



RESEARCH ARTICLE



Residuality of imidacloprid in flowers of soursop (*Annona muricata* L.), papaya (*Carica papaya* Linnaeus) and Persian lemon (*Citrus X latifolia* Tanaka)

Residualidad del imidacloprid en flores de guanábana (*Annona muricata* L.), papaya (*Carica papaya* Linnaeus) y limón Persa (*Citrus X latifolia* Tanaka)

Juan Valente Megchun-García¹ ; Isabel Araceli Amaro-Espejo^{1*} ; María del Refugio Castañeda-Chávez¹ ; Paula Zúñiga-Ruíz¹ ; María de Lourdes Fernández-Peña¹ 

¹ Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río, km 12 Carretera Veracruz, Córdoba, Boca del Río, C.P. 94290. Veracruz, México.

* Corresponding author: isabelamaro@bdelrio.tecnm.mx (I. A. Amaro Espejo).

Received: 27 August 2025. Accepted: 6 April 2026. Published: 27 April 2026.

Abstract

The intensification of agriculture generates environmental pollution and affects the biodiversity of ecosystems. The use of imidacloprid is impacting the main natural pollinators of soursop, papaya, and lime crops. There are no records of the quantification and residual levels of imidacloprid in flowers, which is important for pollinating insects. The objective of this study was to determine the residual levels of imidacloprid in soursop, papaya, and Persian lime flowers in commercial, productive, and backyard orchards in central Veracruz, Mexico. Sampling was carried out in the tropical agroecosystem of central Veracruz, in the municipalities of Cotaxtla, Tlalixcoyan, and Medellín de Bravo; soursop flowers were sampled from backyard orchards, as well as open flowers in papaya and Persian lime orchards. For the determination and quantification of imidacloprid, the ELISA method was used with the imidacloprid detection kit. Concentrations in soursop flowers were 1.2 ng/ml, papaya 0.75 ng/ml, and Persian lime 0.65 ng/ml; high values of 0.85 ng/ml were found in flowers collected from orchards under conventional management. Imidacloprid concentrations in Persian lime, papaya, and soursop flowers pose a potential risk to natural pollinators. Exposure to imidacloprid can lead to mortality in the larvae and adults of species such as wild bees, which are important for crop production.

Keywords: Tropical fruit trees; neonicotinoids; contamination; pollinators; flowering.

Resumen

La intensificación de los cultivos genera contaminación ambiental y afectaciones a la biodiversidad de los ecosistemas. El uso del imidacloprid está afectando a los principales polinizadores naturales de los cultivos de guanábana, papaya y limón. No se tienen registros de la cuantificación y residualidad del imidacloprid en flor, importante para los insectos polinizadores. El objetivo de este estudio fue determinar la residualidad del imidacloprid en flores de guanábana, papaya y limón Persa, en huertas comerciales, productivas y de traspatio, de la zona centro de Veracruz, México. Se realizaron muestreos en el agroecosistema tropical del centro de Veracruz, en los municipios de Cotaxtla, Tlalixcoyan y Medellín de Bravo; se muestrearon flores de guanábana a nivel traspatio, flores abiertas en huertas de papaya y limón Persa. Para la determinación y cuantificación del imidacloprid, se utilizó el método de ELISA con el kit de detección de imidacloprid. Los resultados de las concentraciones en flores de guanábana fueron de 1,2 ng/ml, papaya con 0,75 ng/ml y 0,65 ng/ml para limón Persa; se encontraron valores altos de 0,85 ng/ml en flores colectadas en huertas con manejo convencional. Las concentraciones de imidacloprid en flores de limón Persa, papaya y guanábana son un riesgo potencial para los polinizadores naturales, en respuesta a la exposición del imidacloprid, misma que puede derivar en la mortalidad de las larvas y adultos de especies como las abejas silvestres, importantes para la producción de los cultivos.

Palabras clave: Frutales tropicales; neonicotinoides; contaminación; polinizadores; floración.

DOI: <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2026.033>

Cite this article:

Megchun-García, J. V., Amaro-Espejo, I. A., Castañeda-Chávez, M de R., Zúñiga-Ruíz, P., & Fernández-Peña, M de L. (2026). Residualidad del imidacloprid en flores de guanábana (*Annona muricata* L.), papaya (*Carica papaya* Linnaeus) y limón Persa (*Citrus X latifolia* Tanaka). *Scientia Agropecuaria*, 17(2), 471-480.

1. Introducción

En el panorama mundial del mercado de frutas tropicales, destacan las proyecciones a mediano plazo entre 2020 y 2029, con un crecimiento constante, donde las principales producciones provienen de la subsistencia y no comercial por pequeños productores que poseen parcelas agrícolas de cinco hectáreas; se estima que la producción mundial de papaya (*Carica papaya* Linnaeus) aumentará en un 2,1% anual (FAO, 2022). Respecto al limón (*Citrus limon*), hay una tendencia clara de un crecimiento constante en el año 2023, produciéndose un volumen de 10.1 millones de toneladas métricas; de esta cantidad, el 15% fue producido en la Unión Europea (Orús, 2024). Por su parte, el árbol de guanábana (*Annona muricata* L.) se distribuye en muchas regiones del planeta, principalmente en América Tropical y África central. Se estima que la demanda de frutos de guanábana y subproductos ha aumentado en los últimos 10 años, debido a su valor nutricional y medicinal de raíces, hojas, frutos y semillas (Da Silva et al., 2024). En la producción de frutas tropicales, es necesario que la floración de los cultivos sea exitosa; sin embargo, las prácticas agrícolas no sostenibles están impactando la conservación de la vida silvestre y la producción agrícola, debido a la transformación de hábitats por el uso desmedido de los plaguicidas, debido a que causan la mortalidad de los insectos polinizadores, ya que son muy sensibles a la acción de ciertos químicos fitosanitarios (Botías & Sánchez, 2018). Unas de las causas que originan el declive de los polinizadores nativos y silvestres es el cambio de uso de suelo, principalmente en ecosistemas antropizados, tendencia que se aumentará en las próximas décadas por el crecimiento de la población. Entre los cambios de uso de suelo, está la agricultura con el uso de insecticidas con efectos letales y subletales en los polinizadores, provocando mortalidad e intoxicación (Lázaro et al., 2018). Las poblaciones de polinizadores también están reguladas por la abundancia de recursos tróficos florales, la disponibilidad de ambientes de nidificación, depredadores, patógenos y los pesticidas (Miñarro et al., 2018).

