego de la vida, gracias a que insectos y aves pueden volar y salvar pequeñas áreas de asfalto, siempre que tengan árboles alcorques y otros puntos con agua y sombra donde descansar y refugiarse.



Un simple campo con algunas amapolas puede nutrir a millares de insectos durante al menos un mes.

10. Implementación de acciones de sensibilización y educación

Es muy importante difundir los beneficios que los insectos polinizadores proporcionan al ser humano, tanto directos (productos apícolas) como indirectos (polinización). Iniciativas como la colocación de nidares artificiales y colmenas de observación en lugares públicos como parques o centros educativos (Aguado Martín et al. 2015) tienen un papel didáctico muy importante, de cara a sensibilizar a la población sobre la necesidad de conservar los insectos polinizadores.

También es importante sensibilizar a la población sobre la enorme importancia de los polinizadores para plantas no cultivadas como orquídeas silvestres (*Ophrys*), bocas de dragón (*Antirrhinum*, *Linaria*), acónitos (*Aconitum*) o dedaleras (*Digitalis*). La mayoría de las especies de plantas silvestres dependen estrechamente de insectos polinizadores silvestres y, por ello, conservarlos es imprescindible para no comprometer su viabilidad.

Igualmente, se deben poner en marcha estrategias y programas de asesoramiento destinadas a jardineros y gestores, asociaciones ecologistas y vecinales.

Por último, cabe la posibilidad de elaborar materiales didácticos que incluyan información sobre las plantas y sus polinizadores, que puedan colocarse en parques y jardines o permanecer disponibles en formato digital en la web del Ayuntamiento de Madrid.

BIBLIOGRAFÍA



4- BIBLIOGRAFÍA

Aguado Martín, L.O. 2007. Las mariposas diurnas de Castilla y León (Lepidópteros Ropalóceros). Especies, biología, distribución y conservación. Junta de Castilla y León / Fundación Patrimonio Natural (Valladolid). 1042 pp.

Aguado Martín, L.O., Fereres Castiel, A., Viñuela Sandoval, E. 2015. Guía de campo de los polinizadores de España. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 340 pp.

Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Brillard, J., et al. 2010. Interactions between Nosema microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). Environmental Microbiology 12: 774-782.

Aufauvre, J., Biron, D.G., Vidau, C., Fontbonne, R., Roudel, M., Diogon, M., Viguès, B., et al. 2012. Parasite-insecticide interactions: a case study of Nosema ceranae and fipronil synergy on honeybee. Scientific Reports 2: 326.

Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., ... Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>

Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughan, I.P., Memmott, J. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 282 (1803).

Baudry, J., Bunce, R.G.H. Burel, F. 2000. Hedgerows: an international perspective of their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60:7–22.

Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.

Blitzer E. J., C. F. Dormannb A. Holzschuhc, A. M. Kleind, T. A. Rande & T. Tscharntkec. 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Volumen 146, Issue 1, january 2012. pp. 34-43.

Boller, E.F., Häni, F., Poehling, H.M. 2004. Ecological infrastructures: ideabook on functional biodiversity at the farm level. Swiss Centre for Agricultural Extension and Rural Development, Lindau, Suiza.



Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E., Goulson, D. 2015. Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science and Technology* 49: 12731–12740.

Botías, C., David, A., Hill, E.M., Goulson, D. 2017. Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes. *Environmental Pollution* 222: 73–82.

Burkle, L.A., Marlin, J.C., Knight, T.M. 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence and function. *Science* 339: 1611-1615.

Carvalheiro, L.G., Seymour, C.L., Veldtman, R. and Nicolson, S.W. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* 47: 810-820.

Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443–449.

Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2001. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Trop.* 78: 103e116.

David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E.L., Hill, E. M., Goulson, D. 2016. Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environment International* 88: 169-178.

Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G., Pennacchio, F. 2013. Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 18466–18471.

Díaz Rodríguez, F. J. 2018. Mejora de la Biodiversidad de la huerta urbana. Edita CEI-CamBiuo Campus de Excelencia Internacional de Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Global. Universidad pablo Olavide. Pp. 64.

