

RESIDUOS Y DISIPACIÓN DE IMIDACLOPRID EN BAYAS DE UVA Y SUELO EN UNA ZONA ÁRIDA

Guido Sarmiento-Sarmiento¹, Yena Hilpa-Churo¹, Kely Gomez-Cencia¹,
Elvis Gomez-Cencia¹ y Sandra Hilpa-Churo¹

RESUMEN

El uso abundante de insecticidas neonicotinoides en el manejo de cultivos puede generar residuos con impactos negativos en la salud de los consumidores. El objetivo fue determinar residuos y la disipación de imidacloprid en bayas de uva y el suelo por aplicaciones del insecticida imidacloprid en cuatro dosis y dos formas en una zona árida. La investigación se desarrolló en una plantación de vid 'Red Globe' ubicada en Arequipa-Perú. Los tratamientos consistieron en aplicar cuatro dosis de una formulación comercial del insecticida imidacloprid (0,5; 1,0; 1,5 y 2,0 L·ha⁻¹) mediante dos formas de aplicación (aspersión foliar y al cuello de planta "drench"). Se evaluaron 8 tratamientos en diseño experimental de bloques completamente al azar (DBCA), con 3 repeticiones por cada tratamiento y 24 unidades experimentales. El insecticida comercial empleado fue Diprid 350EC aplicado a 35 días antes de la cosecha de racimos. La determinación de imidacloprid fue mediante HPLC en bayas y suelo obtenidos a 1, 7, 14, 21, 28 y 35 días del depósito inicial del insecticida. En las bayas de uva, los tratamientos indicados no generaron valores de imidacloprid superiores a los LMR (límites máximos permitidos). La aplicación foliar ocasionó mayor residuos de imidacloprid respecto a la vía "drench", independientemente de la dosis de suministro. La ingesta de bayas de uva con residuos de imidacloprid, en los tratamientos señalados, no representan ningún riesgo para la salud. En el suelo, ninguno de los tratamientos superó el nivel sanitario investigado de imidacloprid; entonces, el contacto accidental con estos suelos no generará ningún riesgo para la salud de las personas.

Palabras clave adicionales: Insecticidas neonicotinoides, residualidad, toxicidad, *Vitis vinifera*

ABSTRACT

Residues and dissipation of imidacloprid in grape berries and soil in an arid zone

The widespread use of neonicotinoid insecticides in crop management can generate residues with negative impacts on consumer health. The objective was to determine residues and the dissipation of imidacloprid in grape berries and soil following applications of the insecticide imidacloprid at four doses and in two forms in an arid area. The research was conducted on a 'Red Globe' grape plantation located in Arequipa, Peru. The treatments consisted of applying four doses of a commercial formulation of the insecticide imidacloprid (0.5, 1.0, 1.5, and 2.0 L·ha⁻¹) using two application forms (foliar spray and plant collar drench). Eight treatments were evaluated in a DBCA design, with three replicates per treatment and 24 experimental units. The commercial insecticide used was Diprid 350EC, applied 35 days before the harvest of the bunches. Imidacloprid was determined by HPLC in berries and soil obtained 1, 7, 14, 21, 28, and 35 days after the initial application of the insecticide. In grape berries, the treatments indicated did not generate imidacloprid values above the MRLs. Foliar application resulted in higher imidacloprid residues than drenching, regardless of the dose administered. The ingestion of grape berries with imidacloprid residues in the treatments indicated does not pose any health risk. In the soil, none of the treatments exceeded the investigated sanitary level of imidacloprid; therefore, accidental contact with these soils will not pose any health risk to humans.

Additional Keywords: Neonicotinoid insecticide, residuality, toxicity, *Vitis vinifera*

Editor Asociado: Dra. Marie Tamara González

INTRODUCCIÓN

El uso excesivo de plaguicidas y su aplicación en los cultivos están repercutiendo negativamente en los sistemas de producción agrícola (Zhou *et al.*, 2021); esto puede poner en peligro la salud humana, degradar el medio ambiente y dificultar

la comercialización de alimentos vegetales al superar los límites máximos permitidos (LMR) exigidos en los mercados nacionales e internacionales (Bondareva y Fedorova, 2021; OMS, 2022). Tanto las características del producto como los factores ambientales influyen en el destino de los plaguicidas luego de su

Recibido: Febrero 21, 2025

Aceptado: Agosto 18, 2025

¹Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Facultad de Agronomía, Escuela Profesional de Ingeniería Agronómica. Urb. Aurora s/n, Arequipa, Perú. e-mail: gsarmientos@unsa.edu.pe (autor de correspondencia); yhilpa@unsa.edu.pe; kgomez@unsa.edu.pe; gomezce@unsa.edu.pe; shilpa@unsa.edu.pe

aplicación en el campo (Chandra *et al.*, 2021; Álvarez *et al.*, 2023). Tras las aplicaciones foliares de plaguicidas, una parte del material suele quedar en la superficie del suelo, donde posteriormente se absorbe y puede permanecer durante un tiempo (Ettiene *et al.*, 2017; Hou *et al.*, 2023; Gutiérrez *et al.*, 2024). Los intrincados procesos de volatilización, lixiviación, difusión y escorrentía determinan la dinámica de los plaguicidas en el suelo y se ven afectados por las propiedades fisicoquímicas del mismo (Mohapatra *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2023).

Los neonicotinoides son insecticidas muy populares en el mundo desde que se introdujeron por primera vez a mediados de la década de 1990. Se sabe poco sobre el grado de exposición humana a los neonicotinoides y sus efectos en la salud, a pesar de que varias publicaciones sobre su detección en frutas y verduras dan alguna indicación de su empleo en la agricultura mundial (Hladik *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2018). Debido a su amplio uso y a la alta concentración de insecticidas neonicotinoides en los suelos agrícolas, existe una creciente preocupación por los problemas sanitarios y medioambientales relacionados con estas sustancias químicas (Hou *et al.*, 2023).

El imidacloprid es el principal insecticida del grupo de los neonicotinoides, tiene acción sistémica y persistente; actúa por ingestión y contacto; es absorbido por las hojas y las raíces de las plantas; durante el cultivo, puede aplicarse foliarmente, directamente al suelo, o en ambos (Motaung, 2020; Peng *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023). Se distribuye por las hojas y se transporta por la savia bruta (Majed *et al.*, 2022). A pesar de su buena solubilidad en agua, el imidacloprid es prácticamente insoluble en el suelo y puede degradarse debido a la actividad microbiana y a la luz solar (Ettiene *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2023).

El cultivo de la vid es una actividad económica muy importante en la zona; existen plantaciones considerables que se destinan tanto al mercado nacional como al extranjero, y es necesario un manejo fitosanitario adecuado para el control de las plagas de insectos. En Arequipa, una de las principales plagas que afectan la producción de uva Red Globe es la “Cochinilla harinosa” (*Planococcus ficus*); para su control los productores acostumbran realizar aplicaciones sucesivas de imidacloprid. En la maduración de

bayas, que en la zona de producción se inicia entre los 115 y 125 días de la poda y puede durar entre 45 y 60 días, la frecuencia de aplicación es hasta cada siete días hasta lograr su control. El problema es que las aplicaciones de imidacloprid ponen en riesgo los racimos cosechados por los potenciales residuos del producto que podrían comprometer su seguridad (Delgado *et al.*, 2018; Castillo *et al.*, 2020).