Los efectos negativos para las abejas silvestres conllevan primero la abundancia y diversificación, anidamiento, comportamiento, crecimiento de la colonia y reproducción (Raine & Rundlöf, 2024); la polinización entomófila está actualmente amenazada por la escasez de polinizadores (Nicholson et al., 2024). También, es importante considerar el daño de los plaguicidas que causa a otros tipos de ecosistemas, como el recurso acuático y los organismos endémicos de las principales zonas donde

se realizan actividades agropecuarias, un ejemplo es: las relaciones que existe entre pesticidas y comunidades biológicas, que reflejan la capacidad/incapacidad de las especies de caracoles (*Physa acuta*) y hongos (*Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium* y *Trichoderma*. *Penicillium sp.* y *Aspergillus niger*) en el comensalismo con las concentraciones de plaguicidas (Abdel et al., 2025). De acuerdo con la EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria), el manejo de los neonicotinoides en el tratamiento de semillas y en el control de plagas en los frutales tropicales ha logrado un impacto negativo en el despoblamiento de las colmenas y en la muerte de las abejas melíferas, asociado principalmente al uso de imidacloprid, thiamethoxam y clothianidina (Megchun et al., 2019; Gómez, 2021). Los neonicotinoides son un grupo de insecticidas de acción sistémica, constituidos por los insecticidas imidacloprid, nitenpyram, acetamiprid, thiamethoxam, thiacloprid, clothianidin y dinotefuram (Megchun et al., 2024). Los principales daños que causan son riesgos ecológicos; la exposición a los neonicotinoides genera trastornos neurológicos y síntomas del sistema reproductivo en mamíferos. En los bebés se ha relacionado con riesgos elevados de anomalías congénicas, malformaciones y trastornos psiquiátricos, en madres embarazadas con riesgos de padecer defectos cardíacos congénitos (Li et al., 2025).

El imidacloprid es un insecticida comercializado por primera vez por Bayer CropScience en el año 1991, fue la primera molécula de la familia de los neonicotinoides, y fue de los productos más utilizados en la agricultura, con el 20% al 30% de su uso en el año 2016; desde el año 2000 se realizaron estudios sobre los posibles efectos negativos de los neonicotinoides en organismos no objetivos, por lo que la EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos), realizó algunas restricciones para proteger a las abejas y algunos polinizadores, por causa a la exposición de los neonicotinoides (Somogyvári et al., 2025). En China, en suelos rojos provenientes de pizarra arcillosa, se encontró que, en huertas de cítricos de 50 años, el imidacloprid disminuye el coeficiente de adsorción normalizado por carbono orgánico (Koc), por lo que la complejidad de la materia orgánica inducida (MOI) por envejecimiento redujo la eficacia de la adsorción más que en suelos con cítricos de 10 y 30 años (Chen et al., 2025). Asimismo, las exportaciones agrícolas en China de 2006 al 2021, ha disminuido en un 6.6%, por la estricta exigencia del más de 10% sobre los Límite Máximo de Residualidad (LMR) del imidacloprid, motivo que obstaculiza las exportaciones

agrícolas a los países del ASEAN (Asociación de Naciones del Sudeste Asiático), BRI (Iniciativa del Cinturón y la Ruta), EU (Unión Europea), OCDE (La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico), facilitando las exportaciones a los países del acuerdo entre los Estados Unidos-México-Canadá (Zhang, 2025). La FAO establece los LMR del imidacloprid para los frutos de cítricos de 1,0 mg/kg en el 2013, y para papaya no existe valor determinado, pero se pueden observar valores de otros grupos de neonicotinoides como el clothianidin con 0,01 mg/kg y del thiamethoxam de 0,01 mg/kg en el 2011 (FAO, 2025). En los Estados Unidos, la EPA menciona los LMR (Límite Máximo de Residualidad) del imidacloprid en frutos de papaya de 1 mg/kg, para la guanábana 0.3 mg/kg y 5 mg/kg para los cítricos (EPA, 2026). El imidacloprid se encuentra en aguas subterráneas y superficiales de todo el mundo; hoy existen estudios de degradación con el uso de UVC y luz UVA en combinación con dióxido de titanio (fotocalizador TiO₂ P₂₅) (Voigt et al., 2022). Por lo anterior, es importante conocer la residualidad del imidacloprid en la flor de los frutales tropicales, y conocer el riesgo que existe para las abejas y los polinizadores asociados a la floración de los cultivos. Actualmente, no se tiene registro sobre el imidacloprid y los daños que causan a los insectos benéficos y polinizadores naturales asociados a los frutales tropicales de importancia comercial como

la papaya, limón persa y guanábana; además, que es muy utilizado en las diferentes etapas fenológicas de los cultivos para el control de las principales plagas que afectan el desarrollo y la producción de los cultivos, por lo que se desconoce la residualidad por el uso desmedido del imidacloprid y su impacto ecológico (Megchun et al., 2025).

El objetivo de esta investigación fue determinar la residualidad del imidacloprid en flores de guanábana, papaya y limón Persa, en huertas comerciales productivas y de traspatio, de la zona centro de Veracruz, México.

2. Metodología

El estudio se realizó en el municipio de Cotaxtla, y algunas localidades de los municipios, Tlaxicoyan y Medellín de Bravo, del estado de Veracruz, México (Figura 1). Para realizar el muestreo se realizó un transecto y con el recorrido técnico se identificaron las parcelas agrícolas de papaya, limón Persa y guanábana, esta última a nivel de traspatio de algunas casas habitación dentro del agroecosistema tropical del centro de Veracruz. Las localidades que se muestrearon fueron La Esmeralda, El Copital, El Diamante, Mata Tambor, El Palmarillo, Los bajos de Tlachiconal, La Colonia Ejidal y la localidad conocida como El Avión. Para claridad de la metodología seguida en el presente estudio, se muestra la Figura 2.

