

Daño colateral en abejas por la exposición a pesticidas de uso agrícola *

Nazly Yolieth Martin-Culma

Zootecnista, Universidad de Cundinamarca, Fusagasugá - Colombia
nmartin@ucundinamarca.edu.co  orcid.org/0000-0001-9422-0925

Nelson Enrique Arenas-Suárez

Ph.D. Natural Science Molecular Biology and Biochemistry, University of Southern Denmark. Docente Programa de Zootecnia, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad de Cundinamarca, Fusagasugá - Colombia
nearenass@unal.edu.co  orcid.org/0000-0002-7665-8955

RESUMEN

El uso de pesticidas es una práctica común en la industria agrícola para erradicar plagas. El objetivo de esta revisión fue documentar el efecto de los pesticidas en la relación ecológica de las abejas con el medio ambiente y los sistemas de producción agropecuaria. Se revisaron las publicaciones científicas y académicas en Science-Direct, Scielo, JSTOR, Springerlink y Google académico. Se encontró que las abejas proveen de servicios ecosistémicos poco valorados a nivel productivo y económico y, de acuerdo con estimaciones globales sus poblaciones se encuentran en declive. Las abejas exhiben hipersensibilidad a la mayoría de diferentes pesticidas (especialmente insecticidas). Además, padecen diferentes alteraciones fisiológicas a nivel del sistema nervioso, respecto a su ciclo reproductivo e inmunosupresión. En conclusión, existe evidencia respecto a los efectos tóxicos de los pesticidas que alteran colateralmente las cosechas, específicamente en el proceso de polinización mediada por abejas.

PALABRAS CLAVE

Apidae, letalidad, polinización, toxicidad, exposición a plaguicidas (Fuente: DeCS)

Collateral damage in bees due to pesticide exposure of agricultural use

ABSTRACT

The use of pesticides is a common practice used in agricultural production to eradicate bugs. The review's aim was to document the pesticide effect regarding bee ecologic relationship with environment and agricultural production systems. Scientific and academic reports were retrieved from Science-Direct, Scielo, JSTOR, Springerlink and Google scholar. Findings reveal that bees provide ecosystem services which are not well evaluated and according to global estimations bee's populations are endangered. Bees present hypersusceptibility to several pesticides (insecticides). Although, bees suffer physiologic alterations including neuronal system, impairment in the reproductive cycle and immunosuppression. In conclusion, there is evidence about toxic effects of pesticides which collaterally impact crop productivity through bee-mediated pollination.

KEYWORDS

Apidae, lethality, pollination, toxicity, pesticide exposure (Source: DeCS)

Recibido: 27/08/2017 Aceptado: 01/11/2017

* <http://dx.doi.org/10.18041/entramado.2018v14n1.27113> Este es un artículo Open Access bajo la licencia BY-NC-SA (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>) Publicado por Universidad Libre - Cali, Colombia.

Cómo citar este artículo: MARTIN-CULMA, Nazly Yolieth; ARENAS-SUAREZ, Nelson Enrique. Daño colateral en abejas por la exposición a pesticidas de uso agrícola. En: Entramado. Enero - Junio, 2018. vol. 14, no. 1, p. 232-240 <http://dx.doi.org/10.18041/entramado.2018v14n1.27113>



Danos colaterais às abelhas por exposição a pesticidas agrícolas

RESUMO

O uso de pesticidas é uma prática comum na indústria agrícola para erradicar as pragas. O objetivo desta revisão foi documentar o efeito de pesticidas na relação ecológica das abelhas com o meio ambiente e sistemas de produção agrícola. As publicações científicas e acadêmicas em acadêmicos da Science-Direct, Scielo, JSTOR, Springerlink e Google foram revisadas. Descobriu-se que as abelhas fornecem serviços ecossistêmicos que são pouco valorizados em um nível produtivo e econômico e, de acordo com estimativas globais, suas populações estão em declínio. As abelhas exibem hipersensibilidade aos mais diferentes pesticidas (especialmente inseticidas). Além disso, sofrem diferentes alterações fisiológicas ao nível do sistema nervoso, no que diz respeito ao ciclo reprodutivo e à imunossupressão. Em conclusão, há evidências sobre os efeitos tóxicos de pesticidas que colateralmente alteram as culturas, especificamente no processo de polinização mediada por abelhas.

PALAVRAS-CHAVE

Apidae, letalidade, polinização, toxicidade, exposição a pesticidas (Fonte: DeCS)

Introducción

Las abejas son los mayores polinizadores de muchas plantas silvestres y monocultivos (Kremen *et al.*, 2002). Por lo tanto, su nicho es fundamental para la productividad agrícola mundial y es evidente que las alteraciones en sus poblaciones podrían derivar en significativas pérdidas económicas (Garibaldi *et al.*, 2013; Cutler *et al.*, 2014).

La situación actual de las abejas es preocupante, debido a que el censo poblacional ha disminuido drásticamente por el uso extensivo de pesticidas y agroquímicos en monocultivos tecnificados que buscan potenciar el rendimiento de la producción (Goulson *et al.*, 2015; Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017). En Estados Unidos, el número de colonias se ha reducido en un 45%, de tal modo que se estimó un descenso de 42 millones a 24 millones de colmenas de abejas en el transcurso de 60 años (Johnson *et al.*, 2010). No obstante, cifras recientes del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) muestran un leve aumento en el número de colonias comerciales de abejas de aproximadamente un 3% en el año 2017 (USDA, 2017).