Los productores de vid de mesa están muy preocupados por el cumplimiento de los LMR, pero también perciben que la contaminación por uso excesivo de insecticidas está provocando el deterioro de la calidad del suelo. Por lo tanto, para los viticultores, determinar la concentración de residuos de imidacloprid y su disipación en función de las dosis y los métodos de aplicación es crucial para regular las aplicaciones de este producto, siendo útil para cumplir la normativa nacional e internacional que regula los límites máximos de residuos para la comercialización de uvas de mesa Red Globe. En este contexto, los objetivos de la investigación fueron determinar residuos y la disipación de imidacloprid en bayas de uva y el suelo por uso del insecticida imidacloprid en cuatro dosis únicas y dos formas de aplicación, en una zona árida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de la investigación. El trabajo de investigación se desarrolló en una plantación de vid Red Globe perteneciente a la Comisión de usuarios E-5, parcela 07 de la Irrigación Majes, Región Arequipa, Perú; ubicado geográficamente entre las coordenadas E:799508,55; S: 8198120,3 con 1565 m de altitud. La clasificación climática que corresponde según el “Mapa de clasificación climática del Perú en base al método del Dr. Warren Tornthwaite” es: E(d)B1’ se trata de una zona árida, con deficiencia de lluvias en todas las estaciones, semi cálido o templado”. En la época de verano, periodo en el cual se desarrolló la investigación las temperaturas oscilan entre 29 y 20 °C (SENAMHI, 2021).

Características edáficas y condiciones de la plantación de vid. El suelo experimental presentó una textura franco arenoso, pH cerca a la neutralidad (6,7); sin problemas de salinidad (0,581 mS·cm⁻¹); con 1,87 % de materia orgánica; 0,107% de nitrógeno; 10,77 ppm de fósforo; 118

ppm de potasio y CIC de $6,27 \text{ cm} \cdot \text{kg}^{-1}$ ofreciendo un nivel moderado de fertilidad. El nivel de fertirriego para la plantación de vid durante el ciclo de producción (de junio a diciembre) fue 98, 50, 112 y $35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N, P_2O_5 , K_2O y CaO respectivamente empleando nitrato de amonio, ácido fosfórico, sulfato de potasio y nitrato de calcio. El N se fraccionó en 20 oportunidades mientras que los demás nutrientes se fraccionaron en 25 oportunidades. El control de malezas fue manual cuatro veces durante el ciclo de producción. Las plantas de vid estuvieron con dos años de manejo agronómico, con un marco de plantación de $3 \times 1,5 \text{ m}$ y una densidad de plantación de $2222 \text{ plantas} \cdot \text{ha}^{-1}$. El sistema de riego fue por goteo. El insecticida neonicotinoide empleado fue la formulación comercial Diprid® cuyo ingrediente activo es imidacloprid, en suspensión concentrada de $350 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, periodo de carencia de 14 días, LMR de $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Este insecticida es utilizado frecuentemente para el control de *Planococcus ficus* “cochinilla harinosa” la cual es una plaga clave que ocasiona gran merma en la calidad de bayas de uva en la zona de investigación.

Tratamientos y diseño experimental. Los tratamientos estudiados fueron: a) Cuatro dosis del producto comercial en base a imidacloprid (0,5; 1,0; 1,5 y $2,0 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$); b) Dos formas de aplicación (por aspersión foliar y aplicación dirigida al cuello de planta “drench”). Se conformaron ocho tratamientos dispuestos en un diseño experimental de bloques completamente al azar (DBCA), con tres repeticiones por cada tratamiento, configurando 24 unidades experimentales. Cada unidad experimental consistió en diez plantas de vid que ocuparon 45 m^2 , siendo en total 240 plantas evaluadas (1080 m^2).

La aplicación del insecticida imidacloprid a las plantas de vid fue en dosis única y durante el periodo de maduración de bayas que corresponde a 150 días de la poda siendo este el depósito inicial del insecticida. La cosecha final fue a los 185 días de la poda. La aplicación se realizó mediante un pulverizador de mochila; la formulación comercial fue mezclada con agua. Se preparó una mezcla de 750 mL para asperjado vía foliar; en el caso de aplicación tipo “drench” (aplicación del insecticida disuelto en agua sobre el suelo, alrededor del tronco y del sistema radicular de las plantas de vid) se utilizó dos litros por cada tratamiento. El volumen de aplicación

por cada tratamiento fue 75 ml para aspersión foliar y 200 ml vía “drench”. El suministro de los tratamientos fue en una sola oportunidad en dosis completa. A fin de evitar la deriva del insecticida durante la aplicación se utilizó como barrera física una cortina de plástico.

Muestreo de racimos de vid y muestreo de suelos. El muestreo de racimos de uva y muestras de suelo para análisis en laboratorio se realizó en forma paralela a 1, 7, 14, 21, 28 y 35 días después de la aplicación del insecticida. El muestreo de racimos de uva se realizó en la etapa de maduración, las bayas en este periodo iniciaron cambios de color e incremento de tamaño; para las evaluaciones correspondientes se cortaron tres racimos de la parte media de las plantas de vid, en cada periodo de evaluación. En seguida, estas muestras se colocaron en un cooler para su traslado al laboratorio para su análisis correspondiente. El muestreo de suelo se efectuó en la base de cada planta de vid, y por periodo de evaluación, se muestrearon tres plantas por tratamiento. El muestreo de suelo se realizó con una lampa de campo, a una profundidad de 20 cm, aproximadamente entre unos 10 a 15 cm del tronco de la vid; la muestra de suelo para laboratorio (1 kg) procede de una muestra compuesta. Las muestras de suelo se colocaron en bolsas Ziploc® con su etiqueta de identificación para ser llevado al laboratorio. El análisis de residuos de imidacloprid en bayas de vid y en el suelo se realizaron en el Laboratorio de Análisis Agroambiental de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Perú (LAA-UNSA).

Determinación de imidacloprid

Extracción de imidacloprid en muestras de suelo. Se acondicionó un sistema de extracción empleando dos capas de papel filtro y 2 g de sulfato de sodio anhidro (Sánchez *et al.*, 2002). A este sistema se adicionaron 10 g de la muestra homogeneizada, que se pusieron en contacto con 10 mL de acetonitrilo de grado HPLC. La mezcla se sometió a ultrasonido durante 30 minutos y posteriormente se filtró al vacío. El filtrado se pasó a través de un filtro Whatman de $0,45 \mu\text{m}$ antes de su análisis por HPLC (Majzik *et al.*, 2001).