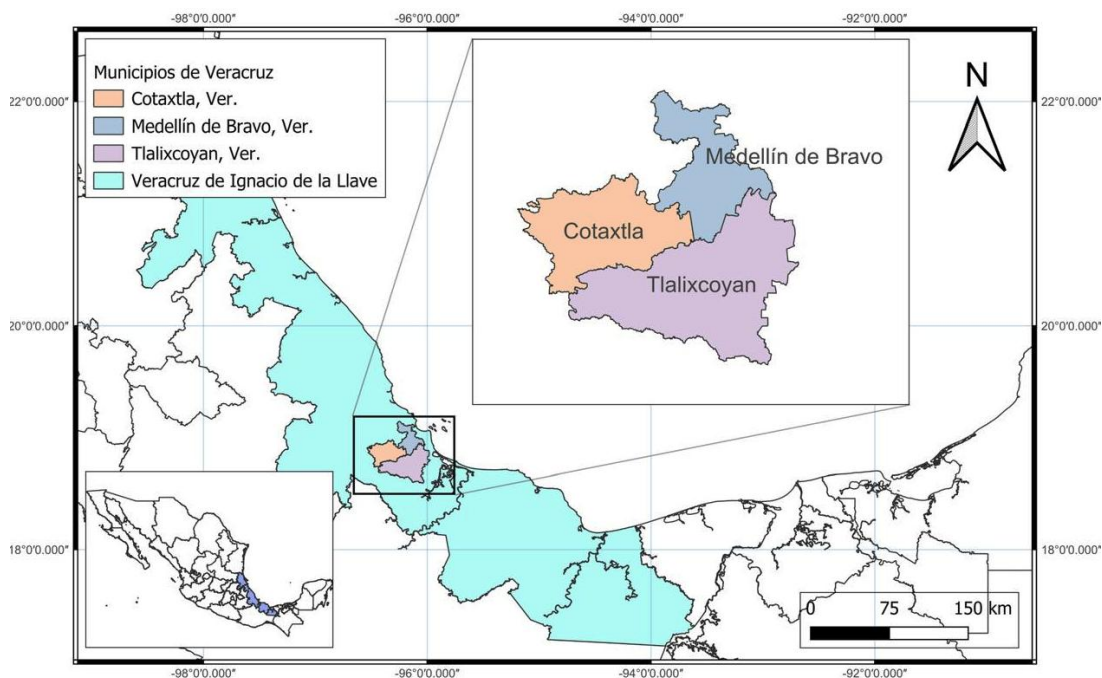


Figura 1. Localización de los municipios de Cotaxtla, Medellín de Bravo, Tlaxicoyan, de la zona centro de Veracruz, México.

En el muestreo se seleccionaron árboles en floración; se revisaron huertas en etapa de floración entre febrero y octubre del 2024. Para el muestreo de la flor se utilizó el método de muestreo de cinco de oros, seleccionando cinco árboles por punto de muestreo, colectando las flores en los cuatro puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), la muestra fue tomada en la parte media de la copa del árbol. La muestra fue colectada con guantes de látex, depositando la flor abierta de guanábana, papaya y limón "Persa" en bolsas de calidad alimenticia (ziploc), las muestras se depositaron en una hilera, conservándolas con bolsas refrigerantes, para el traslado al Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río. La flor fue conservada en congelación a una temperatura de -20 °C en el laboratorio hasta su análisis.

En el muestreo de las flores se registró la lectura de la temperatura ambiente (°C), la temperatura de la flor (°C) y la humedad relativa (%) (Tabla 1). Para la lectura de los parámetros climáticos se usaron equipos portátiles (termómetro láser infrarrojo industrial, medidor portátil de temperatura y humedad relativa); la medición se realizó en el momento de la apertura floral, en la etapa de la floración de los frutales tropicales.

Para la detección y cuantificación de la molécula de imidacloprid se empleó la técnica de ELISA y para ello se utilizó el kit de detección de imidacloprid marca Abraxis®. La importancia de utilizar los

ensayos inmunoabsorbentes ligados a enzimas (LISA), para el análisis de los plaguicidas, es porque es un procedimiento analítico rápido, económico y seguro (López et al., 2020). La preparación de las muestras y reactivos se realizó de acuerdo con lo establecido por el proveedor del kit de ELISA.

Preparación y extracción de la muestra

Se realizó la limpieza y esterilización de los materiales de laboratorio. Los morteros y los pistilos se lavaron con agua corriente, hexano y agua destilada; las pipetas, puntas de micropipetas, tubos de microcentrífuga (tubos Eppendorf) y los tubos de ensayo fueron esterilizados. Para el secado de las muestras de la flor, estas se descongelaron a temperatura ambiente por 72 h. Una vez secadas las muestras, se pesó 5 g de cada muestra y se colocó en tubos de ensayo, previamente etiquetados. Con la ayuda de una pipeta, se agregó 10 ml de agua desionizada a cada una de las muestras, se cubrió con papel parafilm y se agitó durante 10 minutos en el rotador a 40 rpm. Se dejaron reposar por 20 minutos para obtener la solución de extracto. Posteriormente, se transfirió 1,5 ml del sobrenadante de la solución de extracto de cada muestra a tubos Eppendorf y se centrifugaron durante 10 minutos a 8824 xg. Finalmente, en un tubo Eppendorf nuevo se colocaron 800 µL de diluyente de imidacloprid y se le agregó 200 µL del extracto sobrenadante, se agitó y se dejaron listos para su análisis.



Figura 2. Esquema procedimental seguido en el presente estudio.

Tabla 1
Medias de la temperatura ambiental (°C), de la flor (°C), y la humedad relativa (%)

Frutales tropicales	Temperatura máxima (°C)	Temperatura de la flor (°C)	Humedad relativa (%)	Error estándar
Guanábana	31,49	31,75	74,33	1,645
Papaya	36,08	36,89	49,57	1,645
Limón Persa	36,18	33,14	46,81	1,645

Análisis de la muestra en el kit ELISA

Para la detección de imidacloprid se utilizó la placa de microtitulación que consta de 96 pocillos. Para ello, junto con los estándares (0,075; 0,15; 0,30; 0,60; 1,2 ng/mL) y reactivos del kit de ELISA, se sacaron las muestras de la refrigeración y se dejaron hasta alcanzar la temperatura ambiente. En primer lugar, se adicionaron 50 μ L de la solución buffer en cada pocillo de la placa; seguido de ello, se agregaron 50 μ L del control de calidad, estándares y los extractos de las muestras en los pocillos correspondientes por duplicado. Posteriormente, se añadieron 50 μ L del conjugado enzimático en cada pocillo, y la placa fue cubierta con cinta parafilm, el contenido de cada uno fue homogeneizado mediante movimientos circulares durante 30 segundos y se dejó incubar a temperatura ambiente durante 60 minutos. Al finalizar la incubación, se retiró la cubierta de parafilm y se decantó el contenido de los pocillos en un recipiente. La placa se secó invirtiéndola sobre toallas de papel absorbente y se realizaron tres repeticiones de lavado. Finalmente, se adicionó 150 μ L de la solución de sustrato (color), cuya finalidad es detectar la presencia de imidacloprid. La placa fue cubierta nuevamente con parafilm y mezclada con movimiento circular suave durante 30 segundos y se dejó incubar a temperatura ambiente durante 25 minutos y protegida de la luz. Pasado el tiempo de incubación, la reacción se detuvo agregando 100 μ L de solución de sustrato cromogénico (TMB) y la intensidad de color (absorbancia) fue medida a 450 nm utilizando un sistema de lector de placas de microtitulación modelo 4303 marca eurofins Abraxis®.