El impacto a gran escala en la reducción en las poblaciones de abejas nativas tendría un efecto negativo notable sobre la producción de alimentos y la biodiversidad vegetal. Así, productivamente se ha determinado que las abejas polinizan 52 de los 115 principales productos alimentarios cultivados en Norteamérica y se estimó que, para el año 2010, las utilidades económicas alcanzaron los 212 mil millones de dólares (Meixner *et al.*, 2010). Adicionalmente, la producción apícola está representada por diversos productos de alta demanda comercial en varios países como son la miel, el propóleo, el polen y la cera (Brown y Paxton, 2009).

En Colombia se ha reportado contaminación en la miel con residuos de pesticidas, los cuales corresponden principal-

mente a organofosforados (47,5%) y organoclorados (9,8%) en los departamentos de Boyacá, Cundinamarca, Magdalena y Santander (Rodríguez, 2011). Lo anterior sugiere que durante las prácticas agrícolas se aplican pesticidas como organofosforados en exceso, especialmente de clorpirifós, que se encontró de forma residual en el 36,1% de las mieles analizadas. La presencia de estos compuestos, además de afectar la inocuidad del alimento, presenta un riesgo para la salud del consumidor y para la colmena (Rodríguez, 2011). Incluso el hecho de que se presenten intoxicaciones humanas por plaguicidas evidencia la alta residualidad y bioacumulación de dichos tóxicos en zonas tropicales (Varona *et al.*, 2009; Varona *et al.*, 2016; Ruiz-Guzmán *et al.*, 2017). Actualmente, en el país algunas decisiones gubernamentales para aumentar la producción agrícola, acciones militares para erradicar cultivos ilícitos por aspersión y la expansión de la frontera agrícola han afectado particularmente a las abejas (Nates-Parra, G., *et al.*, 2008; DNP, 2014; Cortina, *et al.*, 2017). Por lo tanto, el propósito de esta revisión fue describir los efectos nocivos asociados a la toxicidad de los pesticidas sobre las poblaciones de abejas y el impacto en la producción agrícola.

Materiales y métodos

La presente revisión se basó en la declaración Prisma (Urrutia y Bonfill, 2010). Se seleccionaron reportes, incluyendo artículos científicos, revisión, tesis de posgrado e informes técnicos que describieran el efecto letal y subletal de los pesticidas en las abejas. El periodo de observación fue de 15 años, comprendido entre los años 2002-2017, sin restricción de área de estudio. Se realizó una búsqueda en las siguientes bases de datos: Science-Direct, JSTOR, Springerlink, Scielo y Google académico. Se incluyeron las siguientes palabras clave en español e inglés: abejas (“bees”), AND/OR efectos de los pesticidas (“effect of pesticides”) AND/OR toxicidad de pesticidas (“toxicity

of pesticides”) AND/OR valor de la polinización (“value of the pollination”) AND/OR efecto subletal de pesticidas (“subletal effect of pesticides”). Se excluyeron proyectos de pregrado y resúmenes de conferencias porque se requerían análisis completos y que representaran nuevos aportes en el área. La información se sistematizó en una base de datos documentando los efectos de acuerdo con el sistema comprometido o daño a nivel individual o de la colmena y el tipo de plaguicida.

El problema de los pesticidas en el ambiente

Los pesticidas son sustancias producidas de forma natural o industrial para destruir organismos potencialmente perjudiciales para las plantas cultivadas y/o animales de producción (Schaaf, 2015). Así mismo, se clasifican de acuerdo con el tipo de peste que controlan en: insecticidas (contra insectos), herbicidas (flora arvense), rodenticidas (roedores), bactericidas (bacterias), fungicidas (hongos) y larvicidas (larvas) (Damalas, 2009). Estas sustancias pueden ser tóxicas a su vez para las especies que comparten el sitio de fumigación y, dependiendo de la dosificación, pueden tener una acción letal o subletal; a la par, permanecer residualmente en el medio ambiente (Desneux, Decourtye y Delpuech, 2007). La alteración en las poblaciones de abejas es un claro daño colateral derivado del uso de pesticidas y, en consecuencia, podrían ser indicadores biológicos de su efecto nocivo a nivel ecológico y ambiental (Johnson *et al.*, 2010; De Oliveira *et al.*, 2016; Simon-Delso *et al.*, 2017). De modo que la interacción de las abejas con el pesticida no solo ocasiona su muerte, sino que cantidades traza pueden producir efectos subletales capaces de deteriorar la salud de la colmena entera (Gill *et al.*, 2012) (Figura 1).

En general, para los artrópodos, los pesticidas inducen alteraciones fisiológicas a nivel social reflejadas en cambios

en el comportamiento, dificultades en la localización del alimento, comunicación y regreso al lugar en el que habitan (Desneux *et al.*, 2007). Específicamente en los insectos los cambios fisiológicos se han reportado en el desarrollo embrionario y la aparición de mutaciones. Por ejemplo, se ha demostrado que la acetamiprida afecta el desarrollo embrionario del cucarrón depredador *Eriopis connexa*, reduciendo la eclosión de huevos hasta en un 100% (Fogel *et al.*, 2013). Igualmente, se ha reportado que el glifosato ocasiona mutaciones en la descendencia y se asocia a pérdida de peso en *Chrysoperla externa* (Schneider *et al.*, 2009). El uso de dichos agroquímicos afecta la navegación y el comportamiento de los insectos, debido a que estas funciones dependen por completo de las transmisiones nerviosas (CONICET, 2009). Los pesticidas tipo clorpirifós pueden limitar la capacidad inmune de insectos como *Drosophila melanogaster* para responder a ciertas infecciones parasitarias (Desneux *et al.*, 2007). En todos los casos el uso extensivo de insecticidas altamente tóxicos, y con diferentes blancos de acción en monocultivos, podría generar daños alternos en las poblaciones benéficas de insectos.