Doublet, V., Labarussias, M., de Miranda, J.R., Moritz, R.F. A., Paxton, R.J. 2014. Bees under stress: sublethal doses of a neonicotinoid pesticide and pathogens interact to elevate honey bee mortality across the life cycle. *Environmental Microbiology* 17: 969-983.

Douglas, M.R., Tooker, J.F. 2016. Meta-analysis reveals that seed-applied neonicotinoids and pyrethroids have similar negative effects on abundance of arthropod natural enemies. *PeerJ* 4: e2776.



Elbgami, T., Kunin, W.E., Hughes, W.O.H., Biesmeijer, J.C. 2014. The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie* 45: 504–513.

Frankie, G.W., Vinson, S.B., Rizzardi, M.A., Griswold, T.L., Coville, R.E. Grayum, M.H., Martínez, L.E.S., Foltz-Sweat, J., Pawelek, J.C. 2013. Relationships of bees to host ornamental and weedy flowers in urban northwest Guanacaste Province, Costa Rica. *Journal of the Kansas Entomological Society* 86 (4): 325-351.

Fürst, MA.; McMahon, DP.; Osborne, JL.; Paxton, RJ.; Brown, MJF. 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506:364-366.

Furlan, L., Kreutzweiser, D. 2015. Alternatives to neonicotinoid insecticides for pest control: case studies in agriculture and forestry. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 135-147.

Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., et al. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14(10):1062-1072.

Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N.E. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491:105–108.

Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1-2):95-124.

Goulson, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:1-26.

Graystock, P., Yates, K., Darvill, B., Goulson, D., Hughes, W. O. H. 2013. Emerging dangers: deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. *Journal of Invertebrate Pathology* 114(2): 114–9.

Graystock, P., Blane, E. J., McFrederick, Q. S., Goulson, D., Hughes, W. O. H. 2016. Do managed bees drive parasite spread and emergence in wild bees? *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 5: 64–75. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2015.10.001>

Haaland, C., R. E. Naisbit, L.-F. Bersier. 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Royal Entomology Society*. Volume 4, Issue 1. pp. 60-80.

Halpern, S.L., Adler, L.S., Wink, M. 2010. Leaf herbivory and drought stress affect floral attractive and defensive traits in *Nicotiana quadrivalvis*. *Oecologia* 163: 961-971.



Hannon, L.E., Sisk, T.D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: potential habitat value for native bees. *Biological Conservation* 142:2140–2154.

Herbertsson, L., Lindström, S.A., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology* 17: 609–616.

Hiernaux L., Hurtado H. & Soria S. 2020 Primeras aplicaciones en España de la confusión sexual para el control de la procesionaria del pino en Ciudades. *PARJAP* nº98: 10-23.

Hiernaux L., Hurtado H. 2022. Ensayo de tratamiento con confusión sexual para el control de la procesionaria del pino *Thaumetopoea pityocampa* (Denis and Schiffermüller, 1775) en parques forestales de Madrid. Ponencia en el 8º Congreso Forestal Nacional (Lérida).

Hladik, M.L., Vandever, M., Smalling, K.L. 2016. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of The Total Environment* 542: 469-477.

Horton, D.R., Broers, D.A., Lewis, R.R., Granatstein, D., Zack, R.S., Unruh, T.R., et al. 2003. Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 106(2):135-145.

Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., Kohn, J. R. 2018. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proc. R. Soc. B*, 285(1870): 20172140.

Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M.A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J.L., Daszak, P. 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990e993.

José R. Verdú, Catherine Numa, Olmo Hernández-Cuba. 2011. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savanna—Forest ecosystem, *Ecological Indicators*, Volume 11, Issue 3, Pages 831-839,

Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., et al. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* 16(5):584-599.

Kremen, C., Williams, N.M., Thorp, R.W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99: 16812-16816.