Las curvas de calibración fueron establecidas con las soluciones estándares utilizadas. Para realizar la calibración del equipo, se obtuvo la regresión lineal para determinar la relación existente entre los valores de absorbancia y las concentraciones de imidacloprid en las muestras analizadas. Las concentraciones de imidacloprid inferiores al límite de detección (0,075 ng/mL) fueron consideradas como no detectables o por abajo del LD, mientras que los valores por arriba del último estándar considerado límite de cuantificación (1,2 ng/mL) se tomaron como concentraciones no cuantificables o concentraciones por arriba del LC.

El análisis estadístico de las concentraciones del imidacloprid se realizó con el paquete estadístico Statistica versión 7, con análisis paramétricos (ANOVA) y no paramétricos de Kruskal-Wallis, para comparar las medias de dos o tres grupos independientes. Con el error estándar de 1,645, que actúa como un umbral de decisión para los rangos, en un

nivel de confianza del 95%. Para la proyección de riesgo se utilizó el programa de QGIS 4.0, y los valores de las concentraciones de imidacloprid.

3. Resultados y discusión

En la **Figura 3** se observa que las concentraciones de imidacloprid, con valores altos en flores de guanábana fue $>1,0$ ng/ml, superiores estadísticamente a las concentraciones de imidacloprid en limón Persa de $\geq 0,6$ ng/ml; en las flores de guanábana regularmente establecidas en solares, no se realizan aplicaciones de insecticidas sintéticos, caso contrario a la intensificación del manejo del cultivo de limón Persa y papaya, por lo que estas concentraciones deberían ser respuesta de la contaminación por exposición a los plaguicidas que existe de las parcelas agrícolas a las casas habitación presentes dentro del agroecosistema, proveniente de diferentes rutas como el escurrimiento superficial y la volatilización. Se sabe que el imidacloprid es persistente en plantas, y puede volatizarse a la atmósfera, ya que su intensificación en el uso agrícola es causa de su alta eficiencia en el control de plagas; la persistencia del imidacloprid en el medio ambiente es un riesgo para los organismos no objetivos como las abejas y algunas aves polinizadoras (Fouad et al., 2024). Por otra parte, evaluaciones del imidacloprid demuestran que las pulverizaciones en naranja (*Citrus sinensis* variedad Navel) con la dosis de 125 ml/100 L de agua, en el control de ácaros marrón de los cítricos (*Eutetranychus Orientalis*), afecta a los ácaros depredadores tales como *Euseius scutalis*, *Amblyseis swirskii*, *Phytoseiulus permilis* (Acari: Phytoseiidae), por lo que no se recomienda en programas de Manejo Integrado de Plagas (MIP) de los cítricos en general (Al Dhafar et al., 2024).

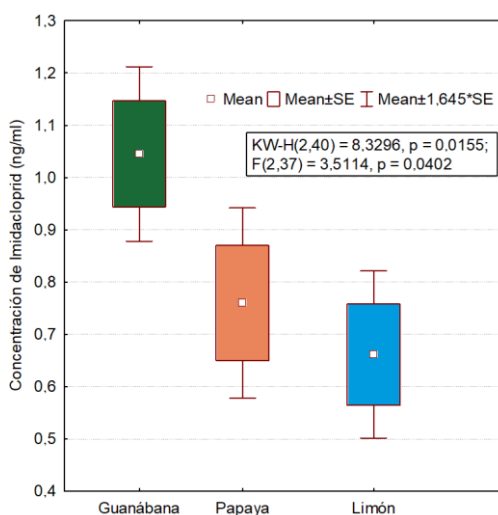


Figura 3. Residualidad del imidacloprid en flores de guanábana, papaya y limón Persa.

Existen pocos estudios sobre niveles de residuos en flor de frutales tropicales, actualmente estudios recientes sobre análisis toxicológicos en productos de cultivos de colza (*Brassica napus* subsp. *napus*) y girasol (*Helianthus annuus*) bajo diversas prácticas agrícolas en Rumania, reportan la cuantificación de concentraciones de medias de neonicotinoides y otros plaguicidas, con valores de 0,032 mg/kg en miel, 0,061 mg/kg en polen, 0,167 mg/kg en abejas y 0,0371 mg/kg en cría de abejas (Bodescu et al., 2025).

Al analizar las concentraciones del insecticida imidacloprid en flores (Figura 4), por sistema de producción, se observó que las flores colectadas en el sistema de producción convencional ($\geq 0,8$ ng/ml), fueron superiores estadísticamente a las concentraciones del imidacloprid en huertas con manejo orgánico y de traspatio; la residualidad a nivel de traspatio fue con valores $\geq 0,6$ ng/ml en flores de árboles, en huertas manejadas orgánicamente se observó concentraciones de imidacloprid, esto podría deberse a la migración del insecticida imidacloprid proveniente de las parcelas vecinas a través del suelo y agua, translocándose de la zona radicular al dosel de los árboles, principalmente de huertas con aspersiones continuas de neonicotinoides.

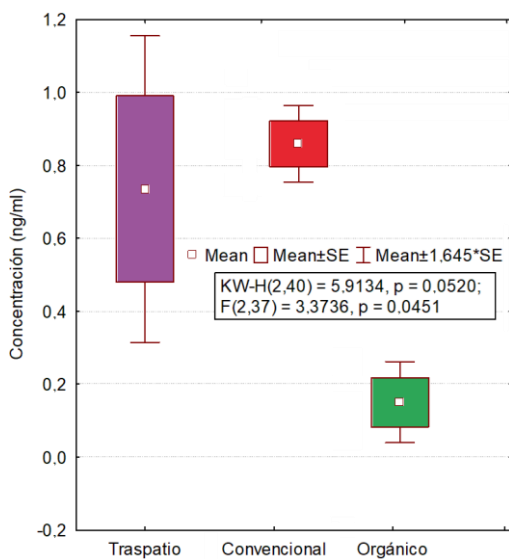


Figura 4. Residualidad del imidacloprid en flores colectadas en diferentes sistemas de producción de frutales tropicales.

Estudios demuestran que las características del suelo influyen en la absorción de los plaguicidas del suelo, en este sentido la materia orgánica, los minerales del suelo, los microorganismos del suelo, el contenido del agua y el pH del suelo; es decir suelos con alto contenido orgánico y alto contenido de arcilla la absorción es alta, además, la composición química de la materia orgánica afecta la capacidad

de adsorción del suelo, por el contenido de sustancias húmicas y no húmicas (Rasool et al., 2022; Uthman et al., 2024). Por lo que, la residualidad del imidacloprid en huertos de traspatio podría deberse a factores edafoclimáticos que propician la migración, además, estudios de investigación mencionan que los neonicotinoides como el imidacloprid, clotianidina, thiamethoxam, fueron prohibidos parcialmente por EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria), por el daño que causan a las abejas melíferas, y abejorros, ya que se demostró la residualidad en el polen, néctar, y hojas de las plantas que no son cultivos (malas hierbas) que colindan con los campos agrícolas (Zhang et al., 2023).