Extracción de imidacloprid en bayas de uva. Se realizó mediante el método AOAC 2007.01, utilizando 10,0 g de muestra homogeneizada y 10 mL de acetonitrilo (ACN), a los que se adicionó un kit de extracción QuEChERS AOAC 2007.01

(6 g de $MgSO_4$ y 1,5 g de citrato de sodio). La mezcla se agitó manualmente durante 1 minuto y se centrifugó durante 3 minutos a 3.300 rpm. La purificación de los extractos se realizó mediante extracción en fase sólida dispersiva (d-SPE). Para ello, se empleó el sobrenadante obtenido en la etapa anterior, al que se añadió un kit de dispersión QuEChERS AOAC 2007.01 (50 mg de amina primaria-secundaria [PSA] y 150 mg de $MgSO_4$). Nuevamente, la mezcla se agitó manualmente durante 1 minuto y se centrifugó durante 3 minutos a 3.300 rpm. A continuación, se recogieron 3,5 mL del sobrenadante, se concentró la muestra bajo una corriente de N_2 (g) y el residuo se reconstituyó con la fase móvil hasta un volumen final de 1,0 mL. Finalmente, la solución se filtró mediante un filtro de nylon de 0,45 μm para su posterior análisis por HPLC-DAD (AOAC, 2007).

Cuantificación de imidacloprid. Se realizó mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) con fase móvil compuesta por acetonitrilo:agua ultrapura (30:70, v/v) en modo isocrático y flujo de 1,0 $mL \cdot min^{-1}$. La detección se efectuó con un arreglo de diodos (DAD) a 270 nm, empleando una columna Purospher Star C18 (RP-18e, 150 \times 4,6 mm; 5 μm). El tiempo de retención para el imidacloprid fue de 4,7 min. El método fue validado para linealidad, sensibilidad, precisión y exactitud. El porcentaje de recuperación (%R) fue de 94,13 % en suelo y 97,54 % en bayas de uva. Se obtuvo una linealidad ($r^2 > 0,995$), buena precisión ($RSD < 2,7$ %) y exactitud dentro del rango aceptado (90-110 %). El límite de detección (LD) y el de cuantificación (LQ) fueron 0,0116 y 0,0156 $mg \cdot L^{-1}$, respectivamente (Aguirre *et al.*, 2001).

Evaluaciones

Residuos de imidacloprid en bayas de uva y el suelo. Los residuos de imidacloprid se determinaron por HPLC en muestras obtenidas en campo a 1, 7, 14, 21, 28 y 35 días de la aplicación de la formulación comercial. Los resultados se expresan en $mg \cdot kg^{-1}$.

Dinámica de disipación y vida media de imidacloprid en bayas de uva y el suelo. Se estimó mediante la cinética de primer orden usando la siguiente ecuación: (Álvarez *et al.*, 2023; Tito *et al.*, 2024).

$$CT = C_0 \times e^{-kT}$$

Donde: CT corresponde a los niveles residuales del insecticida ($mg \cdot kg^{-1}$) en un punto de tiempo T (día); C_0 son los depósitos iniciales del insecticida ($mg \cdot kg^{-1}$) y k ($día^{-1}$) es la tasa constante de disipación del insecticida. $T_{1/2}$ es la vida media de degradación del insecticida. Los depósitos iniciales y la tasa de disipación diaria se estimaron a través de un modelo matemático de regresión lineal con arreglo logarítmico. La vida media del insecticida se estimó con la siguiente ecuación:

$$T_{1/2} = (\ln 2) / k$$

Índice de peligro (IP) por ingesta de bayas de uva con residuos de imidacloprid. Cuando este índice supera el 100 % se debe considerar como una alerta sobre la probabilidad de que el consumo de un alimento con residuos de un insecticida pueda ocasionar efectos tóxicos en los consumidores (Park *et al.*, 2021). El IP se estimó mediante la siguiente fórmula:

$$IP (\%) = \frac{EDI}{ADI} \times 100$$

Donde: EDI es la ingesta diaria estimada (mg /persona/día), y fue calculado de la siguiente manera:

EDI = concentración promedio del insecticida ($mg \cdot kg^{-1}$) \times ingesta diaria de alimentos (g /persona/día)/1000. Según el INEI (2012) el consumo per cápita de uva de mesa en el país es 2 kg /persona/año, entonces la ingesta diaria de uva sera 5,56 g /persona/día (0,00556 mg).

ADI es la ingesta diaria aceptable, es calculado de la siguiente manera: ADI (mg/kg) = ingesta del pesticida por kg de peso corporal/día \times peso promedio de una persona.

Para estimar ADI, se empleó información de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria-EFSA (2019) que indica que la ingesta diaria aceptable para imidacloprid es de 0,06 mg por kilogramo de peso corporal por día. Según el INEI (2012), el peso promedio de una persona adulta en el Perú es 62,2 kg .

Análisis estadístico. Los resultados de las evaluaciones realizadas fueron sometidos a análisis de varianza. Para definir diferencias significativas entre los tratamientos se empleó la prueba de comparación de medias en base a rangos múltiples de Tukey con un nivel de significancia de $p \leq 0,05$. Los análisis estadísticos se efectuaron con RStudio. La ecuación de disipación de imidacloprid para estimar la tasa de disipación diaria y la vida media en cada tratamiento se realizó mediante un análisis de

regresión lineal simple previo arreglo logarítmico de los datos (Álvarez *et al.*, 2023; Tito *et al.*, 2024).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Residuos de imidacloprid en bayas de uva.

La tendencia de los resultados expuestos en el Cuadro 1, demostró en todos los periodos de monitoreo que el tratamiento T4 provocó la mayor concentración de residuos de imidacloprid en bayas de uva; asimismo, el tratamiento T5 ocasionó la menor concentración de residuos de imidacloprid; entre ambos tratamientos la prueba de significación determinó diferencias estadísticas significativas en cada periodo de evaluación.

En el Cuadro 1, se observa una evidente

disipación de imidacloprid desde el primer día de aplicación (depósito inicial) hasta los 35 días; esta disipación fue gradual a medida que transcurre el tiempo. Este comportamiento es característico en la disipación de insecticidas suministrados a los cultivos en campo. La disipación de insecticidas obedece a factores ambientales que circundan al cultivo y también depende de las propiedades del insecticida (Aparicio *et al.*, 2015; Mawtham *et al.*, 2022). La disipación de plaguicidas en las plantas es un proceso de tres etapas, primero se produce una disipación rápida durante la etapa de desprendimiento, seguida de una pérdida lenta durante la etapa de degradación y una disipación mínima durante la etapa de persistencia (Navarro y Barba, 1996; Aparicio *et al.*, 2015).

Cuadro 1. Residuos de imidacloprid ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en bayas de uva Red Globe en diferentes periodos de evaluación.