Valoración económica de la pérdida de los polinizadores

La polinización puede ocurrir por acción del viento, la gravedad y los animales. No obstante, la mayoría de los casos ocurre debido a los animales (80%), dentro de los cuales se encuentran: los pájaros, murciélagos e insectos principalmente (Klatt *et al.*, 2013). Entre los insectos que más contribuyen al aumento de la rentabilidad de los cultivos agrícolas se destacan las abejas nativas, abejas de la miel (*Apis mellifera*), los abejorros, megachílidos, entre otros (Hanley *et al.*, 2015; Klein *et al.*, 2003). Un estudio en fresas indica que el valor agregado de la polinización mediada por abejas se estima en 0,32 billones de dólares. Además, en

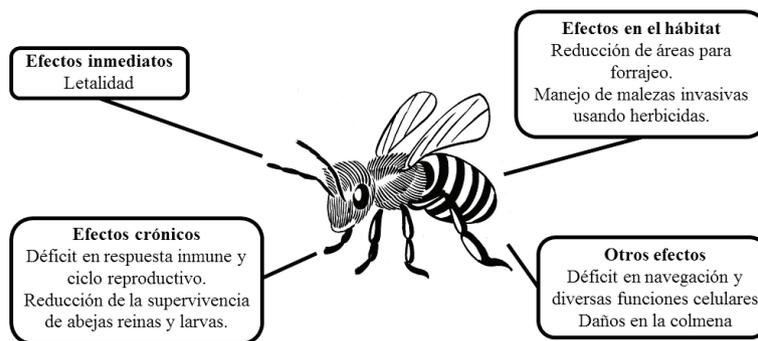


Figura 1. Efectos de los pesticidas en abejas (*Apis mellifera*).

Fuente: Este estudio.

términos productivos, los frutos fueron más abundantes y mejores en términos de calidad, peso, dulzura y forma (Klatt *et al.*, 2014).

Diferentes estudios económicos realizados en Estados Unidos desde el año de 1976 estimaron que entre el 15 al 30% de los alimentos cultivados resultaban directa e indirectamente de la polinización de las especies nativas. Posteriormente, en el año de 1989, se calculó económicamente el servicio de polinización por abejas en 8,3 billones de dólares anuales, en 1992, se estimó una ganancia de 5,2 billones de dólares y en el año 2000 se estimó la polinización abejas en un valor de 14,6 billones de dólares (Losey y Vaughan, 2006).

En la Unión Europea la polinización proporcionada por las abejas en los cultivos de fresa, para el año 2009, se cuantificó en 2.9 billones de dólares y, a nivel mundial, el valor de la polinización por insectos ha sido estimado en 212 mil millones de dólares; esta cifra representaba alrededor del 9,5% del valor total de la producción agrícola global (Meixner *et al.*, 2010). La contribución por parte de la polinización realizada por abejas nativas varía según la localización geográfica, la disponibilidad de hábitat natural y el uso de plaguicidas (Losey y Vaughan, 2006). Estimaciones más recientes calculan un servicio global de aproximadamente 215 billones de dólares en producción de alimentos, por lo que la situación ha sido definida como la “crisis de la polinización” (Goulson, 2015). Los estudios citados previamente evidencian los devastadores efectos de los pesticidas en la polinización y su consecuente alto costo económico en los sistemas agrícolas intensivos.

A nivel nacional no se encontraron estudios económicos, pero se conoce que países como Colombia, Ecuador y Sudáfrica emplean grandes cantidades de organofosforados y organoclorados en la producción agrícola (Schreinemachers y Tipraqsa, 2012). Adicionalmente, las pérdidas no cuantificadas en las especies de abejas podrían continuar silenciosamente debido a la falta de sinergias en la política para la gestión de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Rojas, 2015).

Pesticidas y su efecto en las abejas

Los pesticidas se clasifican, de acuerdo con el compuesto activo, en organofosforados, piretrinas, carbamatos (que son inhibidores de la enzima acetilcolinesterasa) y los piretroides sintéticos y organoclorados, que bloquean los canales iónicos neuronales (Rocha y García, 2008).

La utilización de dichos productos impacta inespecíficamente a diferentes especies de insectos, incluyendo las abejas, cuyos procesos de desintoxicación no son efectivos para

tolerar la exposición a dichos agroquímicos (Calatayud-Ver-nich *et al.*, 2016; Mao *et al.*, 2017).

Los pesticidas afectan la actividad celular normal a lo largo del ciclo de vida de la abeja en funciones celulares como la síntesis, el transporte, producción de energía y la acción o la eliminación de hormonas u enzimas (Chauzat *et al.*, 2009; Meixner *et al.*, 2010; Mao *et al.*, 2017).

Como consecuencia, la hipersensibilidad de las abejas a pesticidas podría aumentar la letalidad a efectos subletales en la etapa larval, debido a la exposición prolongada. Así, la intoxicación en larvas de abejas por los pesticidas clorpirifós, imidacloprid, miclobutanil, simazina, glifosato y fluvalinato se ha relacionado con una alta tasa de mortalidad (Riaño-Jimenez y Cure, 2016; Gomes, 2017). A nivel sistémico, numerosos estudios han documentado el efecto en procesos de funcionalidad del sistema nervioso, respuesta inmune y del ciclo reproductivo.

En cuanto a la funcionalidad de las células nerviosas, el uso de pesticidas como el clorpirifós tiene un efecto neuro-oxidativo, aumentando la formación de malondialdehído, que es indicador de estrés oxidativo como resultado del daño celular (Rehman *et al.*, 2012). Por otro lado, la utilización de piretroides como el esfenvalerato, lambda cihalotrin, permetrina y fluvalinato están relacionados con la pérdida de movimiento y coordinación de las abejas, ocasionando parálisis y convulsiones (Ingram *et al.*, 2015).