Para las concentraciones de imidacloprid obtenidas por localidad, los valores altos de 1,2 ng/ml fueron estadísticamente significativo para las flores colectadas en El Palmarillo, La Colonia ejidal, del municipio de Cotaxtla, Veracruz, y la localidad El Avión, del municipio de Tlalixcoyan, Veracruz, con huertas cercanas al río Cotaxtla, Veracruz (Figura 5). Las concentraciones encontradas en la flor de los frutales son un riesgo potencial para los insectos no objetivos. Un estudio sobre *Drosophila melanogaster* reveló en el análisis transcriptómico el impacto de las exposiciones al imidacloprid a dosis bajas, en varios genes implicados en la respuesta inmunitaria otros estudios señalan efectos adversos de la exposición a insecticidas en el sistema inmunitario de los insectos no objetivos.

Se sabe que el imidacloprid provoca estrés oxidativo en *Apis mellifera*, ya que son particularmente sensibles, además, que *A. mellifera* tienen una capacidad reducida para metabolizar el imidacloprid (Martelli et al., 2020). Es importante considerar que un parámetro importante que influye en la tasa de biotransformación del plaguicida es la concentración, es decir la disminución de la concentración residual del plaguicida, es proporcional a la disminución de la tasa de degradación (DT_{50}), además, que las altas concentraciones tienen efectos tóxicos y provocan inhibición enzimática en los microorganismos, respecto al imidacloprid la persistencia y la tasa de degradación son altamente dependientes del tipo de suelo y de las enmiendas orgánicas las cuales pueden acelerar su desaparición mediante la actividad enzimática microbiana (Rasool et al., 2022).

Proyección de riesgo Imidacloprid

En el mapa se presentan la proyección de riesgo del imidacloprid en flores de guanábana, en huertos de traspatio de Cotaxtla y Medellín, con rangos de 0,007 a 1,2 ng/ml (Figura 6). Respecto a las huertas de papaya, se encontró que están establecidas en

el área Tlalixcoyan y Cotaxtla, en zonas agrícolas con el riesgo de alta bioacumulación del imidacloprid; además, presentan valores superiores a 1,2 ng/ml, y las huertas de limón Persa se encuentran distribuidas en el municipio de Cotaxtla, acumulando concentraciones de 1,2 ng/ml de imidacloprid en flores abiertas. Por lo que la concentración del imidacloprid en las flores estará en función de la capacidad de absorción y desorción de los árboles en la presencia del imidacloprid en el ambiente, suelo y agua. Actualmente, en los EE.UU., la exposición tóxica potencial de los insectos polinizadores a insecticidas ha aumentado en los últimos 26 años, a pesar de que últimamente el uso de los insecticidas ha cambiado e incluso cuando las cantidades aplicadas han disminuido (Zaller et al., 2022).

Estudios sobre la exposición de las colonias de *Bombus terrestris* a neonicotinoides de clotianidina e imidacloprid demostraron que la exposición afecta más a las obreras que a las reinas; además, se encontró cómo el perfil transcriptómico de RNA-Seq puede proporcionar información detallada sobre los mecanismos de toxicidad de los pesticidas en los insectos polinizadores (Colgan et al., 2019). Estudios recientes mencionan que la exposición de las abejas melíferas al imidacloprid puede interferir con vías clave de señalización inmunitaria como NF-κB, reduciendo las defensas antivirales y promoviendo la replicación viral; consecuentemente, las

abejas melíferas ya albergan infecciones encubiertas, lo que genera un impacto patógeno en ciertas condiciones. Los abejorros han presentado efectos similares a la exposición a altas dosis de imidacloprid, alterando las respuestas inmunitarias humorales y la actividad de la fenoloxidasasa (Ahsan et al., 2025). La FAO reporta el límite máximo de residuo o tolerancia (LMR) permitido para los frutos de cítricos de 1 mg/kg de imidacloprid, y para la pulpa de cítricos de 10 mg/kg. En el caso de los frutos de papaya y guanábana, no hay reportes (FAO, 2023). La contaminación por neonicotinoides puede causar la mortalidad de larvas y adultos de los polinizadores, y a su vez, puede debilitar la población. Por lo tanto, es necesario utilizar estrategias de mitigación, como el manejo integrado de plagas (MIP), reformas regulatorias y adopción de biopesticidas (Ahsan et al., 2025).

Mapa conceptual

En la Figura 7 se presenta un esquema de la movilidad del imidacloprid en la zona centro del estado de Veracruz, México. Representa el proceso desde el manejo del imidacloprid en los frutales tropicales con la aplicación de maquinaria en sus formas de aplicación vía drench al suelo y foliar, el cual representa un riesgo para las abejas melíferas e insectos benéficos presentes en la floración de la guanábana, papaya y limón Persa.

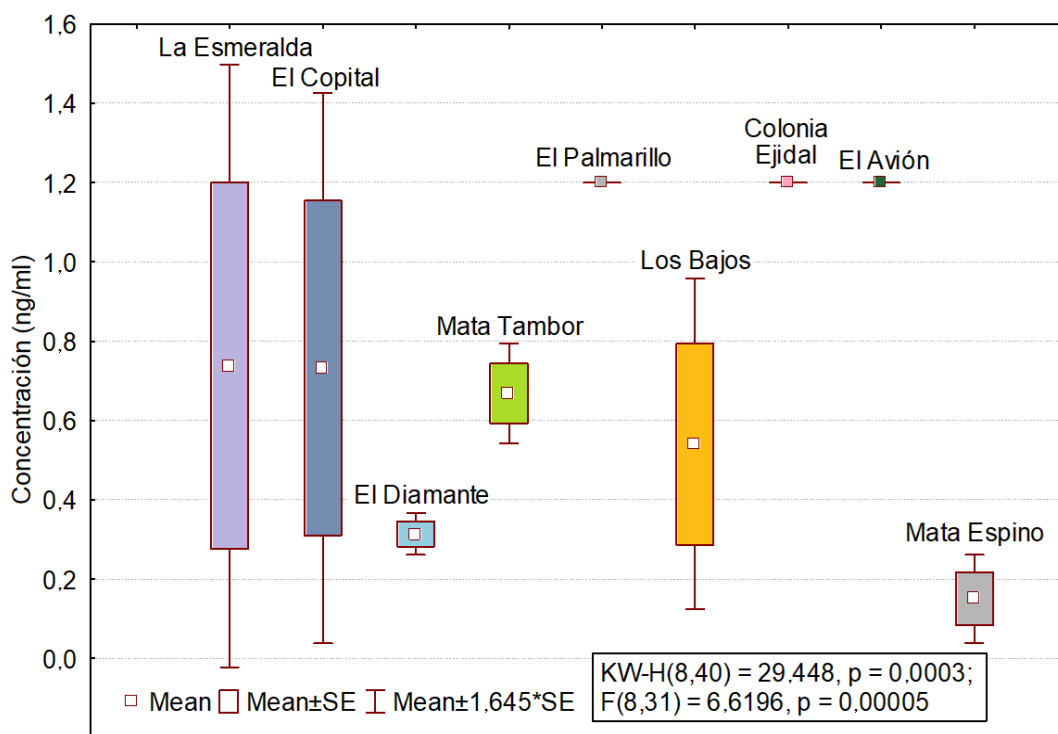


Figura 5. Residualidad del imidacloprid en las diferentes las localidades de Cotaxtla, Medellín de Bravo y Tlalixcoyan, Veracruz, México.