Trat.	Dosis $\text{L}\cdot\text{ha}^{-1}$	Forma de aplicación	Residuos de imidacloprid en bayas de uva Red Globe ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en diferentes periodos de evaluación*					
			1 día	7 días	14 días	21 días	28 días	35 días
T1	0,5	Aspersión foliar	0,13 d	0,11 c	0,11 c	0,10 cd	0,06 d	0,04 abcd
T2	1,0	Aspersión foliar	0,25 c	0,23 b	0,16 b	0,13 bc	0,10 c	0,05 abc
T3	1,5	Aspersión foliar	0,35 b	0,26 b	0,23 a	0,17 ab	0,13 b	0,06 ab
T4	2,0	Aspersión foliar	0,42 a	0,33 a	0,25 a	0,21 a	0,17 a	0,07 a
T5	0,5	Drench	0,05 e	0,05 d	0,03 d	0,03 e	0,03 d	0,01 d
T6	1,0	Drench	0,08 de	0,06 d	0,04 d	0,04 e	0,03 d	0,02 cd
T7	1,5	Drench	0,10 de	0,07 cd	0,05 d	0,04 e	0,03 d	0,02 cd
T8	2,0	Drench	0,13 de	0,08 cd	0,08 cd	0,06 de	0,04 d	0,03 bcd
CV			10,9	11,53	13,74	20,30	15,83	20,31

*Valores con letras distintas en sentido vertical dentro de cada periodo de evaluación indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). CV (%): coeficiente de variabilidad. n:3.

En todos los periodos de evaluación, se observó que la pulverización foliar del insecticida daba lugar a una mayor concentración de residuos de imidacloprid que su aplicación en el cuello de la planta, independientemente de la dosis de administración del insecticida neonicotinoide.

En el Cuadro 2, se ofrecen datos de residuos de imidacloprid del depósito inicial y los 35 días de evaluación por cada tratamiento, estos datos fueron analizados estadísticamente en cuanto a su significancia en el Cuadro 1. Con estos registros se obtuvo la diferencia en la disipación entre el depósito inicial y los 35 días, los que se expresan en porcentaje de disipación para cada tratamiento. Numéricamente se aprecia a 35 días el T5 registró menor cantidad de residuos de imidacloprid ($0,01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) mientras que el tratamiento T4 generó

mayor concentración de residuos de imidacloprid ($0,07 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Con el T4 se obtuvo mayor porcentaje de disipación (83,33 %); mientras que con el T1, el menor porcentaje de disipación (69,23 %).

Los registros de disipación de imidacloprid obtenidos en este estudio difieren de los hallados en investigaciones anteriores. En su estudio, Mohapatra *et al.* (2011) en la India fumigaron bayas de uva utilizando 80 y 160 g de imidacloprid, el ingrediente activo, bajo la formulación Confidor 200SL; encontraron que la deposición inicial de imidacloprid fue de $0,74$ y $1,26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente, y que después de 60 días, detectaron $0,056$ y $0,108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de imidacloprid para cada nivel aplicado. En Chile, los niveles de imidacloprid en muestras de uva de

mesa oscilaron entre 0,06 y 0,7 mg·kg⁻¹, según Correa y Moyano (2013). Cuando se aplicó imidacloprid en un viñedo libanés utilizando la formulación líquida soluble, Majed *et al.* (2022) observaron valores de 0,66 mg·kg⁻¹ a los dos días del depósito inicial y de 0,03 mg·kg⁻¹ a los dieciocho días; sin embargo, cuando se aplicó imidacloprid utilizando la formulación granulada dispersable en agua, encontraron valores de 0,10 mg·kg⁻¹ a los dos días del depósito inicial y de 0,01 mg·kg⁻¹ a los dieciocho días del depósito inicial. En la India, Arora *et al.* (2009)

investigaron la persistencia del imidacloprid en hojas de uva, bayas de uva y suelo. Determinaron que cuando se aplicaban 400 mL·ha⁻¹ de confidor, la deposición inicial de imidacloprid alcanzaba los 10,01 mg·kg⁻¹, y que a los 15 días del depósito inicial se producía una disipación del 98 % de imidacloprid. Del mismo modo, cuando se aplicaron 800 mL·ha⁻¹ de confidor, el depósito inicial de imidacloprid alcanzó los 16,97 mg·kg⁻¹, y observaron una disipación del 97 % de imidacloprid un día después del depósito inicial.

Cuadro 2. Porcentaje de disipación de imidacloprid en bayas de uva Red Globe.

Tratamientos*	Depósito inicial (mg·kg ⁻¹)	Residuos a 35 días (mg·kg ⁻¹)	Disipación de imidacloprid (mg·kg ⁻¹)	Porcentaje de disipación de imidacloprid
T1	0,13	0,04	0,09	69,23
T2	0,25	0,05	0,20	80,00
T3	0,35	0,06	0,29	82,86
T4	0,42	0,07	0,35	83,33
T5	0,05	0,01	0,04	80,00
T6	0,08	0,02	0,06	75,00
T7	0,10	0,02	0,08	80,00
T8	0,13	0,03	0,10	76,92

*T1: 0,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T2: 1,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T3: 1,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T4: 2,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T5: 0,5 L·ha⁻¹, drench; T6: 1,0 L·ha⁻¹, drench; T7: 1,5 L·ha⁻¹, drench; T8: 2,0 L·ha⁻¹, drench

La seguridad alimentaria es uno de los factores más importantes en el comercio de frutas y hortalizas para la aceptación de los clientes, sobre todo en relación con el requisito de que los alimentos no superen los LMR de insecticidas (Carvalho, 2006). Según múltiples informes, se han rechazado envíos de fruta en naciones con LMR más estrictos porque superaban el LMR. En el Perú, la Norma sanitaria que establece los Límites Máximos de Residuos (LMR) de plaguicidas de uso agrícola en alimentos de consumo humano (RM: 1006-2016-MINSA) establece para imidacloprid en uva de mesa un LMR de 1 mg·kg⁻¹. El Codex Alimentario, Corea del Sur, Emiratos Árabes, Estados Unidos también establecen 1 mg·kg⁻¹ como LMR para imidacloprid en bayas de uva de mesa. Sin embargo, en Canadá se considera 1,5 mg·kg⁻¹ y la Unión Europea dispone 0,7 mg·kg⁻¹. En este estudio, se determinó que ninguno de los tratamientos aplicados provocó residuos de imidacloprid que excedan el LMR nacional e internacional.

Dinámica de disipación y vida media de imidacloprid en bayas de uva. El Cuadro 3 ofrece la tasa de disipación diaria y vida media del imidacloprid en bayas de uva Red Globe; la disipación de imidacloprid se obtuvo mediante una ecuación logarítmica de primer orden. Sin embargo, según el coeficiente de determinación, los tratamientos T1, T5, T6 y T7 muestran un ajuste pobre al modelo; en cambio T2, T3, T4 y T8 ofrecen un ajuste aceptable. Numéricamente, el T4 presentó la mayor tasa de disipación diaria (0,0209); en cambio, el T1 generó menor tasa de disipación (0,0143). La mayor vida media calculada para los tratamientos T1 y T5 fue 48 días; entonces los residuos de imidacloprid ocasionados por la aplicación de estos tratamientos se reducirán al 50 % luego de 48 días del depósito inicial. En cambio, los tratamientos T3 y T4 originarán residuos de imidacloprid que luego de 33 días se disiparán al 50 %

Cuadro 3. Dinámica de disipación y tiempo de vida media de imidacloprid en bayas de uva