Los pesticidas contaminantes en los recursos florales afectan los procesos de aprendizaje fundamentales para la orientación y reconocimiento del entorno (Andrione *et al.*, 2016; Desneux *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2017). Ello ocurre debido a que los pesticidas alcanzan las principales vías neuronales de las abejas e interrumpen procesos de aprendizaje, la memoria, la navegación y ciertas funciones cognitivas (Klein *v.*, 2017). En el caso de las abejas forrajeras los pesticidas ocasionan desorientación tal como se ha reportado con trazas de imidacloprid y el uso de otros neonicotinoides como clotianidin y tiacloprid que generan desorientación en abejas forrajeras, dificultando su regreso a la colmena (Bortolotti *et al.*, 2003; Pareja *et al.*, 2011; Fischer *et al.*, 2014). La exposición a pesticidas también puede interferir en otras interacciones de abejas, tal como se ha demostrado mediante el uso de altas dosis de permetrina y imidacloprid, que disminuye entre un 10,5 y 4,5 veces la danza de la abeja respectivamente (Ingram *et al.*, 2015). Las abejas obreras pueden sufrir trastornos en la comunicación del lugar donde encuentran el alimento y en la detección del olor a néctar y la sensibilidad a la sacarosa (Mc Cabe, 2010; Eiri y Nieh, 2012; Herbert *et al.*, 2014). Estos hallazgos son consistentes con estudios que evidencian el efecto del glifosato en el aumento de los umbrales de respuesta al azú-

car, además que se han relacionado las combinaciones de pesticidas cumafós con la reducción de la memoria olfativa, generando desórdenes alimentarios (Williamson y Wright 2013; Herbert *et al.*, 2014).

Como se mencionó previamente sobre los insectos, los pesticidas alteran los mecanismos de respuesta inmune en las abejas (Chauzat *et al.*, 2009; Sánchez-Bayo *et al.*, 2016). El imidacloprid tiene como efecto adverso la supresión del sistema inmune, aumentando la incidencia del patógeno microsporidio *Nosema ceranae* en el intestino medio de la abeja. Dicha infección causa desnutrición, lo que conlleva a la abeja a un déficit energético, debilitamiento e incluso puede producir muertes prematuras (Alaux *et al.*, 2010). Igualmente, el uso de neocotinoides y diferentes fungicidas inhibidores de la biosíntesis de ergosterol incrementan las infecciones causadas por *N. ceranae* en diferentes especies de abejas en el ámbito mundial (Goulson, 2015). La influencia de muchos pesticidas en concentraciones superiores al 60% durante el periodo larval puede favorecer la infestación de parásitos como el ácaro *Varroa destructor* (Gregorc y Ellis, 2011; Rehman *et al.*, 2012, Wu *et al.*, 2011).

Por último, otro efecto corresponde a alteraciones a nivel reproductivo, que se evidencia en las tasas de fecundidad y en la forma directa de los ovarios de las hembras (Gregorc y Ellis, 2011; Sánchez *et al.*, 2016). A nivel físico se ha demostrado que el uso de neocotinoides reduce el desarrollo en abejas adultas y el uso de tiametoxam, en dosis de 0,2, 1 y 2 ng/abeja, afecta la termorregulación en las abejas, disminuye la actividad de forrajeo y deteriora la fortaleza de la colonia (Whitehorn *et al.*, 2012; Tosi *et al.*, 2016). En abejas nativas la utilización de tiametoxam y clotianidina se relacionó con un número menor total de descendientes, así como una disminución de la densidad de la colonia y anidación. Las abejas cortadoras de alfalfa (*Megachile rotundata*) y las abejas de las orquídeas azules (*Osmia lignaria*), son más susceptibles a los insecticidas neonicotinoides (clotianidina e imidacloprid) que las abejas melíferas (Rundlöf, *et al.*, 2015). También se ha evidenciado una reducción en la densidad de abejas nativas, anidación de abejas solitarias y crecimiento de colonias de abejorros. Por ejemplo, el fungicida clorotalonil afecta al abejorro oriental (*Bombus impatiens*) reduciendo el tamaño de su cuerpo (Hladik *et al.*, 2016).

Residuos de pesticidas en los productos y subproductos de las abejas

Estudios en cinco tipos de mieles multiflorares comercializadas en España evidenciaron la presencia de residuos de cumafós en el 63% de las muestras (Juan-Borrás, Domech y Escriche, 2016). Otro pesticida comúnmente encontrado en la miel es el clorpirifós, no sólo por el número

de muestras positivas como por sus altas concentraciones (Calatayud-Vernich *et al.*, 2016). A su vez, se ha reportado la presencia de forato y pesticidas organoclorados en distintas muestras de miel (Balayiannis y Balayiannis, 2008; Choudhary y Sharma, 2008).

En productos como el polen se ha encontrado, en más de la mitad de los casos analizados, contaminación con residuos de cumafós (Chauzat *et al.*, 2006). También en la cera se han detectado diferentes pesticidas, principalmente piretroides y organofosforados (Johnson *et al.*, 2010; Chauzat *et al.*, 2009). Otros tipos de pesticidas que se han encontrado en productos y subproductos alimenticios provenientes del propóleo de las abejas son neocotinoides y altas concentraciones de cumafós (Gérez *et al.*, 2015; Silvina *et al.*, 2017).

Debido a este problema de contaminación, se han desarrollado técnicas basadas en extracción en fase sólida dispersiva (d-SPE) para la remoción de pesticidas en frutas y verduras. La técnica más exitosa se denomina QuEChERS (Del inglés: Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe) y que, acoplada con métodos cromatográficos y de espectrometría de masas, permite la caracterización de pesticidas en la miel e incluso hacer inferencias ecológicas respecto al estado de la colmena (Porrini *et al.*, 2003; Calatayud-Vernich *et al.*, 2016; Zamudio *et al.*, 2017).