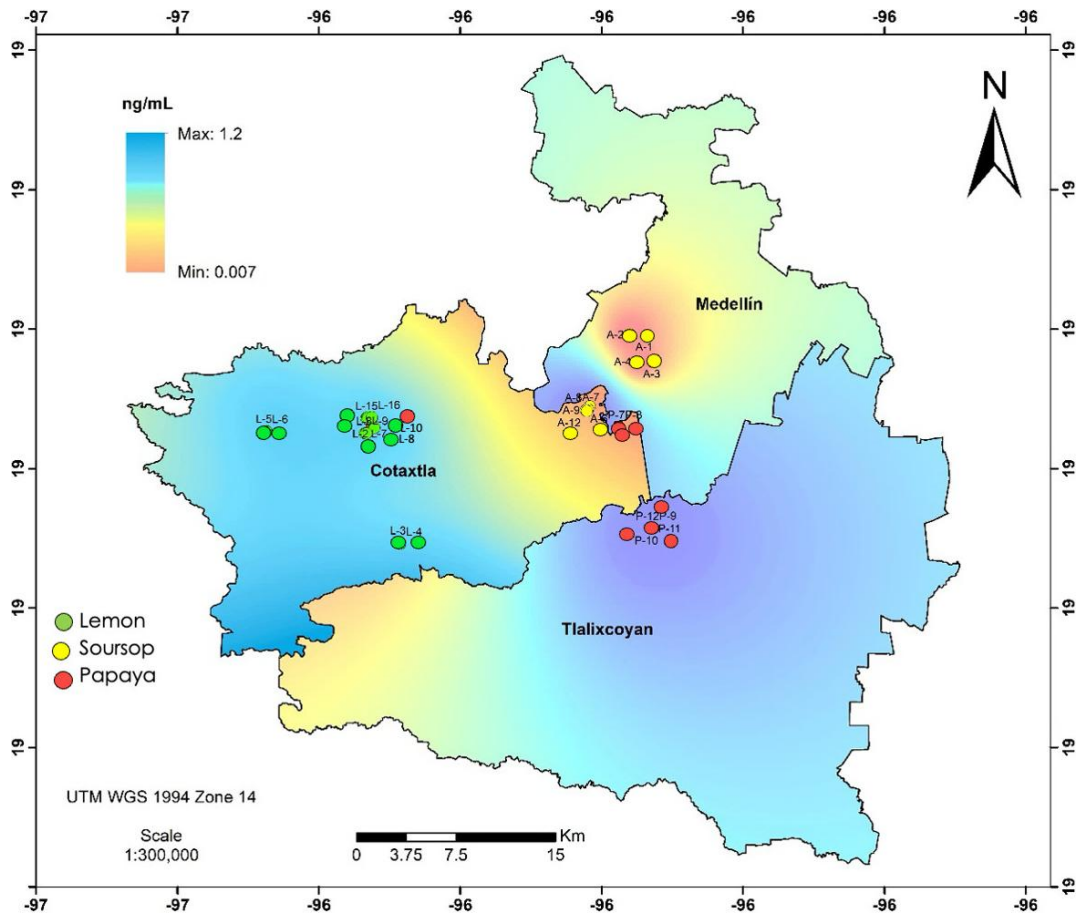


Figura 6. Proyección del riesgo del imidacloprid en flores de limón Persa, guanábana y papaya en los municipios de, Cotaxtla, Medellín de Bravo, Talixcoyan, Veracruz, México.

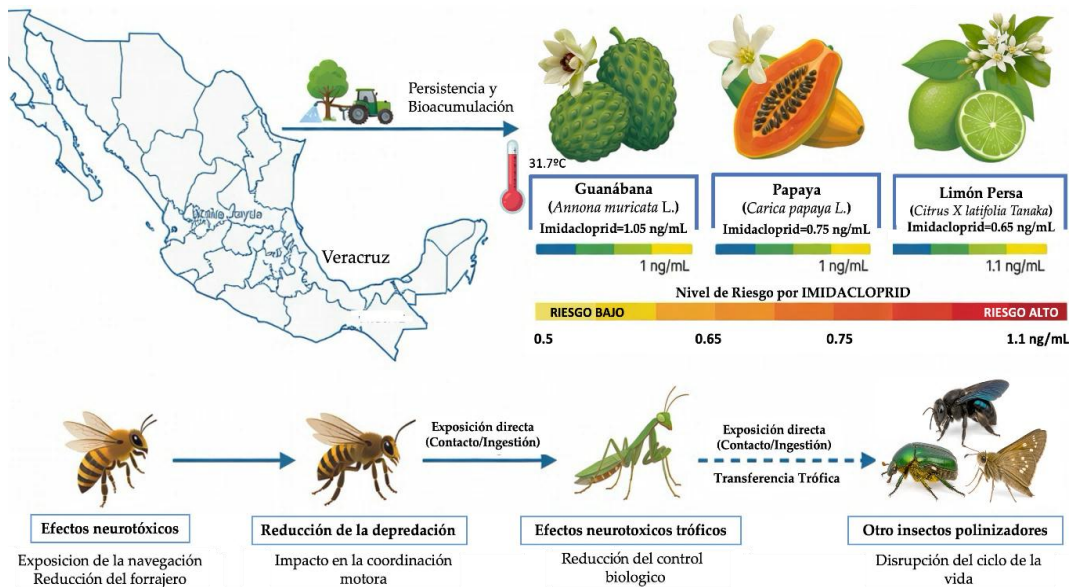


Figura 7. Movilidad del imidacloprid en huertas de guanábana (*Annona muricata* L.), papaya (*Carica papaya* Linnaeus) y limón Persa (*Citrus X latifolia* Tanaka) en la zona centro de Veracruz, México.