Trat.	C ₀ estimado (transformación Log)	C ₀ (depósito inicial corregido)	k (tasa de disipación diaria)	Ecuación de disipación $C_T = C_0 \times e^{-kt}$	Vida media (días)	Coefficiente de determinación R ²
T1	-0,8215	0,4398	0,0143	$C_T = 0,4398 \times e^{-0,0143T}$	48	0,77
T2	-0,5183	0,5955	0,0202	$C_T = 0,5955 \times e^{-0,0202T}$	34	0,84
T3	-0,3990	0,6710	0,0207	$C_T = 0,6710 \times e^{-0,0207T}$	33	0,90
T4	-0,3143	0,7303	0,0209	$C_T = 0,7303 \times e^{-0,0209T}$	33	0,87
T5	-1,2746	0,2795	0,0143	$C_T = 0,2795 \times e^{-0,0143T}$	48	0,47
T6	-1,1350	0,3214	0,0152	$C_T = 0,3214 \times e^{-0,0152T}$	46	0,66
T7	-1,0092	0,3645	0,0203	$C_T = 0,3645 \times e^{-0,0203T}$	34	0,69
T8	-0,9064	0,4040	0,0171	$C_T = 0,4040 \times e^{-0,0171T}$	41	0,86

*T1: 0,5 L ha⁻¹, aspersión foliar; T2: 1,0 L ha⁻¹, aspersión foliar; T3: 1,5 L ha⁻¹, aspersión foliar; T4: 2,0 L ha⁻¹, aspersión foliar; T5: 0,5 L ha⁻¹, drench; T6: 1,0 L ha⁻¹, drench; T7: 1,5 L ha⁻¹, drench; T8: 2,0 L ha⁻¹, drench.

Los resultados de disipación del imidacloprid en este estudio difieren de los obtenidos en otros estudios. En la India, Mohapatra *et al.* (2011) utilizaron 80 y 160 g de una formulación de imidacloprid (Confidor 200SL), en bayas de uva, comprobaron que la vida media de ambos tratamientos era de 16,6 días. Majed *et al.* (2022) utilizaron imidacloprid en El Líbano en formulaciones de líquido soluble y gránulos dispersables, ambas formulaciones tuvieron un tiempo de vida media de 0,5 días y los tratamientos no tuvieron ningún efecto sobre la velocidad de disipación. Cuando Arora *et al.* (2009) investigaron la persistencia del imidacloprid en bayas de uva en la India, determinaron que el tiempo de vida media del imidacloprid era de 2,35 días tras la aplicación de 400 mL·ha⁻¹ de confidor y de 2,97 días tras la aplicación de 800 mL·ha⁻¹ del mismo producto. La distribución, retención, absorción y adsorción de plaguicidas dentro y sobre la superficie de los tejidos vegetales están muy influidas por las características morfológicas y fisiológicas de una determinada especie vegetal (Navarro y Barba, 1996; Hladik *et al.*, 2018). Numerosos factores influyen en la cantidad de plaguicida que se deposita inicialmente y se mantiene en las hojas, entre ellos el tipo y las propiedades de las moléculas fitosanitarias, así como factores abióticos como la temperatura, la humedad y la velocidad del viento (Pérez *et al.*, 2015; Majed *et al.*, 2022). La tasa de disipación de un plaguicida a lo largo del tiempo está influida por las reacciones físicas, biológicas y químicas que tienen lugar cuando se aplica en campo abierto; estas

reacciones incluyen la cantidad del depósito inicial, el tipo de planta, el fruto, el método de aplicación y el clima (Motaung, 2020; Pang *et al.*, 2020). Para la mayoría de las especies de plantas, el imidacloprid se evapora rápidamente; sin embargo, su distribución disminuye una vez que se adhiere a la superficie del suelo y sale de la hoja (Arora *et al.*, 2009; Mohapatra *et al.*, 2011; Lu *et al.*, 2018).

Índice de peligro (IP) por ingesta de bayas de uva con residuos de imidacloprid. Resulta de gran interés estimar el riesgo probable de consumir alimentos contaminados con residuos de plaguicidas mediante la estimación del índice de riesgo por ingesta, ya que las frutas y verduras contaminadas con residuos de plaguicidas constituyen actualmente un problema agroambiental que pone en peligro la seguridad alimentaria y la salud de los consumidores.

El Cuadro 4 ofrece estimaciones del índice de peligro por ingesta de bayas de uva Red Globe con residuos de imidacloprid. Park *et al.* (2021) afirman que un IP superior al 100 % debe interpretarse como una advertencia sobre la probabilidad de que los consumidores puedan experimentar efectos nocivos por consumir un alimento que contenga residuos de plaguicidas. Los cálculos de IP de este estudio mostraron que ninguno de los tratamientos produjo residuos de imidacloprid en las bayas de uva que pudieran ser peligrosos para el consumo. Los resultados demuestran que el imidacloprid en las dosis y formas de aplicación examinadas en este estudio es seguro para su uso en explotaciones vitícolas.

Cuadro 4. Índice de peligro (%) por ingesta de bayas de uva Red Globe con residuos de imidacloprid.

Tratamientos	Índice de peligro por ingesta de bayas de uva Red Globe con residuos de imidacloprid (%)					
	1 día	7 días	14 días	21 días	28 días	35 días
T1	0,0189	0,0169	0,0164	0,0149	0,0089	0,0060
T2	0,0372	0,0348	0,0243	0,0194	0,0149	0,0074
T3	0,0516	0,0392	0,0338	0,0248	0,0199	0,0084
T4	0,0631	0,0487	0,0372	0,0318	0,0248	0,0099
T5	0,0074	0,0074	0,0050	0,0045	0,0045	0,0020
T6	0,0124	0,0084	0,0055	0,0055	0,0047	0,0035
T7	0,0154	0,0104	0,0070	0,0065	0,0045	0,0030
T8	0,0189	0,0119	0,0114	0,0089	0,0065	0,0045

T1: 0,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T2: 1,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T3: 1,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T4: 2,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T5: 0,5 L·ha⁻¹, drench; T6: 1,0 L·ha⁻¹, drench; T7: 1,5 L·ha⁻¹, drench; T8: 2,0 L·ha⁻¹, drench.

Aunque los resultados del IP indican que no hay ninguna posibilidad de que ingerir uvas que contengan residuos de imidacloprid pueda tener efectos perjudiciales para la salud de los consumidores, cabe mencionar que la exposición crónica y a largo plazo a residuos de plaguicidas a través del consumo de alimentos podría plantear riesgos para la salud que requieren más investigación (Arora *et al.*, 2009; Park *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2021).

Residuos de imidacloprid en el suelo. La propensión de los residuos de imidacloprid en el suelo expuestos en el Cuadro 5 reveló que el tratamiento T8 fomentó mayor concentración de residuos de imidacloprid en el suelo; en cambio, la aplicación T1 causó la menor concentración de residuos de imidacloprid; entre ambos tratamientos según la prueba de significación de Tukey se evidencian diferencias estadísticas significativas para cada periodo de evaluación.