En Colombia, los pesticidas aprobados se encuentran en los registros nacionales del Instituto Colombiano Agropecuario (ICA, 2018) y sus efectos nocivos sobre los polinizadores (incluyendo abejas) se especifican en la Tabla 1. Recientemente, el ICA prohibió el uso del betaciflurin y el dimetoato, los cuales son altamente tóxicos en abejas.

Perspectivas respecto al uso de pesticidas que afectan polinizadores

Dada la oferta de pesticidas en el mercado, es necesario estimar el impacto en su uso, no sólo en especies de abejas (ya sean *Apis mellifera*, de las tribus *Meliponini* o *Bombini*, andrénidos, colétidos, halictidos, megachílidos y melítidos) sino en otras especies polinizadoras. Pese a esto, es importante señalar que la polinización también puede ser perturbada por la utilización de cultivos genéticamente modificados (ejemplo, plantas resistentes al glifosato), la pérdida de biodiversidad genética, reinas débiles, la variación climática extrema y por la residualidad de acaricidas en la colmena (Chauzat *et al.*, 2006).

Las estrategias que podrían contribuir a solucionar el problema incluyen: primero, concienciar a los consumidores y productores respecto al riesgo de usar pesticidas; segundo, mayor investigación acerca del manejo integral de cosechas

Tabla I.

Compuestos activos de los insecticidas comúnmente usados en Colombia y sus efectos adversos en las abejas. Abreviaturas: ia: Ingrediente activo; TR: Toxicidad Residual; TRE: Toxicidad Residual Extendida; *Pesticidas recientemente prohibidos en Colombia (Fuente: Riedl *et al.*, 2006; ICA 2018).

Nombre comercial o ingrediente activo	Toxicidad (I, II o III)	Residualidad	Efecto en las abejas
Abamectina	II	Altamente tóxico para abejas. TR: 8 horas TRE: 1-3 días	TRE en abejorros, TR corto en abejas de la hoja de alfalfa y abejas alcalinas en 0,025lb ia/acre
Acefato	III	Altamente tóxico para abejas. TRE: < 3 días	Incompatible con abejorros, TRE en abejas de la alfalfa cortadoras de hojas y en abejas alcalinas
*Betaciflurin	III	Altamente tóxico para abejas. TR: >1 día	Posiblemente reducción en la oviposición diaria y la viabilidad de los huevos.
Bifentrin	IB	Altamente tóxico para abejas. TRE: >1 día. TR: 4-6 horas	TRE en abejas cortadoras de alfalfa y TR de 4-6 horas Incompatible con abejorros
Clorpirifós	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: 4-6 días en concentraciones emulsificadas TR: <2 horas	TRE de 7 días para abejas cortadoras de alfalfa TRE de 6 día para la abeja alcalina. Contaminante común de la cera de abejas. Incompatible con abejorros
*Dimetoato	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: < 3 días	TRE en las abejas cortadoras de hojas de alfalfa. No colocar las abejas al menos 1 semana después. Incompatible con abejorros
Dinotefuran	III	Altamente tóxico para abejas. TRE 39 horas	Posible toxicidad en abejas de la miel. Incompatible con abejorros
Benzoato de emamectina	III	Altamente tóxico para abejas. TRE: < 24 horas	TRE de 1 día para abejorros
Fipronil	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: 7- 28 días. TR: < 8 horas.	TRE > 1 a un día para abejas cortadoras de la alfalfa. Incompatible con abejorros.
Gamma cihalotrina	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: >1 día	TRE > 1 día para abejas cortadoras de alfalfa
Imidacloprid	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: > 1 día TR: < 8 horas	Es usualmente utilizado como un insecticida sistemático, encontrado en polen y néctar de plantas. Los abejorros son más sensibles que abejas de la miel.
Lambdacihalotrina	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: > 1 días TRE: > 7 días (encapsulado)	TRE superior a 1 día en abejas cortadoras de alfalfa. Puede ser tóxico cuando se mezcla con propiconazol. Incompatible con abejorros
Malation	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: 5.5 días en concentraciones ≤ 8 fl oz ia/ acre. TRE: 2 días en un estado finamente molido combinado con agentes humectantes. TR: 3 horas en compuesto emulsificado	TRE superior a 7 días en abejas cortadoras de alfalfa y abejas alcalinas. Incompatible con abejorros
Permetrina	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: 0.5 a 2 días TRE: > 5 días	TRE de 3 días para abejas cortadoras de alfalfa. Incompatible con abejorros
Sulfoxaflor	III	Altamente tóxico para abejas. TR: 3 horas	Actúa similar a insecticidas neonicotinoides inhibiendo los receptores de acetilcolina.
Tiametoxam	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: 7-14 días	Ha sido encontrado en polen y néctar. Los abejorros son más sensibles a los neocotinoides que las abejas de la miel. Incompatible con abejorros
Cipermetrina	II	Altamente tóxico para abejas. TRE: > 1día	Rápidamente afecta el sistema nervioso central de los insectos.

Fuente: Este estudio, a partir de Riedl *et al.*, 2006; ICA 2018

enfocado en el manejo de plagas; tercero, racionalizar el uso de pesticidas a través de regulaciones económicas e incentivos; cuarto, certificación para los consumidores en prácticas para asegurar y recompensar a los productores orgánicos; quinto, la estimación del impacto ambiental por pesticidas y, por último, el uso sostenible de biopesticidas que no afecten a las especies polinizadoras (Schreinemachers y Tipraqsa, 2012; Schaaf, 2015; Ondarza-Benítez, 2017). Se requieren estudios que identifiquen los niveles de contaminación de pesticidas en los subproductos de las abejas, ya que esta situación podría ser aún más crítica en el ámbito de la salud pública por las trazas de pesticidas que pueden llegar al consumidor de productos apícolas.