Le Féon, V., Henry, M., Guilbaud, L., Coiffait-Gombault, C., Dufrêne, E., Kolodziejczyk, E., Kuhlmann, M., Requier, F., Vaissière, B.E. 2016. An expert-assisted citizen science program involving agricultural high schools provides national patterns on bee species assemblages. *Journal of Insect Conservation* 20(5): 905–918.

Lederberg, J., Shope, R.E., Oakes, S.C., 1992. Emerging Infections: Microbial Threats to Health in the United States. Institute of Medicine. National Academy Press, Washington D.C.

Long, E.Y., Krupke, C.H. 2016. Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications* 7: art. 11629.

Lundgren, R., Totland, O., Lázaro, A. 2016. Experimental simulation of pollinator decline causes community-wide reductions in seedling diversity and abundance. *Ecology* 97: 1420–1430.

Melero, Y., Stefanescu, C., Pino, J. 2016. General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits. *Biological Conservation* 201: 336-342.

Michener, C.D. 2007. *The Bees of the World* (2nd Ed.). The John Hopkins University Press. Baltimore and London, Estados Unidos y Reino Unido. xvi + 953 pp.

Miñarro, M., Prida, E. 2013. Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: potential to conserve beneficial insects. *Agricultural and Forest Entomology* 15:382-390.

Miñarro, M., García, D., Martínez-Sastre, R. 2018. Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* 27(2): 81-90.

Morandin, L.A., Winston, M.L. 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications* 15(3):871-881

Morandin, L.A., Kremen, C. 2013. Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications* 23(4):829-839.

Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., et al. 2014. European Red List of Bees. Publication Office of The European Union. Luxemburgo. 84 pp.

Norfolk, O., Eichhorn, M.P., Gilbert, F. 2016. Flowering ground vegetation benefits wild pollinators and fruit set of almond within arid smallholder orchards. *Insect Conservation and Diversity* 9(3):236–243.



Ortiz-Sánchez, F.J. 1995. Diversity of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in several Spanish ecosystems. En: Banaszak, J. (ed.). Changes in Fauna of Wild Bees in Europe, pp. 147-163. Pedagogical University Press. Bydgoszcz, Polonia.

Ortiz-Sánchez, F.J. 2011. Lista actualizada de las especies de abejas de España (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa 49: 265-281.

Otterstatter, MC., Thomson, JD. 2008. Does pathogen spillover from commercially reared bumble bees threaten wild pollinators? PLoS ONE 3: e 2771.

Pawelek, J.C., Frankie, G.W., Thorp, R.W., Przybylski, M. 2009. Modification of a community garden to attract native bee pollinators in urban San Luis Obispo, California. Cities and the Environment 2 (1): art. 7, 20 pp.

Pereira Sieso, P., Hurtado Hernández, A. y Hiernaux Candelas, L. 2016. Mariposas Diurnas del Hayedo de Montejo. Cuaderno del Hayedo 2. Fundación Monte Madrid; FEADER; Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medioambiente; y la Comunidad de Madrid. 109 pp.

Pettis, J.S., van Engelsdorp, D., Johnson, J., Dively, G. 2012. Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen Nosema. Die Naturwissenschaften 99: 153-158.

Potts, S.G., Beismeyer, J.C., Kremen, C., et al. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology and Evolution 25: 345-353.

Proctor, M., Yeo, P., Lack, A. 1996. The natural history of pollination. Timber Press, Portland, Oregon, Estados Unidos. 479 pp.

Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., et al. 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. Proceedings of the National Academy of Sciences 113: 146-151.

Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., et al. 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? Ecology Letters 11(5):499–515.

Sanchez-Bayo, F., Wyckhuys, Kris A. G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232C (2019) pp. 8-27.

Sardiñas, H.S., Kremen, C. 2014. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. Basic and Applied Ecology 15(2):161–168.



Saure, C., Burger, F., Dathe, H.H. 1998. Die Bienenarten von Brandenburg und Berlin (Hym. Apidae). Entomologische Nachrichten und Berichte 42 (3): 155-166.

Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M.; Potts, SG., Rundlöf, M., Smith, HG., et al. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss—a meta-analysis. Ecology letters 16 (7): 912-920

Sgolastra Fabio, Piotr Medrzycki, Laura Bortolotti, Maria Teresa Renzi, Simone Tosi, Gherardo Bogo, Dariusz Teper, Claudio Porrini, Roberto Molowny-Horas, Jordi Bosch. 2017. Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. Pest Management Science. Volume 73, Issue 6. pp. 1236-1243.

Sih, A., Bell, A.M., Kerby, J.M. 2004. Two stressors are far deadlier than one. Trends in Ecology and Evolution 19: 274–276.

Siqueira, K.D., Kiill, L.H.P., Martins, C.F., Lemos, I.B., Monteiro, S.P., Feitoza, E.D.A. 2008. Estudo comparativo da polinização de Mangifera indica L. em cultivo convencional e orgânico na região do Vale do Submédio do São Francisco. Revista Brasileira de Fruticultura 30(2): 303-310.

Sirohi, M.H., Jackson, J., Edwards, M., et al. 2015. Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). Journal of Insect Conservation 19: 487-500.

Staley, J.T., Sparks, T.H., Croxton, P.J., Baldock, K.C., Heard, M.S., Hulmes, S., et al. 2012. Long term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. Biological Conservation 145(1):24-29.

Stefanescu, C., Aguado, L.O., Asís, J.D., Baños-Picón, L., Cerdá, X., Marcos García, M.Á., Micó, E., Ricarte, A., Tormos, J. 2018. Diversidad de insectos polinizadores en la península ibérica. Ecosistemas 27(2): 9-22.

Steffan-Dewenter, I. 2002. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. Conservation Biology 17: 1036-1044.

Thomson, D.M. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. Ecology 85(2): 458–470.

Thomson, D.M. 2016. Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral resources. Ecology Letters 19(10): 1247-1255.

Threlfall, C.G., Walker, K., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Mata, L., Stork, N., Livesley, S.J. 2015. The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. Biological Conservation 187:240-248.



Tommasi, D., Miro, A., Higo, H.A., Winston, M.L. 2004. Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist* 136: 851-869.

Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and applied ecology*, 17(3): 199-209.

Torres, F., Gayubo, S.F., Asensio, E. 1989. Efecto de la presión urbana sobre abejas y avispas (Hymenoptera, Aculeata) en Salamanca. V: Superfamilia Apoidea. Comunicaciones INIA, Serie Recursos Naturales 52: 1-49.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857–874.

Vicens, N., Bosch, J., Blas, M. 1993. Análisis de los nidos de algunas Osmia (Hymenoptera, Megachilidae) nidificantes en cavidades preestablecidas. *Orsis: organismes i sistemes* 8:41-52.

Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., Fontbonne, R., Vigùès, B., Brunet, J.L., Texier, C., et al. 2011. Exposure to sublethal doses of fipronil and thiacloprid highly increases mortality of honeybees previously infected by Nosema ceranae. *PloS ONE* 6: e21550.

Vrdoljak, S.M., Samways, M.J., Simaika, J.P. 2016. Pollinator conservation at the local scale: flower density, diversity and community structure increase flower visiting insect activity to mixed floral stands. *Journal of Insect Conservation* 20: 711-721.

Waser, N.M., Price, M.V. 2016. Drought, pollen and nectar availability, and pollination success. *Ecology* 97: 1400-1409.

Wood, T.J., Holland, J.M., Goulson, D. 2015. Pollinator-friendly management does not increase the diversity of farmland bees and wasps. *Biological Conservation* 187:120-126.

Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shore, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Riddig, L., et al. 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* 356: 1393–1395.

Wyatt, R., Broyles, S.B., Derda, G.S. 1992. Environmental influences on nectar production in milkweeds (*Asclepias syriaca* and *A. exaltata*). *American Journal of Botany* 79: 636-642.



MADRID