Los plaguicidas en los suelos agrícolas suelen concentrarse como resultado de los tratamientos aplicados a las partes aéreas de los cultivos para combatir las plagas; como es difícil que las plantas absorban todo el producto, aproximadamente la mitad acaba en el suelo (Navarro y Barba, 1996; Aparicio *et al.*, 2015; Arora *et al.*, 2009). La contaminación y la degradación del medio ambiente causadas por el uso excesivo y la aplicación incontrolada de plaguicidas agrícolas afectan directamente al agua, el suelo y la fauna.

Tras 35 días de estudio, los niveles de imidacloprid disminuyen de forma gradual y clara. Según Navarro y Barba (1996), la disipación de plaguicidas en el suelo se divide en tres etapas: un breve período durante el cual el plaguicida puede

degradarse rápidamente o no, dependiendo de diversos factores; una fase de rápida disipación; y una tercera etapa durante la cual el plaguicida puede permanecer en el suelo indefinidamente.

El Cuadro 6 reveló que a 35 días de aplicación del insecticida el tratamiento T8 ocasionó la mayor cantidad de residuos de imidacloprid (1,61 mg·kg⁻¹) con un porcentaje de disipación de 90,39 %; en cambio, el tratamiento T1 generó menor concentración de residuos de imidacloprid (0,37 mg·kg⁻¹) con un porcentaje de disipación de 28,85 %. Independientemente de la dosis, es evidente que la pulverización foliar del insecticida neonicotinoide resultó con menores porcentajes de disipación en el suelo que la administración por “drench”. La pulverización foliar en condiciones de campo, está supeditado a la velocidad del viento, temperatura y humedad relativa en el momento de aplicación y pueden ocasionar la deriva del producto al suelo (Intagri, 2015). Los hallazgos sobre la disipación del imidacloprid en el suelo pueden interpretarse en función de diversos factores, como las cualidades del insecticida y las características del suelo (Zhou *et al.*, 2021; Mawtham *et al.*, 2022).

En suelos cubiertos por césped, la mitad de la dosis aplicada de imidacloprid toma entre 21 y 33 días en disiparse; mientras que, en suelos agrícolas la disipación tarda entre 1 y 2 años (Marshall y Begg, 2003).

Dado que podría producirse un contacto indirecto entre algunas personas, en particular niños, y el suelo con residuos de imidacloprid, Marshall y Begg (2003) sugieren comparar los residuos de imidacloprid con un nivel referente similar al límite máximo permisible en el suelo y

establecer un nivel sanitario investigado de imidacloprid que alcanza los 1600 mg·kg⁻¹ de concentración de imidacloprid en el suelo. Considerando este nivel, se deduce que ninguno

de los tratamientos estudiados superó este nivel; por lo tanto, el contacto accidental de estos suelos no genera ningún riesgo para la salud de las personas.

Cuadro 5. Residuos de imidacloprid en el suelo (mg·kg⁻¹) en diferentes periodos de evaluación.

Trat.	Dosis L·ha ⁻¹	Forma de aplicación	Residuos de imidacloprid en el suelo (mg·kg ⁻¹) en diferentes periodos de evaluación*					
			1 día	7 días	14 días	21 días	28 días	35 días
T1	0,5	Aspersión foliar	0,52 e	0,51 d	0,47 d	0,45 d	0,41 d	0,37 c
T2	1,0	Aspersión foliar	0,53 e	0,52 d	0,52 d	0,51 d	0,48 d	0,40 c
T3	1,5	Aspersión foliar	0,54 e	0,53 d	0,53 d	0,52 d	0,50 d	0,41 c
T4	2,0	Aspersión foliar	0,56 e	0,56 d	0,56 d	0,56 d	0,52 d	0,49 c
T5	0,5	Drench	5,67 d	4,32 c	3,36 c	2,30 c	1,42 c	1,15b
T6	1,0	Drench	9,32 c	7,22 b	4,82 b	2,76 b	1,84 b	1,48 a
T7	1,5	Drench	12,86 b	7,33 b	5,30 b	3,11 b	2,22 a	1,52 a
T8	2,0	Drench	16,76 a	11,95 a	6,79 a	3,55 a	2,45 a	1,61 a
CV			5,98	11,17	7,10	8,46	6,95	6,56

*Valores con letras distintas en sentido vertical dentro de cada periodo de evaluación indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). CV (%): coeficiente de variabilidad.

Cuadro 6. Porcentaje de disipación de imidacloprid en el suelo.

Tratamientos*	Depósito inicial (mg·kg ⁻¹)	Residuos a 35 días (mg·kg ⁻¹)	Disipación de imidacloprid (mg·kg ⁻¹)	Porcentaje de disipación de imidacloprid en el suelo
T1	0,52	0,37	0,15	28,85
T2	0,53	0,40	0,13	24,53
T3	0,54	0,41	0,13	24,07
T4	0,56	0,49	0,07	12,50
T5	5,67	1,15	4,52	79,72
T6	9,32	1,48	7,84	84,12
T7	12,86	1,52	11,34	88,18
T8	16,76	1,61	15,15	90,39

*T1: 0,5 L ha⁻¹, aspersión foliar; T2: 1,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T3: 1,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T4: 2,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T5: 0,5 L·ha⁻¹, drench; T6: 1,0 L·ha⁻¹, drench; T7: 1,5 L·ha⁻¹, drench; T8: 2,0 L·ha⁻¹, drench.

Dinámica de disipación y vida media de imidacloprid en el suelo. El Cuadro 7 ofrece estimaciones de tasas de disipación de imidacloprid en el suelo obtenidos mediante una ecuación logarítmica de primer orden. Según el coeficiente de determinación los tratamientos T1, T2, T3 y T4 muestran un ajuste pobre al modelo; en cambio los tratamientos T5, T6, T7 y T8 ofrecen un ajuste aceptable. Numéricamente el tratamiento T8 presentó la mayor tasa de disipación diaria (0,0310); en cambio, el tratamiento T4 generó menor tasa de disipación diaria (0,0017). El tiempo de vida media o

semivida se refiere al tiempo necesario para que se disipe la mitad de la cantidad presente inicialmente o depositada en el suelo, por lo que suele utilizarse para describir la persistencia de un insecticida en el suelo (Marshall y Begg, 2003). El tratamiento T8 presentó la menor vida media en el suelo con 22 días, entonces cuando se aplique 2,0 L·ha⁻¹ vía “drench” los residuos de imidacloprid en bayas de uva ‘Red Globe’ se reducirán al 50 % luego transcurrir 22 días desde el depósito inicial.

Las cantidades de imidacloprid presentes en el suelo identificado en este estudio difieren de las reportadas en otros estudios. En suelos

estadounidenses, Yang *et al.* (2023) determinaron que la degradación de los insecticidas neonicotinoides seguía una cinética de primer orden con una vida media de entre 33 y 305 días. El imidacloprid puede ser persistente en los suelos, con una vida media de entre 27 y 229 días,

como lo demostraron Cox *et al.* (1998). El imidacloprid tiene una vida media de 191 días, es estable en agua, no es fácilmente biodegradable y puede acumularse en el suelo y los sedimentos, según Mason *et al.* (2012).

Cuadro 7. Dinámica de disipación y vida media de imidacloprid en el suelo.

Trat.	C ₀ estimado (transformación Log)	C ₀ (depósito inicial corregido)	k (tasa de disipación diaria)	Ecuación de disipación $C_T = C_0 \times e^{-kT}$	Vida media (días)	Coefficiente de determinación R ²
T1	-0,2795	0,7562	0,0043	$C_T = 0,7562 \times e^{-0,0043T}$	161	0,61
T2	-0,2582	0,7724	0,0030	$C_T = 0,7724 \times e^{-0,0030T}$	231	0,58
T3	-0,2495	0,7792	0,0029	$C_T = 0,7792 \times e^{-0,0029T}$	239	0,44
T4	-0,2386	0,7877	0,0017	$C_T = 0,7877 \times e^{-0,0017T}$	408	0,39
T5	0,7877	2,1983	0,0211	$C_T = 2,1983 \times e^{-0,0211T}$	33	0,98
T6	1,0076	2,7390	0,0251	$C_T = 2,7390 \times e^{-0,0251T}$	28	0,98
T7	1,0953	2,9901	0,0268	$C_T = 2,9901 \times e^{-0,0268T}$	26	0,98
T8	1,2602	3,5261	0,0310	$C_T = 3,5261 \times e^{-0,0310T}$	22	0,99

*T1: 0,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T2: 1,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T3: 1,5 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T4: 2,0 L·ha⁻¹, aspersión foliar; T5: 0,5 L·ha⁻¹, drench; T6: 1,0 L·ha⁻¹, drench; T7: 1,5 L·ha⁻¹, drench; T8: 2,0 L·ha⁻¹, drench.

La adsorción, la fotodegradación, la degradación química y la degradación biológica son solo algunos de los numerosos procesos fisicoquímicos que regulan el desarrollo de insecticidas en los suelos y apoyan su persistencia en condiciones ambientales particulares (Ettiene *et al.*, 2017). Generalmente, la materia orgánica del suelo incrementa la adsorción de imidacloprid; sin embargo, las investigaciones han evidenciado que la presencia de imidacloprid en el suelo también influye en la tendencia de adsorción. A altos niveles de imidacloprid en el terreno, la sorción disminuye. La liberación del imidacloprid se limita tras abandonar la zona de alta concentración, dado que la sorción vuelve a incrementarse (Alistér *et al.*, 2013; Aparicio *et al.*, 2015). En terrenos calcáreos, la adhesión del imidacloprid al suelo se reduce cuando existe carbono orgánico disuelto. El procedimiento podría involucrar interacciones entre el imidacloprid y el carbono orgánico en solución o competencia entre el imidacloprid y el carbono orgánico disuelto en los lugares de sorción del suelo (Marshall y Begg, 2003; Zhou *et al.*, 2021; Mawtham *et al.*, 2022).

CONCLUSIONES

En las bayas de uva, la aplicación de la mayor dosis del insecticida (2 L·ha⁻¹) suministrado por

aspersión foliar generó 0,07 mg·kg⁻¹ de residuos de imidacloprid registrando una disipación de 0,35 m·kg⁻¹ equivalente a 83,33 %; en la forma de aplicación vía “drench” la misma dosis logró 0,03 mg·kg⁻¹ de residuos de imidacloprid con una disipación de 0,10 mg·kg⁻¹ equivalente a 76,92 %; en ambos casos para un periodo de 35 días. Todos los tratamientos estudiados no generaron residuos de imidacloprid por encima de los Límites máximos de residuos. La aplicación foliar del insecticida provocó mayor concentración de residuos de imidacloprid respecto a la aplicación vía “drench” independientemente de la dosis de suministro del insecticida neonicotinoide. La ingesta de bayas de uva con residuos de imidacloprid entre 0,01 y 0,07 mg·kg⁻¹ producto de las dosis y tratamientos estudiados no representan algún riesgo para la salud.

En el suelo, la aplicación de la mayor dosis del insecticida (2 L·ha⁻¹) por aspersión foliar generó 0,49 mg·kg⁻¹ de residuos de imidacloprid registrando una disipación de 0,07 m·kg⁻¹ equivalente a 12,50 %; en la forma de aplicación vía “drench” la misma dosis logró 1,61 mg·kg⁻¹ de residuos de imidacloprid con una disipación de 15,15 mg·kg⁻¹ equivalente a 90,39 %; en ambos casos para un periodo de 35 días. Ninguno de los tratamientos estudiados logró superar el nivel sanitario investigado de imidacloprid; en

consecuencia, el contacto accidental con estos suelos no generará ningún riesgo potencial para la salud de las personas. Se recomienda continuar con esta línea de investigaciones debido a que los consumidores requieren ingerir frutas y hortalizas inocuas que cumplan con estándares sanitarios internacionales.

LITERATURA CITADA

1. Aguirre, L., F. García, J. García, M. Illera, M. Juncabella, M. Lizondo *et al.* 2001. Validación de métodos analíticos. Asociación Española de Farmacéuticos de la Industria. Barcelona, España. 315 pp. <https://shre.ink/t7fk>
2. Alister, C., M. Araya, J. Morandé, C. Volosky y M. Kogan. 2013. Disipación de plaguicidas utilizados en uva vinífera y traspaso de sus residuos al vino. *Fitosanidad* 16-18.
3. Álvarez-Vilca, J., G. Sarmiento-Sarmiento, L. Mena-Chacón y L. Lipa-Mamani. 2023. Residuality and dissipation of lufenuron applied to peas in a semi-arid zone and hazard and risk index for ingestion. *Bioagro* 35(2): 135-146.
4. Aparicio, V., E. De Gerónimo, K. Hernández, D. Pérez, R. Portocarrero y C. Vidal. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. <https://shre.ink/t7IC>
5. Arora P., G. Jyot, B. Singh, R. Battu, B. Singh y P. Aulakh. 2009. Persistence of imidacloprid on grape leaves, grape berries and soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82: 239-242.
6. Bondareva, L. y N. Fedorova. 2021. Pesticides: Behavior in agricultural soil and plants. *Molecules* 26(17): 5370.
7. Carvalho, F. 2006. Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy* 9(7-8): 685-692.
8. Castillo, B., J. Ruiz, M. Manrique y C. Pozo. 2020. Contaminación por plaguicidas agrícolas en los campos de cultivos en Cañete (Perú). *Revista Espacios* 41 (10): 1-11.
9. Chandra, R., N. Sharpanabharathi, B. Prusty, P. Azeez y R. Kurakalva. 2021. Organochlorine pesticide residues in plants and their possible ecotoxicological and agri food impacts. *Scientific Reports* 11(1): 17841.
10. Correa, A. y S. Moyano. 2013. Determinación de la presencia de residuos de plaguicidas en uva de mesa y manzanas. Biblioteca Digital INIA. <https://shre.ink/t38W>
11. Cox, L., W.C. Koskinen y P.Y. Yen. 1998. Influence of soil properties on sorption-desorption of imidacloprid. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 33(2): 123-134.
12. Delgado-Zegarra, J., A. Alvarez-Risco y J.A. Yañez. 2018. Uso indiscriminado de pesticidas y ausencia de control sanitario para el mercado interno en el Perú. *Pan American Journal of Public Health* 42: 1-6.
13. EFSA (European Food Safety Authority). 2019. Review of the Existing Maximum Residue Levels for Imidacloprid According to Article 12 of Regulation (EC) No 396/2005. *EFSA Journal* 17 (1): e05570.
14. Ettiene, G., R. Bauza, L. Sandoval, D. Medina, J. Raga, M. Quiros *et al.* 2017. Estudio de sorción de los insecticidas imidacloprid y tiametoxam en muestras de suelo. *Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia* 33(4): 458-481.
15. Gutiérrez-Ramírez, A., A. Robles-Bermúdez, O. Cambero-Campos, G. Peña-Sandoval, P. Robles-Navarrete y J. Coronado-Blanco. 2024. Compatibility of four insecticides with parasitoids of *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) in Nayarit, Mexico. *Bioagro* 36(1): 61-70.
16. Hladik, M.L., A.R. Main y D. Goulson. 2018. Environmental risks and challenges associated with neonicotinoid insecticides. *Environmental Science and Technology* 52: 3329-3335.
17. Hou, J., L. Chen, B. Han, Y. Li, L. Yu, L. Wang *et al.* 2023. Distribution characteristics and risk assessment of neonicotinoid insecticides in planting soils of mainland China. *Science of the Total Environment* 902: 166000.
18. INEI. 2012. Perú: consumo per capita de los principales alimentos. <https://shre.ink/t389>