Conclusiones

El uso desmedido de pesticidas puede afectar drásticamente la productividad de las cosechas debido al daño colateral en las abejas (uno de sus principales polinizadores). La exposición a dichos agroquímicos podría resultar en diversas consecuencias incluyendo la muerte inmediata a múltiples efectos adversos a nivel fisiológico en las abejas. Además, a nivel ecológico el daño se puede extender al debilitamiento de las colmenas, reducción de las áreas de forrajeo y deterioro del hábitat. Los diferentes estudios recopilados en este artículo evidencian los efectos letales y subletales de los pesticidas usados en la producción agrícola colombiana, muchos de los cuales presentan una alta residualidad, bioacumulación y efecto adverso para otras especies. La situación es aún más preocupante debido a la falta de restricciones y una normatividad que permitan controlar el uso de pesticidas, sumado a una escasa información acerca de los servicios ecosistémicos por polinización. ≡

Agradecimientos

Los autores agradecen a Víctor Manuel Solarte Cabrera Biólogo, M.Sc. Ciencias-Biología y candidato Ph.D. Ciencias-Biología de la Universidad Nacional de Colombia, por sus importantes aportes en la elaboración de este artículo de revisión. También, se agradece al filólogo Ajax Camilo Bastidas Ruiz por la revisión y corrección de estilo del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias bibliográficas

1. ALAUX, Cédric *et al.* Interactions between nosema microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *In: Environmental Microbiology*. 2010. vol. 12. no. 3. p. 774–782. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.02123.x>
2. ANDRIONE, Mara *et al.* Neonicotinoid-induced impairment of odour coding in the honeybee. *In: Scientific Reports*. 2016. vol. 6. p. 38110. <https://doi.org/10.1038/srep38110>
3. BALAYIANNIS, George y BALAYIANNIS, Panos. Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides occurrence in six agricultural areas of greece. *In: Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2008. vol. 55. no. 3. p. 462-470. <https://doi.org/10.1007/s00244-007>
4. BORTOLOTTI, Laura *et al.* Effects of sub-lethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. *In: Bulletin of Insectology*. 2003. vol. 56. no. 1. p. 63–67.
5. BROWN, Mark y PAXTON, Robert. The conservation of bees: a global perspective. *In: Apidologie*. 2009. vol. 40 no. 3. p. 410–416. <https://doi.org/10.1051/apido/2009019>
6. CALATAYUD-VERNICH, Pau *et al.* Efficiency of quechers approach for determining 52 pesticide residues in honey and honey bees. *In: MethodsX*. 2016. vol. 3. p. 452–458. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2016.05.005>
7. CALATAYUD-VERNICH, Pau *et al.* Influence of pesticide use in fruit orchards during blooming on honeybee mortality in 4 experimental apiaries. *In: Science of the Total Environment*. 2016. vol. 541. p. 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.131>
8. CHAUZAT, Marie-Pierre *et al.* A survey of pesticide residues in pollen loads collected by honey bees in france. *In: Journal of Economic Entomology*. 2006. vol. 99. no. 2. p. 253–262.
9. CHAUZAT, Marie-Pierre *et al.* Influence of pesticide residues on honey bee (Hymenoptera: *Apidae*) colony health in france. *In: Environmental Entomology*. 2009. vol. 38. no. 3. p. 514–523.
10. CHOUDHARY, Amit y SHARMA, Duni. Pesticide residues in honey samples from himachal pradesh (India). *In: Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2008. vol. 80. no. 5 p. 417–422. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9426-5>
11. CONICET. Evaluación de La Información Científica Vinculada Al Glifosato *En: Su Incidencia Sobre La Salud Humana y el Ambiente*. 2009. Buenos Aires. p. 133.
12. CORTINA, Carolina, *et al.* Efectos de la intoxicación por glifosato en la población agrícola: revisión de tema. *En: Revista CES Salud Pública*. 2017. vol. 8 no. 1 p. 121-133.
13. CUTLER, Christopher; PURDYJOHN, John y SOLOMON, GiesyKeith. Risk to pollinators from the use of chlorpyrifos in the united states. Estados Unidos: Environmental Contamination and Toxicology, 2014. p. 219-265. https://doi.org/10.1007/978-3-319-03865-0_7
14. DAMALAS, Christos. Understanding benefits and risks of pesticide use. *In: Scientific Research and Essays*. 2009. vol. 4 no. 10 p. 945-949.
15. DE OLIVEIRA, Renata, *et al.* Bee pollen as a bioindicator of environmental pesticide contamination. *In: Chemosphere*. 2016. vol. 163 p. 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.022>
16. DESNEUX, Nicolas, DECOURTYE, Axel y DELPUECH, Jean-Marie. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *In: Annual Review of Entomology*. 2007. vol. 52. p. 81–106. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091440>