De acuerdo con los resultados registrados, la temperatura es un factor importante en la movilidad del imidacloprid, ya que puede influir en la exposición y la mortalidad de los insectos polinizadores. El imidacloprid es conocido por su alta toxicidad aguda en las abejas melíferas con una DL₅₀ oral de 3,7 a 40 ng/abeja (Chen et al., 2021). Por lo que la interacción entre la temperatura y la residualidad sugiere que la papaya (36,8 °C) presenta la temperatura floral más alta; existe dos posibles escenarios ecológicos. Primero, la aceleración del metabolismo de la planta, por lo que una mayor temperatura podría aumentar la tasa de transpiración y, por ende, el flujo xilemático de imidacloprid hacia la flor, pero también podría acelerar su degradación metabólica dentro del tejido vegetal (Calvo-Agudo et al., 2019). Según en el comportamiento del insecto, la temperatura de 36,8 °C puede estar cerca del límite superior de forrajeo activo para algunas especies de abejas nativas (Naumchik & Youngsteadt, 2023). Asimismo, podría reducir el tiempo de exposición directa en comparación con la guanábana (31,7 °C), donde la temperatura es óptima para la visita de insectos. En el impacto en la red trófica (Mantis y Avispas), el imidacloprid no solo afecta a las especies de los polinizadores, sino también a las especies benéficas que actúan como depredadores naturales en la cadena trófica (Frank & Tooker, 2020).

4. Conclusiones

Se encontró residualidad de imidacloprid en flores de limón Persa, papaya y guanábana, las concentraciones de imidacloprid en guanábana responden a un proceso de contaminación ambiental por la intensificación de los cultivos de frutales de limón Persa y papaya, que se establecen en la zona centro de Veracruz. También, se observó concentraciones de imidacloprid en huertas manejadas orgánicamente con el cultivo de limón Persa, ante esta situación existe el riesgo de la mortalidad de los insectos polinizadores y benéficos, que están asociados en la etapa de floración, por la exposición al imidacloprid contribuyendo al declive de las poblaciones de las abejas polinizadoras.

Con los hallazgos obtenidos de esta investigación, sugerimos el manejo racional y bajas dosis puntuales de los insecticidas químicos en el Manejo Integrado de Plagas (MIP) de los cultivos de frutales tropicales de guanábana, papaya y limón Persa, sin superar los límites máximo de residualidad establecidos por las normas internacionales. Además, se puede adoptar como una estrategia de control sustentable para las plagas, el uso de insecticidas de

origen botánico, biológicos, o insecticidas de menor impacto ambiental.

Conflictos de interés

Los autores declaramos que no tenemos ningún conflicto de interés.

Contribuciones de los autores

J. V. Megchún-García: Metodología, Escritura. **I. A. Amaro-Espejo:** Investigación, supervisión. **M. del R. Castañeda-Chávez:** Adquisición, metodología. **P. Zúñiga-Ruiz:** Revisión, investigación. **M. de L. Fernández-Peña:** Análisis formal, edición.

ORCID

J. V. Megchun-García  <https://orcid.org/0000-0002-2902-8088>
 A. Amaro-Espejo  <https://orcid.org/0000-0002-7115-5486>
 M. R. Castañeda-Chávez  <https://orcid.org/0000-0002-9209-0431>
 P. Zúñiga-Ruiz  <https://orcid.org/0000-0003-1843-6104>
 M. de L. Fernández-Peña  <https://orcid.org/0000-0002-5144-9786>

Referencias bibliográficas

- Abdel, M. A., Abd El-H., R. M., & Sayed, S. S. M. (2025). Biological diversity associated with pesticides residues in certain Egyptian watercourses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *88*, 419–436. <https://doi.org/10.1007/s00244-025-01129-6>
- Ahsan, Z., Wu, Z., Lin, Z., Ji, T., & Wang, K. (2025). Efectos subletales de los neonicotinoides en las abejas. *Biology*, *14*(8), 1076. <https://doi.org/10.3390/biology14081076>
- Al Dhafar, Z. M., Abdel, R. M. A. A., Osman, M. A., & Sweelam, M. E. (2024). Efficacy of selected pesticides on citrus brown mite, *Eutetranychus orientalis* (Acari: Tetranychidae) and the side effects on three predatory mites under citrus orchard conditions. *Brazilian Journal of Biology*, *84*, e282436. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.282436>
- Bodescu, D., Fătu, V., Șapcaliu, A., Bădic, E. L., Zaharia, R., Tăpăloagă, D., Robu, A.-D., & Moraru, R.-A. (2025). Análisis comparativo de residuos de pesticidas en productos de colmena de colza (*Brassica napus* subsp. *napus*) y girasol (*Helianthus annuus*) bajo diversas prácticas agrícolas en Rumanía durante las temporadas apícolas 2020-2021. *Agriculture*, *15*(15), 1648. <https://doi.org/10.3390/agriculture15151648>
- Botías, C., & Sánchez, B. F. (2018). Papel de los plaguicidas en la pérdida de los polinizadores. *Ecosistemas*, *27*(2), 34–41. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1314>
- Calvo-Agudo, M., González-Cabrera, J., Picó, Y., Urbaneja-Bernat, P., Jacas, J. A., Dolk, M., & Urbaneja, A. (2019). Neonicotinoides in excretion product of phloem-feeding insects kill beneficial insects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *116*(39), 19656–19661. <https://doi.org/10.1073/pnas.1904298116>
- Chen, J., Zhang, Y., Guo, Y., Jiang, K., Li, D., & Zheng, T. (2025). Interacciones moleculares diferenciales del imidacloprid con materia orgánica disuelta en suelos cítricos con diversas edades de siembra. *Agriculture*, *15*(9), 997. <https://doi.org/10.3390/agriculture15090997>
- Chen, Y.-R., Tzeng, D. T. W., & Yang, E.-C. (2021). Efectos crónicos del imidacloprid en el desarrollo de las abejas obreras: perspectivas de las vías moleculares. *International Journal of Molecular Sciences*, *22*(21), 11835. <https://doi.org/10.3390/ijms222111835>
- Colgan, T. J., Fletcher, I. K., Arce, A. N., Gill, R. J., Ramos, R. A., Stolle, E., Chittka, L., & Wurm, Y. (2019). Caste- and pesticide-specific effects of neonicotinoid pesticide exposure on gene expression in bumblebees. *Molecular Ecology*, *28*(8), 1848–1863. <https://doi.org/10.1111/mec.15047>

- Da Silva Sá, F. V., Torres, S. B., Oliveira, F. d. C. d., Santos, A. S. d., Souza, A. A. T., Pereira, K. T. O., Peixoto, T. D. C., de Andrade Silva, L., Moreira, R. C. L., Paiva, E. P. d., Almeida, H. A. d., Melo, A. S. d., Ferreira Neto, M., Fernández, P. D., & Dias, N. d. S. (2024). Ecolofisiología de plántulas de guanábana regadas con efluentes de piscicultura bajo dosis de NPK. *Sustainability*, 16(11), 4674. <https://doi.org/10.3390/su16114674>
- Environmental Protection Agency. (2026). *Code of Federal Regulations* (40 CFR 180.472). <https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-E/part-180/subpart-C/section-180.472>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *Pesticide residues in food: Imidacloprid*. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/pesticide-detail/en/?p_id=206
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2023). *Pesticide residues in food: Imidacloprid*. Recuperado el 24 de octubre de 2024, de https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/pesticide-detail/en/?p_id=206
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2025). *Codex pesticide residues database: Commodities*. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/commodities-detail/en/?c_id=135
- Fouad, M. R., & Abdel-Raheem, S. A. A. (2024). Panorama general del destino y el comportamiento del imidacloprid en entornos agrícolas. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 61345–61355. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35178-6>
- Frank, S. D., & Tooker, J. F. (2020). Neonicotinoids pose undocumented threats to food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(38), 23572–23574. <https://doi.org/10.1073/pnas.2017221117>
- Gómez, M. L. D. (2021). Abejas y otros insectos frente al uso indiscriminado de neonicotinoides y fipronil en Colombia. Comentarios a la sentencia del 12 de diciembre de 2019 del Tribunal Administrativo de Cundinamarca. *DA. Derecho Animal (Forum of Animal Law Studies)*, 12(2). <https://doi.org/10.5565/rev/da.57>
- Lázaro, A., & Tur, C. (2018). Los cambios de uso de suelo como responsables del declive de polinizadores. *Ecosistemas*, 27(2), 23–33. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1378>
- Li, K., Fu, M., Lei, B., Shen, X., Zhang, X., Xu, J., & Zhang, X. (2025). Características de los neonicotinoides en el calostro de Shanghai, China (2007-2019): niveles de concentración, tendencias temporales y riesgo potencial para la salud. *Toxics*, 13(5), 366. <https://doi.org/10.3390/toxics13050366>
- López, D. E., Houbraken, M., Gil, U. Z., Romero, R. O., Du, L. G., & Spanoghe, P. (2020). ELISA, a feasible technique to monitor organophosphate, carbamate, and pyrethroid residues in local vegetables: Cuban case study. *SN Applied Sciences*, 2, 1487. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03303-y>
- Martelli, F., Zhogyuan, Z., Wang, J., Wong, C., Karagas, N. E., Roessner, U., Rupasinghe, T., Venkatchalam, K., Perry, T., Bellen, H. J., & Batterham, P. (2020). Low doses of the neonicotinoid insecticide imidacloprid induce ROS triggering neurological and metabolic impairments in *Drosophila*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(41), 25840–25850. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011828117>
- Megchun, G. J. V., Castañeda, C. Ma. del R., Rodríguez, L. D. A., Murguía, G. J., Lango, R. F., & Leyva, O. O. R. (2019). Impact of thiamethoxam in papaya cultivation (*Carica papaya* Linnaeus) in rotation with watermelon (*Citrullus lanatus*) crops. *Agriculture*, 9(6), 129. <https://doi.org/10.3390/agriculture9060129>
- Megchun, G. J. V., Castañeda, C. Ma. del R., Rodríguez, L. D. A., Lango, R. F., & Amaro, E. I. A. (2024). Thiamethoxam residuality in papaya plant and fruit (*Carica papaya* Linnaeus) cultivated in rotation with watermelon (*Citrullus lanatus*). *Enfoque UTE*, 15(3), 18–24. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.1037>
- Megchun, G. J. V., Amaro, E. I. A., Zuñiga, R. P., & Castañeda, C. Ma. del R. (2025). Perception of the use of neonicotinoids, spinosad, and nereistoxin in insects pollinating papaya (*Carica papaya* Linnaeus), persian lemon (*Citrus × latifolia* Tanaka), and soursop (*Annona muricata* L.) in Veracruz, Mexico. *Agrociencia*, 59(7), 1–12. <https://doi.org/10.47163/agrociencia.v59i7.3513>
- 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. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1394>
- Naumchik, M., & Youngsteadt, E. (2023). Larger pollen loads increase risk of heat stress in foraging bumblebees. *Biology Letters*, 19(5), 20220581. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0581>
- Nicholson, C. C., Knapp, J., Kiljanek, T., Lüdicke, L., Albrecht, M., Bartomeus, I., & Woodcock, B. A. (2024). Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature*, 628, 355–358. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3>
- Orús, A. (2024). *Principales países productores de limones y limas en el mundo en 2022*. Statista. <https://es.statista.com/estadisticas/613493/principales-paises-productores-de-limon-en-el-mundo/>
- Raine, N. E., & Rundlöf, M. (2024). Pesticide exposure and effects on non-*Apis* bees. *Annual Review of Entomology*, 69, 551–576. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-040323-020625>
- Rasool, S., Rasool, T., & Gani, K. M. (2022). A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances*, 11, 100301. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.100301>
- Somogyvári, D., Mörtl, M., Farkas, A., Székács, A., & Györi, J. (2025). Respuestas bioquímicas y conductuales en el camarón asesino *Dikergammarus villosus* tras la exposición aguda a tiacloprid y Calypso®. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 88, 407–418. <https://doi.org/10.1007/s00244-025-01130-z>
- Uthman, Q. O., Kadyampakeni, D. M., Leiva, J. A., Judy, J. D., & Nkedi-Kizza, P. (2024). Procesos de sorción y degradación de imidacloprid en suelos de Florida. *PLoS ONE*, 19(9), e0305006. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0305006>
- Voigt, M., Langerbein, V., & Jaeger, M. (2022). Evaluación in silico de la ecotoxicidad de la degradación fotoinducida de imidacloprid mediante HPLC-HRMS, QSAR y equivalentes de ecotoxicidad. *Environmental Sciences Europe*, 34, 47. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00616-0>
- Zaller, J. G., Kruse-Plass, M., Schleichriemen, U., Gruber, E., Peer, M., Nadeem, I., Formayer, H., Hutter, H.-P., & Landler, L. (2022). Pesticides in ambient air, influenced by surrounding land use and weather, pose a potential threat to biodiversity and humans. *Science of the Total Environment*, 838, 156012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156012>
- Zhang, C., Wang, X., Kaur, P., & Gan, J. (2023). A critical review on the accumulation of neonicotinoid insecticides in pollen and nectar: influencing factors and implications for pollinator exposure. *Science of the Total Environment*, 899, 165670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165670>
- Zhang, S. (2025). Límites máximos de residuos y comercio agrícola: evidencia de China. *Sustainability*, 17(8), 3435. <https://doi.org/10.3390/su17083435>