19. INTAGRI. 2015. Aplicaciones Foliare Eficientes. Serie Fitosanidad. Núm. 26. Artículos Técnicos de INTAGRI. México. p 4.
20. Lu, C., C.H. Chang, C. Palmer, M. Zhao y Q. Zhang. 2018. Neonicotinoid Residues in Fruits and Vegetables: An Integrated Dietary Exposure Assessment Approach. *Environmental Science y Technology* 52(5): 3175-3184.
21. Majed, L., S. Hayar, R. Zeitoun, B. Maestroni y S. Dousset. 2022. The Effects of Formulation on Imidacloprid Dissipation in Grapes and Vine Leaves and on Required Pre-Harvest Intervals under Lebanese Climatic Conditions. *Molecules* 27(1): 252.
22. Marshall, I. y S. Begg. 2003. Health Investigation Level for Imidacloprid in Soil. *Environment Protection & Heritage Council*. 211-215.
23. Mason, R., H. Tennekes, F. Sanchez-Bayo y J. Uhd. 2012. Immune Suppression by Neocotinoid Insecticides at the root of global wildlife declines. *Journal of Environmental Immunology and Toxicology*. 1(1): 3-12
24. Majzik-Solymos, E., A. Visi, G. Károly, B. Beke-Berczi y L. Györfi. 2001. Comparison of extraction methods to monitor pesticide residues in surface water. *Journal of Chromatographic Science*. 39(8): 325-331.
25. Mawtham, M., K. Bhuvanewari, G. Suganthi y S. Kulanthaisami. 2022. Dissipation kinetics, decontamination and dietary risk assessment of imidacloprid residue in bitter melon and soil. *Journal of Applied and Natural Science* 14(4): 1507-1517.
26. Mohapatra, S., A. Ahuja, D. Sharma, M. Deepa, G. Prakash y S. Kumar. 2011. Residue study of imidacloprid in grapes (*Vitis vinifera* L.) and soil. *Quality Assurance and Safety of Crops y Foods* 3: 24-27.
27. Motaung, T.E. 2020. Chloronicotiny insecticide imidacloprid: Agricultural relevance, pitfalls and emerging opportunities. *Crop Protection* 131: 105097.
28. Navarro, S. y A. Barba. 1996. Comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Hojas divulgadoras número 9/95 HD
29. AOAC. 2007. Official Method 2007:01. Pesticide Residues in Foods by Acetonitrile Extraction and Partitioning with Magnesium Sulfate. <https://shre.ink/t3DN>
30. OMS (Organización Mundial de la Salud). 2022. Residuos de plaguicidas en los alimentos. <https://shre.ink/t3DF>
31. Pang, S.M., Z.Q. Lin, Y.M. Zhang y W.P. Zhang. 2020. Insights into the Toxicity and Degradation Mechanisms of Imidacloprid Via Physicochemical and Microbial Approaches. *Toxics* 8: 65.
32. Park, D., Y. Yang, Y. Lee, S. Han, S. Kim, H. Kim *et al.* 2021. Pesticide Residues and Risk Assessment from Monitoring Programs in the Largest Production Area of Leafy Vegetables in South Korea: A 15-Year Study. *Foods* 10(2): 425.
33. Peng, S., S. Yang, X. Zhang, J. Jia, Q. Chen, Y. Lian *et al.* 2021. Analysis of imidacloprid residues in mango, cowpea and water samples based on portable molecular imprinting sensors. *PLoS ONE* 16(9): e0257042.
34. Pereira, P., C. Parente, G. Carvalho, J. Torres, R. Meire, P. Dorneles y O. Malm. 2021. A review on pesticides in flower production: A push to reduce human exposure and environmental contamination. *Environmental Pollution* 289: 117817.
35. Pérez, A., E. Navarro y E. Miranda. 2015. Residuos de plaguicidas en hortalizas: Problemática y riesgo en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29(2): 45-64.
36. Sánchez-Brunete, C., E. Miguel y J. Tadeo. 2002. Multiresidue analysis of fungicides in soil by sonication-assisted extraction in small columns and gas chromatograph. *Journal of Chromatography A* 976 (1-2): 319-327.
37. SENAMHI. 2021. Climas del Perú-Mapa de Clasificación Climática Nacional. <https://shre.ink/t3DX>
38. Tito-Nova, O., S. Choqueneira-Ccasa, G. Sarmiento-Sarmiento y L. Lipa-Mamani. 2024. Efectos del vermicompost sobre la residualidad y disipación de clorpirifos y la

- fertilidad en un Entisol de clima semiárido. *Terra Latinoamericana* 42: 1-13.
39. Wang, Y., Y. Fu, Y. Zhang, Z. Zhao, T. Xu, Y. Chen *et al.* 2023. Residue, distribution and degradation of neonicotinoids and their metabolites in chrysanthemum plants and cultivated soils. *Microchemical Journal* 194: 109315.
40. Yang, L., L. Yadong, B. Guihong, W. Timothy y L. Lin. 2023. Adsorption and degradation of neonicotinoid insecticides in agricultural soils. *Environmental Science and Pollution Research* 30 (16): 47516-47526.
41. Zhou, Y., X. Lu, B. Yu, D. Wang, C. Zhao, Q. Yang, Q. Zhang *et al.* 2021. Comparison of neonicotinoid residues in soils of different land use types. *Science of the Total Environment* 15(782): 146803.