17. DNP, DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018 "Todos por un nuevo país". Version para el congreso. Bogota, Colombia. p. 825. Disponible en: <https://colaboracion.dnp.govol.co/CDT/Prensa/PND%202014-2018%20Bases%20Final.pdf>
18. EIRI, Daren y NIEH, James. A nicotinic acetylcholine receptor agonist affects honey bee sucrose responsiveness and decreases waggle dancing. *In: The Journal of Experimental Biology*. 2012. vol. 215. p. 2022–2029. DOI: 10.1242/jeb.068718
19. FISCHER, Johannes *et al.* Neonicotinoids interfere with specific components of navigation in honeybees. *In: Plos One*. 2014. vol. 9. no. 3. p. e91364.
20. FOGEL, Marilina *et al.* Impact of the neonicotinoid acetamiprid on immature stages of the predator *Eriopsis connexa* (Coleoptera: Coccinellidae). *In: Ecotoxicology*. 2013. vol. 22. no. 6. p. 1063–1071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091364>
21. GARIBALDI, Lucas *et al.* 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *In: Science*. 2013. vol. 339 no. 6127 p. 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
22. GÉREZ, Natalia *et al.* Occurrence of pesticide residues in candies containing bee products. *In: Food Control*. 2017. vol. 72. p. 293–299
23. GILL, Richard; RAMOS-RODRIGUEZ, Oscar, RAINE, Nigel. Combined pesticide exposure severely affects individual-and colony-level traits in bees. *In: Nature*. 2012. vol. 491. p. 105–108. <https://doi.org/10.1038/nature11585>
24. GOULSON, Dave *et al.* Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *In: Science* 2015 vol. 347 no. 6229 p. 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
25. GREGORC, Ales y ELLIS, James. Cell death localization in situ in laboratory reared honey bee (*apis mellifera L.*) Larvae treated with pesticides. *In: Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2011. vol. 99. n.2. p. 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2010.12.005>
26. HANLEY, Nick *et al.* Measuring the economic value of pollination services: principles, evidence and knowledge gaps. *In: Ecosystem Services*. 2015. vol. 14. p. 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.013>
27. HERBERT, Lucila *et al.* Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *In: Journal of Experimental Biology*. 2014. vol. 217. no. 19. p. 3457–3464. <https://doi.org/10.1242/jeb.109520>
28. HLADIK, Michelle; VANDEVER Mark y SMALLING, Kelly. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *In: Science of the Total Environment*. 2016. vol. 542. p. 469–477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.077>
29. INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO - ICA, . Registros Nacionales, enero 15 de 2018. p. 122. Disponible en: <https://www.ica.gov.co/getdoc/d3612ebf-a5a6-4702-8d4b-8427c1cdaeb1/REGISTROS-NACIONALES-PQUA-15-04-09.aspx>.
30. INGRAM, Erin *et al.* Evaluating sub-lethal effects of orchard-applied pyrethroids using video-tracking software to quantify honey bee behaviors. *In: Chemosphere*. 2015. vol. 35. p. 272–277. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.022>
31. JOHNSON, Reed M *et al.* Review article pesticides and honey bee toxicity – USA. *In: Apidologie*. 2010. vol. 41. no. 3. p. 312–331. <https://doi.org/10.1051/apido/2010018>
32. JUAN-BORRÁS, Marisol; DOMENECH, Eva y ESCRICHE, Isabel. Mixture-risk-assessment of pesticide residues in retail polyfloral honey. *In: Food Control*. 2016. vol. 67. p. 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.02.051>
33. KLATT, Björn *et al.* Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceeding of the Royal Society*. 2013. vol. 281. p. 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.02.051>
34. KLEIN, Alexandra-Maria; STEFFAN-DEWENTER, Ingolf y TSCHARN-TKE, Teja. Bee pollination and fruit set of *Coffea arabica* and *C. canephora* (Rubiaceae). *In: American Journal of Botany*. 2003. vol. 90. no. 1. p. 153–157. <https://doi.org/10.3733/ajb.90.1.153>
35. KLEIN, Simon *et al.* Why bees are so vulnerable to environmental stressors. *In: Trends in Ecology and Evolution*. 2017. vol. 20. p. 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.12.009>
36. KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, Anikó *et al.* Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *In: Ecology Letters*. 2017. vol. 20 no. 5 p. 673–689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
37. KREMEN, Claire; WILLIAMS, Neal y THORP, Robbin. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *In: Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2002. vol. 99 no. 26 p. 16812–16816. <https://doi.org/10.1073/pnas.262413599>
38. LOSEY, John y VAUGHAN, Mace. The Economic value of ecological services provided by insects. *In: Bioscience Magazine*. 2006. vol. 56. no. 4. p. 311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
39. MAO, Wenfu; SCHULER, Mary y BERENBAUM, May. Disruption of quercetin metabolism by fungicide affects energy production in honey bees (*Apis mellifera*). *In: Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2017. vol. 114. p. 2538–2543. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614864114>
40. MC CABE, Sofia I. Biología del comportamiento en abejas recolectoras de néctar: un estudio comparado entre abejas melíponas y melíferas. Tesis doctoral. Buenos Aires. Universidad de Buenos Aires. 2010. p. 141.
41. MEIXNER, Marina *et al.* A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *In: Journal of Invertebrate Pathology*. 2010. vol. 103. p. S80–S95. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2009.06.011>
42. NATES-PARRA, Guiomar, PALACIOS, Eliana y PARRA, Alejandro. Efecto del cambio del paisaje en la estructura de la comunidad de abejas sin aguijón (*Hymenoptera: Apidae*) en Meta, Colombia. *En: Revista de Biología Tropical*. 2008. vol. 56 no. 3 p. 1295–1308. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5711>
43. ONDARZA-BENÉITEZ, M.A. Biopesticidas: tipos y aplicaciones en el control de plagas agrícolas. *In: Agroproductividad*. 2017. vol. 10 no. 3 p. 31–16.
44. PAREJA, Lucia *et al.* Detection of pesticides in active and depopulated beehives in Uruguay. *In: International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2011. vol. 8. p. 3844–3858. <https://doi.org/10.3390/ijerph8103844>
45. PORRINI, Claudio *et al.* Honey bees and bee products as monitors of the environmental contamination. *In: Apisacta*. 2003. vol. 38. no. 1. p. 63–70.
46. REHMAN, Shaheen *et al.* Chlorpyrifos-induced neuro-oxidative damage in bee. *In: Toxicology and Environmental Health Sciences*. 2012. vol. 4. no. 1. p. 30–36. <https://doi.org/10.1007/s13530-012-0114-9>
47. RIAÑO-JIMENEZ, Diego, y CURE, Jose Ricardo. Efecto letal agudo de los insecticidas en formulación comercial imidacloprid, spinosad y thiocyclam hidrogenoxalato en obreras de *Bombus atratus* (Hymenoptera: Apidae). *In: Revista de Biología Tropical* 2016. vol. 64 no. 4 p. 1737–1745.
48. RIEDL, Helmut *et al.* How to reduce bee poisoning from pesticides. Oregon: Oregon state University, 2006. p. 28.

49. ROCHA-ESTRADA, Jorge y GARCIA-CARREÑO, Fernando. Insecticidas clásicos y biopesticidas modernos: avances en el entendimiento de su mecanismo de acción. *In: BioTecnología*. 2008. Vol. 12. no. 1. p. 50–62.
50. RODRIGUEZ, Danny. Evaluación de la presencia de residuos de plaguicidas en miel de abejas provenientes de los departamentos de Boyacá, Cundinamarca, Magdalena y Santander. Bogotá. Tesis Maestría en Ciencias Química, Universidad Nacional de Colombia. 2011. p. 164.
51. ROJAS, César. Retos para la incorporación de la gestión integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los sectores productivos en Colombia. *In: Gestión y Ambiente*. 2015. vol. 18 no. 2 p. 109-120.
52. RUIZ-GUZMÁN, Javier Alonso *et al.* Cytogenetic damage in peripheral blood lymphocytes of children exposed to pesticides in agricultural areas of the department of Cordoba, Colombia. *In: Mutation Research* 2017. vol. 824 p. 25-31. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2017.10.002>
53. RUNDLÖF, Maj *et al.* Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *In: Nature* 2015 vol. 521 no. 7550 p. 77-80. <https://doi.org/10.1038/nature14420>
54. SÁNCHEZ-BAYO, Francisco *et al.* Are bee diseases linked to pesticides?—A brief review. *In: Environment International* 2016. vol. 89-90. p. 7–11. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.01.009>
55. SCHAAF, Alejandro. Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas. *In: Observatorio Medioambiental* 2015. vol. 18. p. 87-96. http://dx.doi.org/10.5209/rev_OBMD.2015.v18.51283
56. SCHNEIDER, M.I. *et al.* Impact of glyphosate on the development, fertility and demography of *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae): ecological approach. *In: Chemosphere*. 2009. vol. 76. no. 10. p. 1451–1455. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.06.003>
57. SCHREINEMACHERS, Pepijn y TIPRAQSA, Prasnee. Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle and low income countries. *In: Food Policy* 2012. vol. 37 no. 6 p. 616-626.
58. SILVINA, Niell *et al.* Neonicotinoids transference from the field to the hive by honey bees: towards a pesticide residues biomonitor. *In: Science of the Total Environment*. 2017. vol. 581. p. 25-31. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.011>
59. SIMON-DELSO, Noa *et al.* The challenges of predicting pesticide exposure of honey bees at landscape level. *In: Scientific Reports* 2017. vol. 7. no 1. p. 3801.
60. TOSI, Simone *et al.* Effects of a neonicotinoid pesticide on thermoregulation of african honey bees (*Apis mellifera scutellata*). *In: Journal of Insect Physiology*. 2016. vol. 93. p. 56–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.226>
61. URRUTIA, Gerard y BONFILL, Xavier. Prisma declaration: a proposal to improve the publication of systematic reviews and meta-analyses. *In: Medicina Clínica*. 2010. vol. 93-94. p. 56-63. <https://doi.org/10.1016/j.medcli.2010.01.015>
62. USDA, United States Department of Agriculture. Honey Bee Colonies. Report 2017 p. 20. Disponible en: <http://usda.mannlib.cornell.edu/usda/current/BeeColonies/BeeColonies-08-01-2017.pdf>
63. VARONA, Marcela *et al.* Evaluación de los efectos del glifosato y otros plaguicidas en la salud humana en zonas objeto del programa de erradicación de cultivos ilícitos. *In: Biomédica*. 2009. vol. 29 no 3 p. 456-475. <https://doi.org/10.15446/rsap.v18n4.52617>
64. VARONA, Marcela *et al.* Determinantes sociales de la intoxicación por plaguicidas entre cultivadores de arroz en Colombia. *En: Revista de Salud Pública*, 2016 vol. 18 no. 4 p. 617-629.
65. WANG, Quiang *et al.* Exploring poisonous mechanism of honeybee, *Apis mellifera* Pligustica Spinola, caused by pyrethroids. *In: Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2017. vol. 135. p. 1-8. <http://science.sciencemag.org/content/336/6079/351>
66. WHITEHORN, Penelope *et al.* Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *In: Science*. 2012. vol. 336. no. 6079. p 351–352 <https://doi.org/10.1242/jeb.083931>
67. WILLIAMSON, Sally y WRIGHT, Geraldine. Exposure to multiple cholinergic pesticides impairs olfactory learning and memory in honeybees. *In: The Journal of Experimental Biology*. 2013. vol. 216. no. 10. p. 1799–1807. <https://doi.org/10.1242/jeb.083931>
68. WU, Judy, ANELLI, Carol y SHEPPARD, Walter. Sub-lethal effects of pesticide residues in brood comb on worker honey bee (*Apis mellifera*) development and longevity. *In: Plos One*. 2011. vol. 6. no. 2. p. e14720. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014720>
69. ZAMUDIO, Adriana *et al.* Desarrollo y validación de un método multiresiduo para el análisis de plaguicidas en miel por UFLC-MS. *In: Revista Colombiana de Química* 2017. vol. 46 no. 2 p. 24-36. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim>