



Efecto de los agroquímicos en el control natural

Aníbal Arcila Moreno*

* Asistente de Investigación, Disciplina de Entomología, Centro Nacional de Investigaciones de Café
<https://orcid.org/0000-0002-4276-0521>

Como citar:

Arcila-Moreno, A. (2020). Efecto de los agroquímicos en el control natural. En P. Benavides Machado & C. E. Góngora (Eds.), *Efecto de los agroquímicos en el control natural* (pp. 158-185). Cenicafé.
https://doi.org/10.38141/10791/0001_7



En el control de las plagas, los controladores naturales ejercen un papel fundamental, debido a que el costo anual por uso de pesticidas en el mundo es de 20 billones de dólares (Pimentel et al. (1992), sin embargo, los enemigos naturales como los parasitoides y predadores proveen un control estimado en cinco a diez veces dicha cantidad; sin la presencia de estos biocontroladores, las pérdidas en la agricultura y cultivos forestales serían mayores y la cantidad de agroquímicos se elevaría.

Para DeBach (1987), los enemigos naturales ofrecen la posibilidad de plantear tres estrategias en el manejo de plagas, como introducción de enemigos naturales específicos, reproducción masiva y liberación de enemigos naturales, y conservación de los enemigos naturales en los ecosistemas; Waage & Greathead (1988) indican que, de las anteriores, la mejor es la conservación de los enemigos naturales nativos. Los procesos productivos agrícolas que emplean pesticidas afectan la acción de los biocontroladores, siendo un componente cuestionado por cuanto inciden en los mecanismos de regulación natural de las plagas (Vázquez et al., 2008).

Impacto de los plaguicidas sobre el control natural

Los insecticidas controlan matando al insecto o de alguna forma impidiendo que lleguen a causar perjuicios al cultivo. Los insecticidas de origen químico o biológico pueden ser naturales o de síntesis, vienen formulados de distintas formas y son aplicados como aspersiones, cebos de liberación lenta, fumigación, espolvoreos o en riego. En los últimos años, mediante la biotecnología, se utilizan plantas transgénicas que incluyen genes de bacterias entomopatógenas (Ware & Whitacre, 2004). Los pesticidas han ocultado por años la importancia de los enemigos naturales en los programas

de manejo de plagas; su alto desempeño y fácil adquisición en el mercado, los convirtieron en la herramienta preferida de los agricultores para el manejo fitosanitario (Ruberson et al., 1998).

Por muchos años, los estudios de toxicidad de los insecticidas en artrópodos benéficos se han centrado en pruebas de toxicidad aguda, como son la dosis o concentración letal media aguda (DL50 o CL50), los cuales significan que la dosis o la concentración de la solución aplicada a una superficie tratada o directamente a la población estudiada, mata la mitad de esa población en un período de tiempo definido (normalmente 24 o 48 h). Otro método utilizado es establecer la proporción entre las CL50 del enemigo natural y de la plaga o la del enemigo natural, y la tasa de aplicación establecida para el pesticida en mención (Van Driesche et al., 2007). Sin embargo, estos ensayos solo reflejan una parte del impacto negativo, deben ser tenidos en cuenta los efectos subletales sobre la fisiología, demografía y análisis de tablas de vida para determinar los efectos a largo plazo en las poblaciones de los enemigos naturales (Amarasekare et al., 2016; Desneux et al., 2007; Roubos et al., 2014).

En la actualidad también existen otros procedimientos para determinar la toxicidad de un pesticida. El Grupo de Trabajo sobre Plaguicidas y Organismos Benéficos, Organización Internacional para el Control Biológico (IOBC, por sus siglas en inglés), identifica la selectividad a enemigos naturales de plaguicidas registrados (acaricidas, fungicidas, insecticidas, herbicidas) y los reguladores del crecimiento de las plantas, de acuerdo a la reducción del desempeño del enemigo natural (su habilidad para encontrar y vencer a su presa con éxito o para localizar y ovipositar en sus hospedantes). Los plaguicidas se clasifican como: <50% de parasitismo o predación = inofensivo; 50% a 79% = levemente nocivo; 80% a 90% = moderadamente nocivo; > 99% = nocivo o perjudicial (Hassan et al., 1985).

De las diferentes clases de pesticidas, los insecticidas son los más tóxicos a los depredadores y parasitoides, les siguen en su orden: herbicidas, acaricidas y fungicidas. Entre los insecticidas se presenta una tendencia en el aumento de la toxicidad hacia los enemigos naturales, que va desde sustancias inorgánicas hasta los piretroides sintéticos; los biopesticidas y reguladores de crecimiento serían más selectivos y menos tóxicos. Se han encontrado especies tolerantes a los pesticidas como la araña *Lycosa pseudoannulata* y el coccinélido *Cryptolaemus montrouzieri* Mulsant (Coleoptera: Coccinellidae) (Theiling & Croft, 1988) y las crisopas del género *Chrysoperla* (Van Driesche et al., 2007).

De acuerdo a Van Driesche et al. (2007) los pesticidas de síntesis química desarrollados entre 1940 y 1960, cambiaron la dinámica de la agricultura y permitieron mayores beneficios, entre ellos, la supresión rápida de las plagas; sin embargo, en pocos años se empezaron a notar problemas como resurgencia de las plagas y selección por resistencia a los plaguicidas, así mismo, aparición de plagas secundarias como el caso de ácaros. En un principio se trató de solucionar este problema con el aumento de dosis o el desarrollo de nuevas moléculas; para los años 1960 a 1980 se comprendió que se debía a la reducción de los enemigos naturales en los agroecosistemas. En Japón, la aplicación de piretroides sintéticos en cultivos de durazno causó daños peores que la plaga *Aculus fockeui* (Napela & Trouessard), después de la desaparición del ácaro depredador *Amblyseius* (Van Driesche et al., 2007). Pfeiffer (2000) sostiene que los insecticidas piretroides no son selectivos para las poblaciones de insectos y son altamente perjudiciales a los depredadores. Estos problemas son evidencia de los riesgos de la dependencia unilateral de los plaguicidas (Ruberson et al., 1998).

Van Driesche et al. (2007) afirman que la resurgencia de plagas se produce dado que los enemigos naturales frecuentemente son más susceptibles a los plaguicidas



que las plagas objetivo. Los insecticidas eliminan los parasitoides y depredadores de tal manera que la población de la plaga sobreviviente es capaz de recuperarse sin la limitación del biocontrolador hasta alcanzar nuevamente altas densidades. Roubos et al. (2014) informan que en cultivos de manzanos el uso de piretroides promueve la resurgencia del ácaro rojo europeo *Panonychus ulmi* (Koch), por la destrucción de su predador, el ácaro *Amblyseius fallacis* (Garman). Otro fenómeno relacionado con el manejo de pesticidas de amplio espectro es el rápido incremento de poblaciones de artrópodos considerados no plaga, ocasionado porque los pesticidas diezman a los enemigos naturales que controlan a estas especies dañinas cuando están en bajas densidades, esto es conocido como explosión de plagas secundarias (Van Driesche et al., 2007).

En la actualidad se cuenta con insecticidas de nueva generación, denominados de bajo impacto, riesgo reducido o biorracionales (Horowitz & Ishaaya, 2004; Stansly & Liu, 1994). Estos insecticidas tienen como ventajas frente a los de amplio espectro o convencionales, que poseen períodos de carencia más cortos debido a su menor toxicidad en mamíferos, mayor especificidad hacia las plagas, mayor compatibilidad con los enemigos naturales y son eficaces a menores cantidades de ingrediente activo por hectárea. Como desventajas se tiene que, generalmente, son más costosos y en el caso de cultivos con varias plagas clave y poco control natural, se pueden requerir aplicaciones de diferentes insecticidas dada su especificidad (Roubos et al., 2014).

Los efectos tóxicos de los plaguicidas sobre los enemigos naturales pueden dividirse en directos e indirectos; en los primeros, la acción insecticida, producto de una aplicación, se dirige directamente al cuerpo del enemigo natural; en cuanto a los indirectos, se refieren a los que el impacto del plaguicida es sobre la fuente de alimento del enemigo natural (Johnson & Tabashnik, 1999).

Efectos directos de los plaguicidas sobre los enemigos naturales

Van Driesche et al. (2007) sostienen que los insecticidas pueden incidir en el desempeño de los biocontroladores, causando su mortalidad o afectando sus movimientos, comportamiento o la tasa reproductiva. Los efectos directos se relacionan con impactos a corto o largo plazo conocidos también como letales y subletales (Gentz et al., 2010; Johnson & Tabashnik, 1999; Roubos et al., 2014).

Una cantidad importante de pesticidas es tóxica directamente sobre los enemigos naturales y a especies no incluidas en las descripciones del producto; así, un repelente de aves puede ser insecticida, los herbicidas pueden actuar sobre nematodos benéficos y los fungicidas ditiocarbámicos afectan la reproducción de ácaros fitoseidos. De este modo, salvo que se indique lo contrario, cualquier pesticida debe ser considerado tóxico (Van Driesche et al., 2007). Es deseable utilizar varios métodos de evaluación de los pesticidas sobre los enemigos naturales; estudios dan evidencia que las evaluaciones en el laboratorio podrían sobrevalorar los efectos nocivos. Studebaker & Kring (2003) encontraron que los productos de riesgo reducido spinosad, imidacloprid e indoxacarb fueron altamente tóxicos al depredador *Orius insidiosus* (Say) (Hemiptera: Anthocoridae) bajo condiciones de laboratorio, pero se mostraron moderadamente tóxicos en invernadero y en el campo.

Efectos a corto plazo

Johnson & Tabashnik (1999) señalan que estos daños letales se relacionan con la mortalidad que ocurre en las primeras 24 horas después de la exposición de una población de enemigos naturales a los pesticidas y este efecto deletéreo se debe a diversos factores biológicos como peso, tamaño, sexo, estado de desarrollo, nutrición, estado de diapausa, ritmo circadiano y, posiblemente, al comportamiento, aunque sobre este último no hay evidencias claras. Van Driesche et al. (2007) sostienen que la magnitud



de la mortalidad en una población de un enemigo natural ocasionada por un pesticida está supeditada a factores fisiológicos y ecológicos, las especies responden de manera diferente a la toxicidad de un compuesto químico; inclusive, poblaciones del mismo enemigo natural pertenecientes a diferentes localidades pueden variar en la susceptibilidad al pesticida (Havron et al., 1991; Rathman et al., 1990). De este modo, solo pruebas locales de las principales combinaciones enemigo natural-plaguicida en un cultivo, determinarán los productos de uso seguro (Van Driesche et al., 2007).

Los insecticidas de amplio espectro normalmente tienen una acción insecticida inmediata y predominantemente su efecto es de corto plazo en insectos que no son el objetivo; estos efectos pueden llegar a otros lugares, como los piretroides, que en áreas no tratadas fueron contaminadas por deriva (Devine et al., 2008; Van Driesche et al., 2007).

Generalmente, los efectos letales se estudian en los adultos, sin embargo, numerosos trabajos muestran que la etapa de desarrollo del insecto influye en el efecto del plaguicida. Estudios con piretroides mostraron que estados inmaduros del parasitoide *Encarsia formosa* escaparon a la acción de la bioresmetrina por estar resguardados dentro del cuerpo de la mosca blanca *Trialeurodes vaporariorum*, pero la deltametrina no permitió la emergencia de los adultos (Delorme et al., 1985).

Existen numerosos ejemplos de la respuesta de las especies de enemigos naturales a los diferentes pesticidas. Los piretroides fluvalinato y esfenvalerato no afectan significativamente a las larvas de moscas sírfidas, pero sí a las larvas del coccinélido *Adalia* spp.; por el contrario, el carbamato pirimicarb ocasiona un efecto importante sobre los sírfidos y no tiene efectos en las de *Adalia* (Devine et al., 2008; Van Driesche et al., 2007). Rosenheim & Hoy (1988b) hallaron que el parasitoide rojo de California *Aphytis melinus* DeBach (Hymenoptera: Aphelinidae) respondió de manera diferente a cinco insecticidas, cuatro organofosforados fueron significativamente nocivos, pero el carbamato no tuvo efecto

sobre el parasitoide. Otro trabajo muestra que el ácaro depredador *A. fallacis* fue resistente a 15 moléculas concentradas ($\geq 0,03\%$), mientras que fue susceptible a otras 16 (Johnson & Tabashnik, 1999).

La evaluación en el laboratorio de los efectos letales, en dosis comerciales, de dimetoato, pirimicarb, imidacloprid, thiacloprid, spinosad y azadiractina en la emergencia y supervivencia de *Aphidius ervi* Haliday, parasitoide de áfidos, permitió detectar tres grupos de insecticidas, el más selectivo incluyó a thiacloprid, azadiractina, imidacloprid y pirimicarb, el spinosad presentó selectividad intermedia, en tanto que el dimetoato limitó la supervivencia de los parasitoides. A pesar de la baja toxicidad de la azadiractina, este fue el único insecticida que mostró penetración y efecto en los parasitoides en formación dentro de los áfidos momificados (Zuazúa et al., 2003).

Efectos a largo plazo

Los efectos subletales pueden ser fisiológicos y tener un efecto en la bioquímica y neurofisiología o afectar su comportamiento (Desneux et al., 2007). Entre los más reconocidos y estudiados están: 1) la interrupción de la alimentación, que reduce la eficiencia predadora y capacidad parasítica; 2) repelencia de presas tratadas lo que disminuye los tiempos de búsqueda en las superficies tratadas o aumenta la locomoción y acicalamiento, con lo cual el individuo acumula residuos adicionales del pesticida; 3) problemas de aprendizaje, afectando la navegación y orientación hacia sus presas y huéspedes; 4) comportamiento alterado que conllevaría a temblores, falta de coordinación y parálisis temporal, incidiendo sobre captura de presas y huéspedes, apareamiento y oviposición; 5) daño fisiológico del sistema reproductivo, afectando sobrevivencia, fertilidad y longevidad, produciendo progenies deformadas o alterando la proporción de sexos (Amarasekare et al., 2016; Johnson & Tabashnik, 1999; Mills et al., 2016; Roubos et al., 2014; Stark et al., 2004). Dos o más de los anteriores efectos pueden presentarse de manera simultánea sobre un artrópodo benéfico (Stark et al., 2004).

De acuerdo con Johnson & Tabashnik (1999) las dosis subletales también pueden tener efectos positivos sobre los enemigos naturales, mejorando su desempeño como reguladores de plagas y la habilidad de aumentar sus poblaciones. Guedes & Cutler (2014) sostienen que es probable que se presente el fenómeno de hormesis en los enemigos naturales, condición que hace referencia a la activación de una respuesta adaptativa que fortalece al organismo, provocado por la exposición a dosis subletales de un pesticida.

Los efectos subletales ocurren después de las 24 horas de exposición a un pesticida; se observan en individuos provenientes de diferentes condiciones: 1) los que sobreviven a las aplicaciones de pesticidas; 2) los que en su fase inmadura estuvieron protegidos durante la aplicación y posterior persistencia del producto; 3) los que emigran a áreas previamente tratadas en donde aún actúa el pesticida (Johnson & Tabashnik, 1999). Los efectos subletales deben evaluarse y cuantificarse para establecer una imagen más real del efecto potencial de un pesticida sobre un enemigo natural (Amarasekare et al., 2016).

Desde los años 1940, en poblaciones de enemigos naturales sobrevivientes de aplicaciones de pesticidas como piretroides, carbamatos y organofosforados, se han registrado efectos subletales (Johnson & Tabashnik, 1999); sin embargo, la mortalidad directa que esta clase de pesticidas ocasiona, no permitió estudiar más a fondo los efectos a largo plazo (Amarasekare et al., 2016).

Investigaciones relacionadas con el efecto sobre la reproducción muestran, por ejemplo, que el fungicida benomyl ocasiona esterilidad total en las hembras del ácaro depredador *Neoseiulus fallacis* (Garman), los fungicidas metiltiofanato y carbendazim inhibieron la oviposición de *Phytoseiulus persimilis* Athias-Henriot (Van Driesche et al., 2007). Varios reguladores del crecimiento de insectos redujeron la fecundidad de coccinélidos o esterilizaron sus huevos (Hattingh & Tate, 1995).

En cuanto a la repelencia, existen estudios en donde se encontró que áreas u hospedantes expuestos a pesticidas provocan que los enemigos naturales se alejen, tal es el caso de suelos que luego de ser tratados con herbicidas se convirtieron en repelentes a depredadores (Van Driesche et al., 2007). Algunas formulaciones también pueden provocar repelencia, un estudio halló que un regulador de crecimiento con formulación en aceite (destilados de petróleo) fue repelente, en tanto que la formulación en polvo mojable no lo fue (Van Driesche et al., 2007). Otra investigación realizada para determinar el efecto letal y subletal en los controladores naturales *Cycloneda sanguinea*, *O. insidiosus* y *Chauliognathus flavipes* con insecticidas organofosforados, piretroides, neonicotinoides y el compuesto clorantraniliprole, usados a dosis recomendadas en el campo, se encontró que, con excepción del clorantraniliprole, todos provocaron repelencia; adicionalmente, este último tuvo la toxicidad más baja, sin efecto sobre la mortalidad en el campo (Fernandes et al., 2016).

La acumulación de pequeñas cantidades de pesticidas puede aniquilar enemigos naturales cuando se alcanza el nivel letal; en la búsqueda de presas sobrevivientes, los enemigos naturales deben movilizarse por áreas expuestas, en esta actividad se incrementa la exposición a los residuos del pesticida aplicado. La acumulación también puede provenir de la alimentación de presas que han ingerido dosis subletales; un caso es el descrito en *Rodolia cardinalis* (Mulsant) afectada por el consumo de individuos de la escama de los cítricos *Icerya purchasi* Maskell, los cuales contenían cantidades no letales de insecticida (Van Driesche et al., 2007).

A nivel poblacional, los cambios en la tasa de desarrollo pueden interrumpir la sincronía fenológica entre un enemigo natural y su presa (Desneux et al., 2007). Los impactos podrían ser más severos si el depredador o el parasitoide tuvieran un tiempo generacional más prolongado, más estados de desarrollo y una tasa de crecimiento poblacional



menor que su presa; depredadores como los coccinélidos tienen estos antecedentes (Stark et al., 2004). Las diferencias en las características del ciclo de vida muestran que las especies varían en la velocidad a la que sus poblaciones se recuperan después de una aplicación de insecticida (Roubos et al., 2014; Stark et al., 2004).

La estructura de la población durante la aplicación de los pesticidas juega un papel significativo en la susceptibilidad de los enemigos naturales, la exposición de huevos o larvas de primer ínstar serían más susceptibles que las poblaciones uniformemente distribuidas en todos sus estados de vida, ello se debe a que una población con individuos jóvenes le toma más tiempo llegar a la edad madura que otra en donde ya se tienen individuos reproduciéndose o próximos a reproducirse. Adicionalmente, no solo tiene que superar el descenso de la población por causa del insecticida y otros tipos de estrés, sino que debe pasar por mudas sucesivas. En general, las especies depredadoras son más susceptibles que sus presas (Stark & Banken, 1999; Stark et al., 2004).

Uno de los objetivos al desarrollar pesticidas de riesgo reducido es buscar una mayor selectividad hacia los enemigos naturales (Amarasekare et al., 2016; Gentz et al., 2010; Mills et al., 2016), en consecuencia, se necesita tener en cuenta los efectos subletales (Amarasekare et al., 2016). Los estudios desarrollados en esta dirección ofrecen resultados variables; así, trabajos del IOBC con el insecticida spinosad, clasificado como de bajo riesgo, en 228 observaciones en 52 especies de enemigos naturales, se encontró que el 71% de los estudios de laboratorio y el 79% de campo sobre depredadores dieron un resultado como inofensivo; sin embargo, para los parasitoides himenópteros, el 78% de estudios de laboratorio y el 86% de campo lo califican de moderadamente nocivo o nocivo (el grado más alto).

Los depredadores sufrieron efectos subletales insignificantes, mientras que los parasitoides mostraron pérdida de capacidad reproductiva

y longevidad reducida. Los estudios de residualidad indican que el producto se degrada de tres a siete días después de la aplicación (Williams et al., 2003).

En un estudio llevado a cabo bajo condiciones de laboratorio, se midieron los efectos letales y subletales de varios insecticidas de riesgo reducido sobre el predador *C. montrouzieri* y el parasitoide *Leptomastix dactylopii* Howard (Hymenoptera: Encyrtidae), enemigos naturales del piojo harinoso de los cítricos, *Planococcus citri* (Risso) (Homoptera: Pseudococcidae); los resultados arrojaron que el insecticida dinotefuran fue extremadamente perjudicial para el parasitoide adulto a la dosis completa de etiqueta, mientras que buprofezin, pyriproxyfen y flonicamid no fueron dañinos a las mismas dosis. Acetamiprid, dinotefuran y clotianidina fueron altamente tóxicos para los adultos de *C. montrouzieri*, pero buprofezin, pyriproxyfen, y flonicamid presentaron baja toxicidad, mientras que los insecticidas pyriproxyfen y flonicamid no tuvieron efectos subletales sobre ambos controladores naturales (Cloyd & Dickinson, 2006).

Durante varios años, en cultivos comerciales de uva se evaluó las infestaciones de la plaga *Paralobesia viteana* Clemens y el comportamiento de los enemigos naturales con la implementación de dos programas de insecticidas, convencionales y de riesgo reducido, los resultados no mostraron un incremento del parasitismo de la plaga en las áreas tratadas con el segundo tipo de insecticidas, siendo los efectos subletales la causa de estos resultados (Jenkins & Isaacs, 2007). Al evaluar dos insecticidas sintéticos y el bioinsecticida azadiractina sobre larvas depredadoras de crisopas *Chrysoperla externa* y *Ceraeochrysa cubana*, encontraron que el último tuvo repelencia sobre *C. externa* (Cordeiro et al., 2010).

Efectos indirectos de los plaguicidas sobre los enemigos naturales

Estos efectos impactan la fuente de alimento y se debe principalmente a la disminución



o modificación de la distribución de las poblaciones de presas y al consumo de alimento contaminado con plaguicida (Johnson & Tabashnik, 1999). Para algunos investigadores, el mayor impacto negativo sobre los enemigos naturales, después de la mortalidad aguda, es el desbalance con las densidades de las poblaciones de sus presas, por cuanto afectan la disponibilidad de alimento. Con el uso de insecticidas sistémicos, a pesar de ser considerados selectivos, se ha encontrado que cuando el producto es altamente eficaz, las poblaciones del enemigo natural desaparecen por falta de su fuente de alimento, caso más evidente cuando el controlador natural es muy específico sobre la presa (Johnson & Tabashnik, 1999).

Una segunda forma de efecto indirecto es el consumo de presas envenenadas. Estudios en el laboratorio comprobaron la mortalidad de depredadores que consumieron presas contaminadas con pesticidas y de adultos de endoparasitoides que murieron al emerger y entrar en contacto con residuos del pesticida (Johnson & Tabashnik, 1999). Es importante tener en consideración el comportamiento de los enemigos naturales, los depredadores que consumen toda la presa, como los coleópteros, tienen mayor probabilidad de contaminarse con un insecticida persistente que esté presente en cualquier parte de la presa, inclusive en el intestino; en tanto, los depredadores hemípteros pueden tener una exposición más baja dado que su consumo es selectivo de contenidos internos (Gentz et al., 2010; Theiling & Croft, 1988).

Diferencias en la respuesta a los plaguicidas entre parasitoides y artrópodos predadores

Diversos estudios indican que los enemigos naturales son más susceptibles a los pesticidas que sus presas; a su vez, los depredadores tienden a ser más tolerantes que los parasitoides. Los resultados de diferentes trabajos muestran desde pequeñas hasta considerables diferencias entre estos grupos (Theiling & Croft, 1988). En una

investigación Rajakulendran & Plapp Jr, (1982) hallaron que la *crisopa* verde común *Chrysoperla carnea* Stephens fue menos susceptible que el braconido *Campoletis sonorensis* (Carlson) a cinco insecticidas piretroides (cipermetrina, fenotrina, tralometrina, fluvalinato y flucirretina). Williams et al. (2003) indican que con el insecticida spinosad, algunos parasitoides himenópteros fueron más susceptibles a efectos subletales como afectación de la longevidad y pérdida de la capacidad reproductiva, que los insectos depredadores.

Diversas hipótesis se han planteado para explicar este fenómeno diferencial entre ambos grupos de enemigos naturales, entre ellas están la detoxificación diferencial, la resistencia y las dinámicas poblacionales (Theiling & Croft, 1988). Posibles causas para la aparente incapacidad de los parasitoides a desarrollar resistencia son propuestas, desde casos no registrados, necesidad de incrementar la tolerancia para adquirir niveles de resistencia efectivos, ausencia de una flexibilidad genética en medio de una alta especialización ecológica y baja actividad adaptativa de sistemas de enzimas detoxificadoras (Rosenheim & Hoy, 1986). Existen familias de artrópodos que tienen especies tanto depredadoras como herbívoras, por ejemplo, Coccinellidae, Miridae, Pentatomidae, Lygaeidae y Cecidomyiidae; algunas son tolerantes a pesticidas. La cercanía evolutiva de estos predadores a la fitofagia podría brindar una mayor capacidad de detoxificación o enfrentar de mejor modo a los xenobióticos que traen los plaguicidas (Theiling & Croft, 1988). Para Theiling & Croft, (1988) biológicamente los parasitoides, dada la coevolución con sus hospedantes, pueden tener relaciones más complejas que los depredadores, posiblemente al ganar en sincronía y especialización con el huésped han perdido en adaptación a las condiciones externas del medio, lo cual los podría hacer más susceptibles a la presencia de agentes químicos en su entorno.

Theiling & Croft (1988) sostienen que los depredadores con relación a los parasitoides, parecieran adaptarse de mejor manera en el tiempo a la presión de los plaguicidas; además,



afirman que los estudios no muestran evidencia de niveles estables y altos de resistencia a los pesticidas en los parasitoides, lo que sí es más frecuente en los depredadores. Trabajos de laboratorio para inducir resistencia a pesticidas en parasitoides, si bien han logrado producir poblaciones con altos valores de DL50, en el tiempo no se han mantenido como si ocurre con los depredadores (Theiling & Croft, 1988). Finalmente, señalan que la resistencia limitada de los parasitoides podría ser causa de una reducida variabilidad genética como respuesta a los tóxicos, pero existen pocos trabajos que confirmen esta hipótesis.

A pesar de lo anterior, los resultados no siempre son concluyentes, pueden existir otras variables. Al determinar la susceptibilidad de los predadores *C. montrouzieri* y el ácaro *Eusieus stipulatus* Athias-Henriot y el parasitoide *A. melinus* a tres pesticidas, acefato, dimetoato y clorhidrato de formetenato, se encontraron diferencias significativas en las respuestas, siendo más resistente *C. montrouzieri* que *A. melinus*, pero un adulto del predador es unas 100 veces más pesado que una hembra del parasitoide, por lo tanto, más que diferencias innatas entre ambos grupos, la diferencias podrían atribuirse a respuestas de dosis por peso (Johnson & Tabashnik, 1999).

Efecto de los pesticidas de síntesis química sobre los hongos entomopatógenos

Los entomopatógenos pueden ser afectados por los pesticidas de síntesis química de diferente modo. En Cenicafé se realizaron estudios para evaluar la compatibilidad de hongos entomopatógenos con pesticidas de uso corriente en el cultivo del café para el control de la roya y la broca *Hypothenemus hampei* (Ferrari). Bajo condiciones de laboratorio, los fungicidas triadimefon y hexaconazol provocaron mayor inhibición que cyproconazol (40 ppm) y el oxiclورو de cobre (600 ppm) sobre *Beauveria bassiana* (Bálsamo) Vuillemin (Rivera, 1993). Dos aislamientos de *B. bassiana* presentaron diferentes grados de inhibición al ser mezclados con dosis variables de los insecticidas diazinon

SP, malation, fenitrothion, pirimifosmetil, clorpirifos, endosulfan, diazinon EW e isazofos (Rivera et al., 1994). A su vez, *Metarhizium anisopliae* (Metschnikoff) Zorokin fue de mediana a fuertemente susceptible a los insecticidas pirimifosmetil, clorpirifos, fenitrothion, endosulfan y a los fungicidas cyproconazol, hexaconazol y triadimefon, mientras que los herbicidas oxyfluorfen y paraquat mostraron alta inhibición sobre el hongo (González et al., 1995).

Villacorta (1999) demostró que *M. anisopliae* tolera mejor el efecto inhibitorio del oxiclورو de cobre que *B. bassiana*. Lazo (1990) encontró diferencias de susceptibilidad entre aislamientos de *M. anisopliae* a oxiclورو de cobre. En Brasil, Oliveira et al. (2003) evaluaron en *B. bassiana* el efecto de mezclas de los principales insecticidas utilizados en dosis comerciales en el cultivo del café, encontrando que los insecticidas endosulfan, clorpirifos y triazofos ocasionaron total inhibición de la germinación; los insecticidas deltametrina, thiametoxam y cyflutrina, redujeron la germinación en un 64%, 32% y 13%, respectivamente; mientras que el insecticida alfacipermetrina no afectó la germinación.

Botelho & Monteiro (2011) encontraron que algunos pesticidas (insecticidas, herbicidas y madurantes) de uso frecuente en caña de azúcar, fueron nocivos para los hongos *B. bassiana* y *M. anisopliae*. Muiño & Larrinaga (1998) en estudios de laboratorio realizados en Cuba, con *Lecanicillium lecanii*, entomopatógeno natural de hemípteros plaga en una gran variedad de cultivos, hallaron que benomyl, difenoconazol, dimetoato y propacloro son tóxicos; zineb, mancozeb y tiram, moderadamente tóxicos; metalaxyl, metamidofos, trifluralin, metribuzin, napropamida y oxiclورو de cobre fueron ligeramente tóxicos, y endosulfan y difenamida fueron inofensivos.

Efecto de los pesticidas sobre otros controladores naturales

El papel de las aves como controladores naturales de artrópodos es un tema



controversial. Investigaciones en el cultivo del café indican que estos vertebrados podrían regular poblaciones plagas (Greenberg et al., 2000; Levy, 2007; Perfecto et al., 2004). Adicionalmente, Greenberg et al. (2000) reportan reducciones del 64% al 80% de artrópodos mayores a 5 mm por la predación de aves, y Kellermann et al. (2008) identificaron en Jamaica 17 especies de aves como posibles depredadores de la broca del café.

Desde la irrupción de los pesticidas sintéticos se tienen numerosos registros de envenenamientos de la fauna silvestre por plaguicidas, en un buen número de países (Van Driesche et al., 2007). Poblaciones silvestres sufrieron reducciones significativas al afectarse procesos reproductivos como consecuencia de anomalías en los órganos sexuales durante la gestación. El cambio en el grosor de los cascarones de los huevos inhibió el desarrollo y emergencia de las crías y condujo a la desaparición de aves en extensas áreas (Burger et al., 1995). Estudios realizados en ocho países de Europa mostraron efectos negativos del uso de insecticidas y fungicidas sobre la diversidad de la fauna silvestre, en especial en aves que anidan en el suelo de campos cultivados (Geiger et al., 2010). Pesticidas como el DDT contaminaron lombrices de tierra, las aves que se alimentaron de ellas murieron por envenenamiento (Carson, 1962). En Argentina, entre los años 1995 y 1996, la aplicación de organofosforados para controlar un ataque de saltamontes produjo la muerte de miles de halcones que se alimentaron con insectos contaminados (Devine et al., 2008).

El uso de formulaciones granulares o en tratamiento a semillas es una de las principales causas del envenenamiento en aves; sin embargo, en los países desarrollados, se han prohibido el uso de moléculas que afectan a las aves o se utilizan formulaciones que permiten un manejo de plagas más seguro y el impacto negativo parece disminuir considerablemente (Devine et al., 2008). En el año 2000, el insecticida clorfenapir no

fue autorizado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) para su uso en control de plagas en el algodón, por el potencial daño crónico que representa en la reproducción de las aves, no obstante, el problema aún persiste en países en desarrollo (Devine et al., 2008). En Colombia se ha recomendado para el control de la broca del café, la molécula para insecticidas del grupo de las diamidas antranílicas, las cuales, de acuerdo a su perfil ecotoxicológico, son más seguras para las aves que otros insecticidas recomendados para el control de esta plaga (Arcila et al., 2015; Arcila et al., 2013).

Efecto de los bioplaguicidas en los controladores naturales

Estos pesticidas a pesar de ser considerados relativamente inocuos a los enemigos naturales también pueden representar riesgo. A continuación, se hace una breve descripción por tipo de entomopatógeno, del impacto que pueden tener:

Efecto de hongos y bacterias entomopatógenas en los enemigos naturales

Este tipo de microorganismos actúan gracias a las estructuras patogénicas como esporas o micelio, o a través de los metabolitos secundarios o toxinas generados durante sus procesos vitales. La bacteria esporígena *Bacillus thuringiensis* Berliner, podría ingresar al cuerpo de los parasitoides y predadores que se nutren del polen y néctar de las flores, si el microorganismo ha sido depositado en estos lugares (Vázquez et al., 2008).

Hongos de los géneros *Beauveria*, *Metarhizium* y *Lecanicillium*, entre otros, actúan generalmente por vía de contacto, bien sea de manera directa durante la aplicación o por contacto con superficies tratadas como estructuras patogénicas depositadas en los órganos de la planta o suelo (Van Driesche et al., 2007). Una amplia revisión realizada

por Flexner et al. (1986) presenta los efectos letales y subletales de los entomopatógenos sobre algunos enemigos naturales. Larvas de *C. montrouzieri* tuvieron un 50% de mortalidad al ingerir esporas de *B. bassiana*; sin embargo, los adultos no fueron afectados. En general, concluyen que, en invertebrados diferentes a las plagas objetivo, la mortalidad a partir del contacto directo con las esporas, es normalmente menor al 10%.

Mejía et al. (2000) en su estudio del efecto de insecticidas de síntesis química y bioplaguicidas sobre la avispa parasitoide *Prorops nasuta* Waterston (Hymenoptera: Bethyilidae), biocontrolador de la broca del café, encontraron que el hongo *B. bassiana*, aplicado pocas horas o días antes o después de una liberación del parasitoide, afecta la supervivencia y capacidad parasítica del himenóptero. Se recomienda dar un tiempo de 9 a 22 días, entre aplicaciones de los insecticidas y liberación del parasitoide.

En cuanto a las bacterias, Herbert & Harper (1986) informan sobre la mortalidad de ninfas de *Geocoris punctipes* (Say) alimentadas con larvas de *Helicoverpa zea* (Boddie) previamente inyectadas con beta-exotoxina de *B. thuringiensis*. Sin embargo, Van Driesche et al. (2007) indican que la mayoría de las cepas de *B. thuringiensis* solo actúan sobre insectos emparentados con la plaga objetivo; por lo anterior, investigaciones indican que los efectos de *B. thuringiensis* en otros organismos o en cultivos cercanos es insignificante, sobre todo, comparado con pesticidas convencionales.

Efecto de virus entomopatógenos en los enemigos naturales

El impacto de los baculovirus sobre insectos diferentes a las plagas objetivos, tienden a ser desde bajos hasta nulos, en su mayoría. Estos microorganismos tienen rangos estrechos de hospedantes, atacan generalmente especies de unos pocos géneros emparentados, especialmente, de la misma familia. Se han hallado baculovirus con rangos de hospedantes más amplios, por

ejemplo, el NPV de *Autographa californica* (AcMNPV), que infecta al menos a 43 especies del orden Lepidóptera (Van Driesche et al., 2007). La mortalidad directa por virus en el campo es menos del 4%; sin embargo, pueden presentarse efectos subletales en ciertos parasitoides que al emerger son contaminados por residuos del bioplaguicida (Flexner et al., 1986).

Efecto de nematodos entomopatógenos en los enemigos naturales

De acuerdo a Van Driesche et al. (2007), los nematodos de las familias Steinernematidae y Heterorhabditidae tienen rangos amplios de hospedantes dentro de los insectos. Jansson (1993) estima que sus aplicaciones ejercen bajo riesgo para especies no plaga. Georgis et al. (1991) indican que, salvo en la plaga objetivo, no encontraron efectos negativos en otros artrópodos del suelo, posiblemente debido a factores como poca movilidad de los nematodos o delimitación en ambientes muy particulares. Estudios con *Steinernema carpocapsae* muestran que no causan mortalidad en la lombriz terrestre *Aporrectodea* sp. (Capinera et al., 1982).

Estrategias para disminuir el riesgo de los insecticidas sobre los agentes de control natural

Para permitir que un plaguicida se use de manera eficiente y con menos impacto sobre los enemigos naturales, deben cumplirse varias condiciones. Es necesario identificar las plagas y enemigos naturales afectadas por la aplicación, conocer sus hábitats y comportamientos, los efectos de las dosis aplicadas y las diferentes tecnologías de aplicación; lo anterior brindará la información básica a relacionar (Johnson & Tabashnik, 1999).



Los programas de manejo de plagas involucran diferentes estrategias, de tal forma que los plaguicidas puedan ser compatibles con los enemigos naturales, para ello según Roubos et al. (2014), deben considerarse dos enfoques: a. programas de manejo de plagas a escala de la finca o lote, y b. manejo de plagas a escala de paisaje.

Escala de paisaje

Existe una relación importante en cuanto al intercambio de plagas e insectos benéficos, entre fincas vecinas y otros tipos de uso del suelo; así mismo, dependiendo de las características de los hábitats y alimento, los enemigos naturales alcanzan diferentes paisajes agrícolas (Roubos et al., 2014). Con relación al tipo de paisajes, en aquellos simples con uniformidad de cultivos, las poblaciones de enemigos naturales han sido diezgadas en el proceso de transformación del paisaje y por el continuo uso de pesticidas; de este modo, nuevas aplicaciones de insecticidas supondrían un efecto poco significativo sobre estas bajas poblaciones y, por ende, el efecto no sería tan relevante. Por otro lado, en paisajes altamente diversificados, el impacto sería transitorio ya que se cuenta con una buena cantidad de enemigos naturales que pueden recolonizar las áreas tratadas una vez pase el efecto de los pesticidas. En paisajes intermedios, con menor calidad de reservorios de paisaje y una menor abundancia de controladores biológicos existe un mayor riesgo sobre estos, por el impacto negativo de las aplicaciones de los insecticidas (Roubos et al., 2014). Registros del medio Oeste en Estados Unidos durante el 2007, mostraron que las áreas aplicadas con insecticidas aumentaron, al presentarse una mayor proporción y tamaño de los lotes cultivados y disminuyeron al incrementarse la proporción de hábitats seminaturales (Meehan et al., 2012).

Puede lograrse un manejo exitoso de plagas a una escala de paisaje si se suman de manera coordinada programas de manejo integrado de plagas a nivel de finca entre productores vecinos (Roubos et al., 2014), este tipo de control también se denomina a gran escala o

Area-Wide AW-IPM. Botero et al. (2014) afirman que se requiere el concurso de muchas fincas para observar los beneficios a escala regional.

Prácticas como delimitar épocas de siembra, con el fin de reducir el desarrollo de ciertas plagas, monitoreos intensivos y uso de insecticidas diferentes a los convencionales, son un buen ejemplo, ya que permiten un mejor papel de los controladores biológicos. Bajo este esquema, productores de manzanas en Estados Unidos han logrado reducir hasta un 80% de insecticidas de amplio espectro; de igual manera, en el estado de California, los productores de pera lograron bajar de 14 a máximo tres aplicaciones de insecticidas por temporada (Roubos et al., 2014). Cenicafé recomienda, para evitar la dispersión y reproducción de la broca del café a predios vecinos, realizar la renovación de cafetales improductivos, inmediatamente termina la cosecha principal. Para ello, deben seguirse los siguientes pasos: a. realizar una cosecha sanitaria o recolección de todos los frutos del árbol; b. efectuar la eliminación o zoqueo de los cafetales; c. dejar árboles con frutos en los alrededores como trampas, para capturar adultos de la plaga que emergen del suelo; y d. implementar un programa de monitoreo y aspersiones del entomopatógeno *B. bassiana* en los cultivos aledaños. Con este programa logran disminuirse los niveles de infestación en la región y se reduce el número de aplicaciones de insecticidas químicos (Benavides et al., 2013).

Escala de la finca o lote

Roubos et al. (2014) señalan que los programas de manejo integrado de plagas son generalmente desarrollados a escala de lote o finca. Existen diversas maneras de proceder con el control de las plagas para disminuir el efecto de los pesticidas sobre los enemigos naturales, tales como buscar la selectividad en el manejo de los pesticidas, reducir los volúmenes de aplicación, evaluar el momento oportuno de aplicación con el establecimiento de los umbrales de acción, así como usando insecticidas con diferentes modos de acción. Estos se describen a continuación.



Selectividad en el manejo de los pesticidas

Bartlett (1975) define la selectividad como el uso de pesticidas para controlar efectivamente una plaga objetivo, sin perjudicar a los enemigos naturales. La peligrosidad de los pesticidas sobre los enemigos naturales está dada por dos factores, exposición y riesgo, los cuales, al manipularse de manera conveniente, determinan la selectividad de los pesticidas. Usar productos que impliquen menos riesgo intrínseco, conduce a la selectividad fisiológica; por otro lado, disminuir la exposición de los enemigos naturales a los pesticidas lleva a la selectividad ecológica. Hacer una buena combinación de estos dos tipos de selectividad es la clave para lograr la mayor reducción posible del impacto negativo de los pesticidas en los enemigos naturales (Viñuela & Jacas, 1993).

Selectividad fisiológica de los pesticidas

El uso de moléculas insecticidas fisiológicamente selectivas se entiende como una mayor toxicidad innata sobre la plaga objetivo y menor para el enemigo natural (Pfeiffer, 2000; Rechcigl & Rechcigl, 2016). Johnson & Tabashnik (1999) mencionan que cuando se utilizan sustancias fisiológicamente selectivas para mejorar el desempeño de los biocontroladores, debe considerarse que podrían aparecer plagas secundarias y el resurgimiento de plagas primarias. Adicionalmente, hay que tener en cuenta que una alta eficacia del insecticida puede ser negativa cuando los enemigos naturales sobrevivientes mueren por falta de alimento o son colonizadores que llegan a áreas tratadas en búsqueda de hospedantes u otras fuentes nutritivas (Tabashnik, 1986).

La pérdida de enemigos naturales puede generar resurgimiento de plagas; por lo tanto, para evitarlo, la selectividad fisiológica

demanda una sobrevivencia de una parte de la población de la plaga, la cual estará en función de parámetros como umbrales de daño, relación densidad plaga a enemigos naturales, dinámica del desarrollo de las poblaciones de ambas, el cultivo y factores ambientales. Ante la irrupción de plagas secundarias sería necesario utilizar insecticidas específicos para la plaga principal y así no ocasionar un impacto sobre los enemigos de ésta; además, reduce potenciales problemas de resistencia (Johnson & Tabashnik, 1999).

En el IOBC, después de evaluar alrededor de 60 compuestos en 19 especies de enemigos naturales, se encontraron 25 moléculas como relativamente selectivas para al menos uno o más biocontroladores en función de su toxicidad y persistencia (Hassan et al., 1987, 1983).

En la literatura se reportan diversos casos exitosos de la implementación de programas con el uso de insecticidas de bajo riesgo frente a los convencionales; por ejemplo, Atanassov et al. (2003) encontraron mayor número de insectos benéficos y aumentos en las tasas de parasitismo de huevos y depredación en huertos de manzanas con uso de insecticidas selectivos, en comparación con organofosforados. O'Neal et al. (2005), hallaron una actividad ocho veces mayor del escarabajo terrestre depredador *Harpalus erraticus* en cultivos de arándanos, en lugares donde se usaron insecticidas de menor espectro. Cabe destacar que no siempre se obtienen estos resultados, por ejemplo, en viñedos comerciales, Jenkins & Isaacs (2007) no obtuvieron diferencias sobre la abundancia de enemigos naturales y el parasitismo de la polilla de la uva *P. viteana* Clemens.

Selección por resistencia a plaguicidas de los enemigos naturales

Una forma de obtener selectividad es por medio de la resistencia de los enemigos naturales a los pesticidas químicos (Johnson & Tabashnik, 1999). El uso generalizado de organofosforados y carbamatos durante los últimos 40 a 50 años ha permitido la selección



por resistencia de algunos depredadores y parasitoides. También se ha encontrado que ciertas especies tienen tolerancia innata, por ejemplo, el fitoseido *N. fallacis* (Garman) parece estar mejor capacitado para soportar aplicaciones de organofosforados que otras especies relacionadas (Pfeiffer, 2000). Si bien hay un buen número de evidencias de la resistencia en los enemigos naturales, la cantidad de especies resistentes es menor que en el caso de las plagas, solo un 5% de enemigos naturales (entre parasitoides y predadores) tienen algún grado de resistencia frente al total de especies de artrópodos registradas como resistentes (Tabashnik, 1986). La literatura reporta casos de resistencia en enemigos naturales a los insecticidas convencionales de los grupos organofosforados, carbamatos, organoclorados y piretroides. Al parecer hay pocos casos de resistencia con insecticidas de riesgo reducido; durante la presente revisión, se encontró solo el registro de resistencia del nematodo *Heterorhabditis bacteriophora* Poinar al nematocida avermectina, permitiendo que se utilicen en cultivos donde deben controlarse nematodos fitoparásitos (Van Driesche et al., 2007).

De acuerdo con Tabashnik & Johnson (1999), para explicar la diferencia en resistencia entre enemigos naturales y artrópodos plaga, se proponen tres hipótesis no excluyentes entre sí: a. sesgo en la información obtenida; b. preadaptación diferencial o susceptibilidad diferencial a pesticidas; (c) diferencias ecológicas entre ambas poblaciones. La primera hipótesis afirma que la resistencia en una plaga es más probable de ser observada y registrada que aquella en un enemigo natural, por lo tanto, la información sobre el biocontrolador estaría subvalorada. Según Tabashnik (1986), la segunda hipótesis se fundamenta en que las plagas herbívoras han evolucionado con la capacidad de detoxificar compuestos defensivos de las plantas, mientras que los enemigos naturales no tienen esta capacidad. Sin embargo, Tabashnik & Johnson (1999) documentan la evolución de la resistencia de los enemigos naturales a los pesticidas y Croft

& Strickler (1983) detallan los mecanismos de detoxificación que intervienen en la susceptibilidad diferencial a pesticidas entre las plagas y los enemigos naturales. Finalmente, se plantea una hipótesis que desestima un tanto la preadaptación, esta nueva hipótesis considerada como de las más determinantes, sostiene que la razón por la que las plagas desarrollan resistencia más rápido que sus enemigos naturales, especialmente cuando estos últimos son muy específicos en su alimento, es que al realizar controles con pesticidas altamente eficaces, las poblaciones sobrevivientes del enemigo natural mueren por falta de alimento, de tal manera que la densidad de la plaga no sostiene a las del biocontrolador; con el tiempo, la población plaga se recupera, transmitiendo la resistencia a sus descendencia, lo que no ocurre con la del enemigo natural (Croft & Strickler, 1983; Tabashnik, 1986).

Las poblaciones de enemigos naturales normalmente desarrollan su resistencia a los plaguicidas gracias a la selección natural en cultivos tratados con pesticidas; sin embargo, en algunos casos esta resistencia puede ser obtenida en el laboratorio y luego ser utilizado este material resistente en programas de manejo integrado de plagas (Van Driesche et al., 2007). Los primeros intentos por obtener resistencia artificial se realizaron entre 1950 y 1960, cuando se trabajó con el parasitoide braconido *Macrocentrus anyclivurus* (Croft & Strickler, 1983). La inducción de resistencia a parasitoides ha sido menos afortunada que con predadores (Johnson & Tabashnik, 1993). Trabajos con el parasitoide *A. melinus*, controlador de la escama roja de California, permitieron obtener un biotipo 20 veces más resistente al carbaryl que una colonia susceptible estándar (Rosenheim & Hoy, 1988a). Otro ejemplo es el parasitoide *Trioxys pallidus* Haliday (Hymenoptera: Aphidiidae), que ataca al áfido de la nuez, *Chromaphis juglandicola* Kaltenbach (Hemiptera: Aphididae), con el cual se logró una resistencia a azinfosmetilo 7,5 veces mayor en comparación con poblaciones estándar (Hoy & Cave, 1988).



Selectividad ecológica

Para lograr la selectividad ecológica debe evitarse la coincidencia temporal o espacial de los tratamientos fitosanitarios y los enemigos naturales, de tal manera que se explotan las diferencias biológicas que se presenten entre la plaga y los biocontroladores.

En el ámbito del control químico de plagas, a partir de ensayos de laboratorio, surgió el enfoque de selectividad fisiológica de las moléculas insecticidas; sin embargo, se considera limitada y es más aceptada la selectividad ecológica bajo condiciones de campo (Vázquez et al., 2008). Deben tenerse en cuenta dos factores importantes: la acción directa del plaguicida (sintético o biológico) sobre los enemigos naturales y el tiempo, en horas o días, en que está activo el insecticida sobre los órganos de las plantas y en concentraciones perjudiciales a los enemigos naturales (Vázquez et al., 2008). Lo anterior determina la secuencia de las aplicaciones y el intervalo entre ellas, bien sea como efecto inmediato sobre los enemigos naturales que están actuando en el área tratada o para los que llegan o emergen posteriormente para actuar y establecerse (Van Driesche et al., 2007).

Selectividad ecológica temporal

Se refiere a la elección de un momento o tiempo para las aplicaciones. Welch & Harwood (2014) indican que las plagas y sus enemigos naturales se relacionan en las diferentes etapas fenológicas del cultivo coincidiendo en períodos de días a meses. Cuando el biocontrolador está en los estados más resistentes a los pesticidas deben programarse las aplicaciones, para reducir el efecto negativo sobre las poblaciones de los benéficos (Roubos et al., 2014; Ruberson et al., 1998). Este tipo de selectividad se logra usando productos de poca persistencia y aplicándolos en momentos cuando la plaga es más sensible al pesticida (Viñuela, 2005); es decir, en horas cuando el controlador natural está desfasado con el “pico” poblacional de la plaga, inactivo o protegido dentro del

hospedante, en el caso de los parasitoides (Johnson & Tabashnik, 1999). Otro tipo de protección puede ser la que brinda el propio órgano de la planta atacado; un estudio de Cenicafe sugiere que *P. nasuta* parasitoide de la broca del café escapa a las aspersiones de insecticidas al permanecer protegido dentro de las galerías que realiza la broca en los frutos de café (Rivera et al., 2010).

Por otro lado, Roubos et al. (2014) afirman que los pesticidas de amplio espectro son más críticos que aquellos conocidos como de riesgo reducido o biorracionales. En el caso de enemigos naturales de tipo holometábolo, las aplicaciones podrían realizarse en fases de prepupa o pupa, por cuanto son las etapas más tolerantes a los insecticidas. Un trabajo de Haseeb et al. (2000) muestra que las pupas del parasitoide *Diadegma semiclausum* (Hellen) (Hymenoptera: Ichneumonidae) son menos susceptibles a varios plaguicidas que los adultos a tasas de aplicación de campo. Infortunadamente, la mayoría de las aplicaciones se deciden basadas en el ciclo de vida de la plaga y no tienen en cuenta el de los enemigos naturales. Es necesario, por lo tanto, tener amplio conocimiento sobre la biología de estos últimos, su actividad alimenticia, hábitat y, especialmente, el momento en que son más efectivos como controladores naturales (Roubos et al., 2014). Sin embargo, este método puede tener efectos contrarios a los deseados, una reducción fuerte de las presas antes de la emergencia de sus controladores puede ocasionar su desaparición. Hoyt (1969) manifiesta que aplicaciones tempranas en manzanos sobre *Tetranychus mcdanieli* McGregor (Acari: Tetranychidae), provoca una drástica reducción de la plaga, hasta el punto que luego su predador *Typhlodromus occidentalis* Nesbitt (Acari: Phytoseiidae) muere por falta de alimento, cuando nuevas poblaciones de la plaga aparecen, la densidad del predador no es suficiente para controlar eficazmente a *Tetranychus*, las poblaciones de la plaga se incrementan y causan daño económico al final de temporada. Esto sugiere el monitoreo de las plagas y evaluar cada práctica antes de implementarla en un programa de manejo integrado.

Selectividad ecológica espacial

Selectividad ecológica por discriminación de hábitat

Johnson & Tabashnik (1999) y Van Driesche et al. (2007) concuerdan en que es posible conservar las poblaciones de enemigos naturales, dirigiendo las aplicaciones a los sitios en donde preferentemente se encuentran las plagas, algunas plagas se ubican en estratos diferentes a los de su controlador. Por ejemplo, ciertos ácaros fitófagos se ubican en las áreas externas del dosel de la planta, en tanto, sus depredadores están en la parte interna (Johnson, 1986). Este método también puede ser usado para conservar enemigos naturales de otras plagas del cultivo; en sandía, altas infestaciones de *Thrips palmi* Karny (Thysanoptera: Thripidae) se producen en estructuras distales de la planta y los parasitoides del minador *Liriomyza* se encuentran generalmente en el follaje basal (Lynch & Johnson, 1987), las aplicaciones de insecticidas para el control de *T. palmi* deben ser dirigidas a las áreas donde se localiza la plaga y así conservar los enemigos naturales del minador (Roubos et al., 2014). Es común que plagas polífagas tengan en su fase adulta mucha movilidad entre diferentes hospedantes vecinos al cultivo (silvestres o domésticos), este comportamiento puede aprovecharse al sembrar cultivos o plantas trampa en donde las aplicaciones se dirigen a estas (Johnson & Tabashnik, 1999).

Una estrategia recomendada por Cenicafé para evitar que el minador de las hojas del café *Leucoptera coffeellum* (Lepidoptera: Lyonetiidae) se convierta en una plaga durante los primeros meses de establecimiento del cultivo, es realizar la eliminación completa de arvenses del plato del árbol pero dejando en las calles las plantas de hoja ancha y de baja interferencia, para que florezcan y de este modo sean fuente de alimento de sus enemigos naturales (Benavides et al., 2013). Del mismo modo, Cenicafé recomienda mantener arvenses nobles como cobertura del suelo, ya que proveen néctar a enemigos naturales

de la broca del café como el parasitoide *Cephalonomia stephanoderis* Betrem (Hymenoptera: Bethyridae) (Bustillo 2007).

Selectividad ecológica por división del hábitat

Johnson & Tabashnik (1999), Roubos et al. (2014) y Van Driesche et al. (2007) afirman que pueden reducirse los efectos negativos de aplicaciones de insecticidas en lugares donde habitan tanto la plaga clave como sus enemigos naturales, si solamente se realizan en ciertas áreas del cultivo o lote; el resultado a esperar es que los enemigos naturales sobrevivan en las áreas no tratadas, y una vez pase la persistencia del producto, pueden migrar a las zonas tratadas. Aplicaciones en focos o por secciones son estrategias para crear refugios en el cultivo en que una parte de los enemigos puedan estar protegidos de las aplicaciones. Cuando en ciertas áreas del cultivo las plagas tienden a agregarse e incrementar su densidad (focos), son adecuadas las aplicaciones localizadas si la relación plaga a enemigo natural es desfavorable y se ha sobrepasado el umbral de acción. Igualmente puede realizarse una división del cultivo en franjas, surcos o secciones distribuidas uniformemente y se hacen aplicaciones en diferentes momentos por secciones de manera alterna. Este es un método recomendado en frutales como manzanos, viñedos y arándanos, y tiene buen potencial en cultivos de período vegetativo largo.

Selectividad ecológica por creación de refugios

Walton & Isaacs (2011) señalan que pueden crearse en las fincas o en áreas vecinas a los cultivos, hábitats o refugios para preservar a los enemigos naturales, una vez pase el efecto de los pesticidas aplicados, estas pueden ser recolonizadas desde los refugios. Johnson & Tabashnik (1999) indican que, al implementar la división del hábitat, pueden crearse los refugios. Modelos de simulación utilizados para predecir el efecto de las aplicaciones de pesticidas sobre la dinámica de las poblaciones demuestran que aumentan las probabilidades de que los predadores se

incrementen si existen refugios, además, las poblaciones se recuperarían en pocos meses (Devine et al., 2008). Para Halaj et al. (2000) pueden crearse refugios a partir de módulos contruidos con malla de alambre rellenos con paja, para incrementar la abundancia de depredadores y reducir daños causado por plagas en cultivos de soya.

Otro método es utilizar cultivos alternos o variedades que proporcionen refugio y permitan el incremento de los enemigos naturales; por ejemplo, en viñedos encontraron que una variedad de vid tenía unas estructuras en las hojas que proporcionaban refugio a ácaros predadores (Norton et al., 2000). En el cultivo del café, Bustillo (2007) afirma que con la siembra de una variedad resistente a la roya del cafeto se consigue no aplicar fungicidas, lo cual favorece la sobrevivencia del hongo entomopatógeno *B. bassiana*, controlador natural de la broca del café.

Métodos complementarios de selectividad ecológica

Aparte de modificar el momento o lugar en que se aplique un producto, también pueden manipularse las propiedades o formas de uso de los pesticidas. El tipo de formulación, persistencia, tasa de aplicación, acción sobre la planta o suelo pueden ser cambiadas en busca de una mayor selectividad (Tabashnik & Johnson, 1999). La técnica de aplicación afecta la incidencia de los pesticidas sobre los enemigos naturales. A continuación, se describen las más importantes, empezando por dos componentes esenciales en el manejo de los pesticidas: la evaluación de plagas y enemigos naturales y el uso de umbrales económicos.

Monitoreo de cultivos y umbrales económicos

Vázquez et al. (2008) aseguran que el principio básico para el uso de plaguicidas es el monitoreo periódico; este diagnóstico debe tener como objetivos determinar el nivel de infestación y si alcanza el umbral de acción. El sistema de monitoreo contribuye de gran

manera a la reducción de la carga pesticida en los ecosistemas agrícolas en comparación con otros métodos como las aplicaciones calendario o programadas, con ello el impacto sobre los enemigos naturales se reduce de manera importante (Viñuela, 2005).

En el cultivo del café en Colombia, la implementación de un programa de monitoreo para determinar el nivel de infestación y la posición de penetración de la broca en el fruto, permite realizar un manejo oportuno y eficaz de la plaga, con ello se realizan las aplicaciones de insecticidas solo cuando es necesario y se disminuye la carga pesticida en el cultivo. Así, la aplicación de insecticidas para el control de la broca se recomienda únicamente cuando la infestación en el campo supera el 2% y más del 50% de los adultos están en posición de entrada al fruto (Bustillo 2007). Del mismo modo, para el manejo del minador de las hojas del café *L. coffeellum*, un programa de monitoreo de la plaga cada 15 días, en épocas secas y la evaluación de los porcentajes de parasitismo, ha permitido comprobar reducciones de la plaga en un corto tiempo, de un 67% a niveles por debajo de los niveles de daño económico sin necesidad de recurrir a aplicaciones de insecticidas (Benavides et al., 2013).

Sustitución de plaguicidas

Otro planteamiento para disminuir el impacto de los plaguicidas sobre los enemigos naturales, es reemplazar el pesticida químico por un bioplaguicida, esto puede beneficiar las condiciones del cultivo o refugios en donde habitan los enemigos naturales (Van Driesche et al., 2007). La sustitución de plaguicidas de síntesis química por biológicos es una estrategia que favorece la conservación de los enemigos naturales por cuanto tiene un menor impacto tóxico, entendiendo que se usan parasitoides, predadores y patógenos eficientes, que pueden aplicarse o liberarse de forma inundativa o inoculativa; lógicamente, al controlar la plaga con bioplaguicidas, se reduce la tasa de agroquímicos aplicados en el agroecosistema, por lo cual, se favorece la actividad de los enemigos naturales, bien sea,



de la plaga principal, sobre la que se realiza el control o de plagas secundarias (Vázquez et al., 2008).

Uso de pesticidas con otros modos de acción sobre la plaga

Una forma de selectividad es sustituir los insecticidas de contacto y orientar el manejo hacia sustancias tóxicas de ingestión o emplear reguladores de crecimiento de insectos (Van Driesche et al., 2007). Los pesticidas estomacales ocasionan mortalidad al ser ingeridos, de tal suerte que hay menor probabilidad que afecten a los enemigos naturales que los pesticidas de contacto (Bartlett, 1966).

Cambio del comportamiento del pesticida en la planta o suelo

De acuerdo a Vázquez et al. (2008), los pesticidas sintéticos poseen diferentes formas de acción en las plantas, unos permanecen en la superficie de la planta, otros penetran en ella, bien sea de forma translaminar (no se mueven de una parte a otra) o llegar más profundamente y se mueven dentro de la planta (productos sistémicos) lo que significa que su control puede ser en sitios diferentes al sitio de aplicación. Dado que la función de estos últimos (productos sistémicos) es en el interior de las plantas, es posible que no dejen residuos externos y en principio no tendrían efecto sobre los enemigos naturales, ya que estos no consumen savia de las plantas (Bellows et al., 1988). El insecticida sistémico spirotetramat, clasificado como de riesgo reducido, se evaluó y comparó con dos insecticidas de contacto y estomacales, un organofosforado y un regulador de crecimiento, en los efectos letales y subletales sobre adultos y larvas del predador *C. montrouzieri* bajo condiciones de laboratorio, por aplicación tópica y por ingestión de individuos tratados de *P. citri*. Los resultados mostraron alta inocuidad para spirotetramat, ya que no afectó la supervivencia (ni cuando se alimentó con presas tratadas), la longevidad, la fecundidad, la eclosión de los huevos ni la supervivencia de las crías del depredador. El

organofosforado fue moderadamente nocivo y el regulador de crecimiento resultó altamente tóxico (Planes et al., 2013).

Uso de formulaciones más selectivas

El efecto negativo sobre los enemigos naturales puede ser disminuido si son aplicados de tal forma que se minimice la exposición de estos al pesticida (Roubos et al., 2014). La formulación incide sobre la exposición, por ejemplo, productos granulados, cuando se aplican al suelo no suponen contacto con los enemigos naturales que están en el follaje, obviamente pueden afectar a los que están en el suelo (Van Driesche et al., 2007). El empleo de formulaciones como cebos, trampas o productos para el tratamiento de semillas es otra forma de preservar a los enemigos naturales (Tabashnik & Johnson, 1999), esto se conoce como discriminación de hábitat (Roubos et al., 2014). De acuerdo con Thomas & Mangan (2005), aplicaciones con cebos no mostraron efectos detectables sobre las poblaciones de especies de parasitoides (incluidas *Aphytis* spp. y *Comperiella bifasciata* Howard) o sobre el número de insectos benéficos en áreas tratadas. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que el tratamiento a semillas puede tener efecto adverso sobre depredadores generalistas (Seagraves & Lundgren, 2012). Un estudio encontró que el parasitoide *Microplitis croceipes* Cresson (Hymenoptera: Braconidae), cuando se alimentó con néctar extrafloral de algodón proveniente de plantas tratadas con insecticidas sistémicos, fue afectado en la longevidad y capacidad de búsqueda (Stapel et al., 2000).

Reducción en la cantidad aplicada del pesticida

Es el cambio más fácil de realizar, no necesariamente la mayor dosis o concentración recomendada en la etiqueta del plaguicida es la más eficaz, cuando la plaga está en sus estados más susceptibles de control, la menor dosis o concentración puede ser igualmente eficaz (Johnson & Tabashnik, 1999). Según Roubos et al. (2014), para realizar este



cambio se necesita la dosis mínima eficaz de un insecticida para tener la población plaga objetivo por debajo del nivel de daño económico y conservar las poblaciones de enemigos naturales. Johnson & Tabashnik (1999) señalan que este método solo es viable si la plaga objetivo tiene enemigos naturales efectivos y los niveles de daño económico no son excesivamente bajos.

Estudios hallaron que el impacto de los insectos benéficos fue significativamente mayor en aquellos lugares donde se había utilizado el uso reducido de insecticidas a través de programas Manejo Integrado de Plagas MIP, comparado con aquellos lugares donde las plagas se manejaban de manera tradicional (Devine et al., 2008). Otra ventaja de la reducción de dosis es que puede retrasarse la resistencia en plagas y promover la resistencia en los enemigos naturales (Tabashnik, 1986). Los estudios en Cenicafé para recomendar nuevas moléculas insecticidas para el control de la broca del café, tienen en cuenta, entre otros aspectos, que sean de nueva generación, más selectivas y que al determinar la dosis eficaz, sea la mínima, con lo cual se persigue disminuir la cantidad de pesticidas aplicados y proteger la fauna benéfica (Arcila et al., 2013, 2015).

Uso de pesticidas de poca persistencia

La persistencia se define como la capacidad de los pesticidas para mantener sus propiedades físicas, químicas y funcionales en el medio, en el cual es depositado por un tiempo limitado después de su aplicación (Aparicio et al., 2015; Badii & Landeros, 2007). Los pesticidas de poca persistencia son ecológicamente más selectivos, por ejemplo, nuevas poblaciones surgidas a partir de estados protegidos como pupas, presentes durante la aplicación, o poblaciones provenientes de áreas no tratadas, pueden reemplazar fácilmente a las que murieron durante la aplicación si los residuos tóxicos se disipan rápidamente (Van Driesche et al., 2007). Por el contrario, las moléculas de larga persistencia no son ideales para programas de manejo integrado,

debido a que tienen efecto más prologado en el tiempo sobre los ciclos de vida de los enemigos naturales, afectando, tanto a los que han sido tratados directamente durante la aplicación como a los que llegan después del tratamiento desde áreas no tratadas o refugios creados para los enemigos naturales; debe tenerse en cuenta también que la persistencia depende de la tasa de aplicación del plaguicida, de tal forma que dosis altas la incrementan (Johnson & Tabashnik, 1999).

La persistencia de un plaguicida varía de una molécula a otra, va de horas a días, y ciertos pesticidas son altamente tóxicos a los enemigos naturales, pero son de baja persistencia; por el contrario, otros de menor toxicidad pueden ser muy persistentes, de allí la importancia de los estudios del tiempo de control de los pesticidas (Van Driesche et al., 2007).

Investigaciones realizadas en Cenicafé, para determinar en el campo la compatibilidad de insecticidas organofosforados para el control químico de la broca del café *H. hampei* y las liberaciones de la avispa *C. stephanoderis*, parasitoide de esta plaga, hallaron que todos los insecticidas fueron de mediana a fuertemente nocivos para el parasitoide en los primeros días de la aplicación, los resultados permitieron recomendar su liberación 15 después de la aplicación para el insecticida menos tóxico o 21 días para los más tóxicos. Cuando la liberación se realiza antes de la aspersión, deben pasar mínimo 40 días para asperjar cualquiera de los insecticidas evaluados (Orozco et al., 1995). Un segundo estudio de Cenicafé, similar al anterior, pero evaluando sobre *P. nasuta*, e incluyendo al bioinsecticida *B. bassiana*, indica que tanto los insecticidas de síntesis como *Beauveria*, no poseen selectividad fisiológica sobre la avispa en las primeras horas de la aplicación; por lo tanto, se recomienda dejar pasar entre la aplicación de los insecticidas y la liberación del parasitoide mínimo 22 días, por el contrario, si la liberación es primero, deben pasar al menos nueve días para asperjar el hongo o 20 días para los insecticidas de síntesis (Mejía et al., 2000).

Otro estudio desarrollado en tomate con insecticidas de síntesis química y *B. thuringiensis* utilizados para el control de *Tuta absoluta*, fueron evaluados sobre el parasitoide *Trichogrammatoidea bactrae* Nagaraja, todos los productos fueron persistentes hasta el día 12, excepto *B. thuringiensis* que no afectó ni la supervivencia ni el parasitismo de *T. bactrae* (Virgala et al., 2006).

La toxicidad de 11 insecticidas, diez de ellos de riesgo reducido, aplicados a su tasa máxima recomendada en campos de España, se probó en dos estados de vida de la avispa parasitoide *Eretmocerus mundus* (Mercet): adultos y pupas. Se evaluó la persistencia y los efectos letales (mortalidad) y subletales (rendimiento reproductivo), con los siguientes resultados: cuatro insecticidas fueron inofensivos en ambas etapas de la vida, cinco insecticidas fueron nocivos en el campo, desde ligera a moderadamente persistentes y causaron mortalidad directa en una o ambas etapas de la vida o afectaron la reproducción de la avispa y dos fueron altamente dañinos; por lo tanto, algunos podrían recomendarse para su uso en programas de manejo integrado de plagas junto con el enemigo natural, si se observan los intervalos de seguridad apropiados después de la aplicación de insecticidas y dos no pueden usarse bajo cualquier condición dada su alta persistencia (Fernández et al., 2015).

Una evaluación de diferentes tipos de insecticidas sobre dos especies de parasitoides, *Colpoclypeus florus* Walker (Hymenoptera: Eulophidae) y *Trichogramma platneri* (Hymenoptera: Trichogrammatidae), controladores naturales en huertos de manzana, mostraron que los organofosforados y carbamatos fueron altamente nocivos para ambos parasitoides en aplicaciones tópicas, no se encontró persistencia de algunos compuestos después del día siete; los piretroides a dosis reducidas, tópicamente tuvieron baja toxicidad para *C. florus* pero fueron altamente tóxicos para *T. platneri*, no hubo persistencia después de los siete días aproximadamente; imidacloprid y la abamectina fueron altamente tóxicos cuando se aplicaron tópicamente a ambos parasitoides,

pero su persistencia no superó las 24 horas; los reguladores de crecimiento no causaron mortalidad en aplicaciones tópicas y no fueron persistentes; sin embargo, el diflubenzuron provocó efectos subletales graves, bloqueando por completo la producción de descendientes de *C. florus*. Los insecticidas como el jabón, el aceite y los productos de *B. thuringiensis*, no causaron toxicidad para *C. florus*, pero tuvieron un impacto directo en *T. platneri* como aplicaciones tópicas a través de la inmovilización física (Brunner et al., 2001).

Modificación en la tecnología de aplicación

Según Vázquez et al. (2008), un elemento adicional de selectividad ecológica para proporcionar protección a los enemigos naturales al utilizar pesticidas, es la tecnología empleada para su aplicación. El uso de equipos que permitan una aplicación más dirigida al blanco biológico o que reduzcan los volúmenes de mezcla ayudan a disminuir el uso de pesticidas; adicionalmente, pueden limitar su acción a sitios específicos de la planta o del área tratada. De igual forma, la presión de trabajo de los equipos y el tipo de boquillas, incluyendo la dirección de aspersión, inciden en el tamaño de las gotas, el volumen de mezcla aplicado y la deriva que puede generarse, de este modo se reduce la exposición de los enemigos naturales a la acción nociva de los pesticidas.

En el cultivo del café para el control de la broca se recomienda dirigir las aspersiones solo al área productiva del árbol (ramas con frutos), aplicando de abajo hacia arriba en el árbol y con la boquilla orientada hacia arriba, en un movimiento de adentro hacia afuera en la rama, con ello se obtiene un mejor cubrimiento de los frutos y se disminuye el consumo de insecticidas (Benavides et al., 2013). Para el control de las cochinillas de las raíces del café se ha modificado el equipo tradicional de aspersión, para que aplique solo la cantidad exacta de producto a la base del árbol, sin ocasionar desperdicio de insecticida o contaminación en otras áreas del cultivo (Arcila, 2015).



Literatura citada

Amarasekare, K. G., Shearer, P. W., & Mills, N. J. (2016). Testing the selectivity of pesticide effects on natural enemies in laboratory bioassays. *Biological Control*, 102, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.10.015>

Aparicio, V., De Gerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Portocarrero, R., & Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. Ediciones INTA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf

Arcila Moreno, A. (2015). *Instructivo: Cómo modificar una aspersora de palanca para controlar las cochinillas de las raíces*. Cenicafé. <https://www.cenicafe.org/es/publications/InstructivoCochillas.pdf>

Arcila-Moreno, A., Benavides Machado, P., Duarte Cano, A. F., & Villaba-Guott, D. A. (2013). Nuevo producto en el manejo integrado de la broca del café en Colombia. *Avances Técnicos Cenicafé*, 437, 1-8. <http://hdl.handle.net/10778/477>

Arcila Moreno, A., Benavides Machado, P., & Mejía-Orozco, J. (2015). Nueva alternativa de control químico para el manejo integrado de la broca del café. *Avances Técnicos Cenicafé*, 453, 1-8. <http://hdl.handle.net/10778/557>

Atanassov, A., Shearer, P. W., & Hamilton, G. C. (2003). Peach Pest Management Programs Impact Beneficial Fauna Abundance and *Grapholita molesta* (Lepidoptera: Tortricidae) Egg Parasitism and Predation. *Environmental Entomology*, 32(4), 780-788. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.4.780>

Badii, M. H., & Landeros, J. (2007). Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. *Cultura Científica y Tecnológica*, 4(19), 21-34.

Bartlett, B. R. (1966). Toxicity and Acceptance of Some Pesticides Fed to Parasitic Hymenoptera and Predatory Coccinellids. *Journal of Economic Entomology*, 59(5), 1142-1149. <https://doi.org/10.1093/jee/59.5.1142>

Bartlett, B. R. (1975). Capítulo 17. Integración del control químico y el biológico. En P. DeBach (Ed.), *Control biológico de las plagas de insectos y malas hierbas*. (pp. 581-604). Compañía Editorial Continental.

Bellows Jr, T. S., Morse, J. G., Gaston, L. K., & Bailey, J. B. (1988). The Fate of Two Systemic Insecticides and Their Impact on Two Phytophagous and a Beneficial Arthropod in a Citrus Agroecosystem. *Journal of Economic Entomology*, 81(3), 899-904. <https://doi.org/10.1093/jee/81.3.899>

Benavides Machado, P., Gil Palacio, Z. N., Constantino, L. M., Villegas García, C., & Giraldo Jaramillo, M. (2013). Plagas del café. Broca, minador, cochinillas harinosas y monalonia. En Federación Nacional de Cafeteros de Colombia (Ed.), *Manual del cafetero colombiano: investigación y tecnología para la sostenibilidad de la caficultura* (Vol. 2, pp. 215-260). Cenicafé.

Benavides Machado, P., Gil Palacio, Z. N., Góngora, C. E., & Arcila Moreno, A. (2013). Manejo integrado de plagas. En Federación Nacional de Cafeteros de Colombia (Ed.), *Manual del cafetero colombiano: investigación y tecnología para la sostenibilidad de la caficultura* (Vol. 2, pp. 179-214).



Botelho, A. A. A., & Monteiro, A. C. (2011). Toxicidade de agrotóxicos usados no cultivo da cana-de-açúcar para fungos entomopatogénicos no solo. *Pesticidas: Revista de ecotoxicologia e meio ambiente*, 21, 73-84. <http://dx.doi.org/10.5380/pes.v21i0.25850>

Botero Echeverri, J. E., Lentijo Jiménez, G. M., & Sánchez Clavijo, L. M. (2014). Biodiversidad en zonas cafeteras de Colombia: Principales lecciones. *Avances Técnicos Cenicafe*, 444, 1–12. <http://hdl.handle.net/10778/469>

Brunner, J. F., Dunley, J. E., Doerr, M. D., & Beers, E. H. (2001). Effect of Pesticides on *Colpoclypeus florus* (Hymenoptera: Eulophidae) and *Trichogramma platneri* (Hymenoptera: Trichogrammatidae), Parasitoids of Leafrollers in Washington. *Journal of Economic Entomology*, 94(5), 1075-1084. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-94.5.1075>

Burger, J., Viscido, K., & Gochfeld, M. (1995). Eggshell thickness in marine birds in the New York Bight-1970s to 1990s. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29(2), 187-191. <https://doi.org/10.1007/BF00212969>

Bustillo-Pardey, A. E. (2007). El manejo de cafetales y su relación con el control de la broca del café en Colombia. *Boletín Técnico Cenicafe*, 32, 1-40. <http://hdl.handle.net/10778/579>

Capinera, J. L., Blue, S. L., & Wheeler, G. S. (1982). Survival of earthworms exposed to *Neoplectana carpocapsae* nematodes. *Journal of Invertebrate Pathology*, 39(3), 419-421. [https://doi.org/10.1016/0022-2011\(82\)90072-6](https://doi.org/10.1016/0022-2011(82)90072-6)

Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Houghton Mifflin Harcourt.

Cloyd, R. A., & Dickinson, A. (2006). Effect of Insecticides on Mealybug Destroyer (Coleoptera: Coccinellidae) and Parasitoid *Leptomastix dactylopii* (Hymenoptera: Encyrtidae), Natural Enemies of Citrus Mealybug (Homoptera: Pseudococcidae). *Journal of Economic Entomology*, 99(5), 1596–1604. <https://doi.org/10.1093/jee/99.5.1596>

Cordeiro, E. M. G., Corrêa, A. S., Venzon, M., & Guedes, R. N. C. (2010). Insecticide survival and behavioral avoidance in the lacewings *Chrysoperla externa* and *Ceraeochrysa cubana*. *Chemosphere*, 81(10), 1352–1357. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.021>

Croft, B. A., & Strickler, K. (1983) Natural Enemy Resistance to Pesticides: Documentation, Characterization, Theory and Application. En G. P. Georghiou, T. Saito. (Eds.), *Pest Resistance to Pesticides* (pp. 669-702). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-4466-7_29

DeBach, P. (1987). El alcance del control biológico. En P. DeBach (Ed.), *Control Biológico de las plagas de insectos y malas hierbas*. (pp. 31-48). Compañía Editorial Continental.

Delorme, R., Berthier, A., & Augé, D. (1985). The toxicity of two pyrethroids to *Encarsia formosa* and its host *Trialetrodes vaporariorum*; Prospecting for a resistant strain of the parasite. *Pesticide Science*, 16(4), 332-336. <https://doi.org/10.1002/ps.2780160405>

Desneux, N., Decourtye, A., & Delpuech, J.-M. (2007). The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52(1), 81-106. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091440>

Devine, G. J., Eza, D., Ogusuku, E., & Furlong, M. J. (2008). Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 25(1), 74-100.



Fernandes, M. E. S., Alves, F. M., Pereira, R. C., Aquino, L. A., Fernandes, F. L., & Zanuncio, J. C. (2016). Lethal and sublethal effects of seven insecticides on three beneficial insects in laboratory assays and field trials. *Chemosphere*, 156, 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.115>

Fernández, M. D. M., Medina, P., Fereres, A., Smagghe, G., & Viñuela, E. (2015). Are Mummies and Adults of *Eretmocerus mundus* (Hymenoptera: Aphelinidae) Compatible With Modern Insecticides?. *Journal of Economic Entomology*, 108(5), 2268-2277. <https://doi.org/10.1093/jee/tov181>

Flexner, J. L., Lighthart, B., & Croft, B. A. (1986). The effects of microbial pesticides on non-target, beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 16(3), 203-254. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(86\)90005-8](https://doi.org/10.1016/0167-8809(86)90005-8)

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>

Gentz, M. C., Murdoch, G., & King, G. F. (2010). Tandem use of selective insecticides and natural enemies for effective, reduced-risk pest management. *Biological Control*, 52(3), 208-215. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.07.012>

Georgis, R., Kaya, H., & Gaugler, R. (1991). Effect of Steinernematid and Heterorhahditid Nematodes (Rhaditida: Steinernematidae and Heterorhahditidae) on Nontarget Arthropods. *Environmental Entomology*, 20(3), 815-822. <https://doi.org/10.1093/ee/20.3.815>

González, M. E., Valbuena, B. F., Rivera, A., Bustillo, A. E., & Chaves, B. (1995). Viabilidad del hongo *Metarhizium anisopliae* en mezcla con productos agroquímicos. *Revista Cenicafé*, 46(4), 227-234. <http://hdl.handle.net/10778/4168>

Greenberg, R., Bichier, P., Cruz Angon, A., MacVean, C., Pérez, R., & Cano, E. (2000). The Impact of Avian Insectivory on Arthropods and Leaf Damage in Some Guatemalan Coffee Plantations. *Ecology*, 81(6), 1750-1755. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1750:TIOAIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1750:TIOAIO]2.0.CO;2)

Guedes, R. N. C., & Cutler, G. C. (2014). Insecticide-induced hormesis and arthropod pest management: Insecticide-induced hormesis. *Pest Management Science*, 70(5), 690-697. <https://doi.org/10.1002/ps.3669>

Halaj, J., Cady, A. B., & Uetz, G. W. (2000). Modular Habitat Refugia Enhance Generalist Predators and Lower Plant Damage in Soybeans. *Environmental Entomology*, 29(2), 383-393. <https://doi.org/10.1093/ee/29.2.383>

Haseeb, M., Amano, H., & Nemoto, H. (2000). Pesticidal effects on mortality and parasitism rates of *Diadegma semiclausum*, a parasitoid of the diamondback moth. *BioControl*, 45(2), 165-178. <https://doi.org/10.1023/A:1009930603601>

Hassan, S. A., Albert, R., Bigler, F., Blaisinger, P., Bogenschütz, H., Boller, E., Brun, J., Chiverton, P., Edwards, P., Englert, W. D., Huang, P., Inglesfield, C., Naton, E., Oomen, P. A., Overmeer, W. P. J., Rieckmann, W., Samsøe-Petersen, L., Stäubli, A., Tuset, J. J., ... Vanwetswinkel, G. (1987). Results of the third joint pesticide testing programme by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". *Journal of Applied Entomology*, 103(1-5), 92-107. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1987.tb00963.x>



Hassan, S. A., Bigler, F., Blaisinger, P., Bogenschütz, H., Brun, J., Chiverton, P., Dickler, E., Easterbrook, M. A., Edwards, P. J., Englert, W. D., Firth, S. I., Huang, P., Inglesfield, C., Klingauf, F., Kühner, C., Ledieu, M. S., Naton, E., Oomen, P. A., Overmeer, W. P. J., ... Zon, A. Q. (1985). Standard methods to test the side-effects of pesticides on natural enemies of insects and mites developed by the IOBC/WPRS Working Group 'Pesticides and Beneficial Organisms'. *EPPO Bulletin*, 15(2), 214–255. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.1985.tb00224.x>

Hattingh, V., & Tate, B. (1995). Effects of field-weathered residues of insect growth regulators on some Coccinellidae (Coleoptera) of economic importance as biocontrol agents. *Bulletin of Entomological Research*, 85(4), 489-493. <https://doi.org/10.1017/S000748530003296X>

Havron, A., Rosen, D., Prag, H., & Rössler, Y. (1991). Selection for pesticide resistance in *Aphytis* I. A. *holoxanthus*, a parasite of the Florida red scale. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 61(3), 221-228. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1991.tb01554.x>

Herbert, D. A., & Harper, J. D. (1986). Bioassays of a Beta-exotoxin of *Bacillus thuringiensis* Against *Geocoris punctipes* (Hemiptera: Lygaeidae). *Journal of Economic Entomology*, 79(3), 592-595. <https://doi.org/10.1093/jee/79.3.592>

Horowitz, A. R., & Ishaaya, I. (2004). Biorational Insecticides - Mechanisms, Selectivity and Importance in Pest Management. En A. R. Horowitz, & I. Ishaaya (Eds.), *Insect Pest Management: Field and Protected Crops* (pp. 1-128). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07913-3_1

Hoy, M. A., & Cave, F. E. (1988). Guthion-resistant strain of walnut aphid parasite. *California Agriculture*, 42(4), 4-5.

Hoyt, S. C. (1969). Integrated Chemical Control of Insects and Biological Control of Mites on Apple in Washington. *Journal of Economic Entomology*, 62(1), 74-86. <https://doi.org/10.1093/jee/62.1.74>

Jansson, R. K. (1993). Introduction of Exotic Entomopathogenic Nematodes (Rhabditida: Heterorhabditidae and Steinernematidae) for Biological Control of Insects: Potential and Problems. *The Florida Entomologist*, 76(1), 82-96. <https://doi.org/10.2307/3496016>

Jenkins, P. E., & Isaacs, R. (2007). Reduced-risk insecticides for control of grape berry moth (Lepidoptera: Tortricidae) and conservation of natural enemies. *Journal of Economic Entomology*, 100(3), 855-865. <https://doi.org/10.1093/jee/100.3.855>

Johnson, M. W. (1986). Population Trends of a Newly Introduced Species, Thrips palmi (Thysanoptera: Thripidae), on Commercial Watermelon Plantings in Hawaii. *Journal of Economic Entomology*, 79(3), 718-720. <https://doi.org/10.1093/jee/79.3.718>

Johnson, M. W., & Tabashnik, B. E. (1993). Laboratory Selection for Pesticide Resistance in Natural Enemies. En S. K. Narang, A. C. Bartlett, & R. M. Faust (Eds.), *Applications of Genetics to Arthropods of Biological Control Significance* (pp. 91-105). <https://www.taylorfrancis.com/books/e/9781351069762/chapters/10.1201/9781351069762-5>

Johnson, M. W., & Tabashnik, B. E. (1999). Enhanced Biological Control through Pesticide Selectivity. En T. S. Bellows, & T. W. Fisher (Eds.), *Handbook of Biological Control: Principles and Applications*. (pp. 297-317). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012257305-7/50060-6>

Kellermann, J. L., Johnson, M. D., Stercho, A. M., & Hackett, S. C. (2008). Ecological and Economic Services Provided by Birds on Jamaican Blue Mountain Coffee Farms. *Conservation Biology*, 22(5), 1177-1185. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00968.x>



Lazo, R. R. (1990). *Susceptibilidad de la broca del fruto del cafeto Hypothenemus hampei al hongo entomopatógeno Beauveria bassiana, y su tolerancia al oxiclورو de cobre* [Tesis de doctorado]. CATIE, Turrialba. <http://hdl.handle.net/11554/4146>

Levy, N. J. (2007). *Bird Predation Decreases Arthropod Abundance and Biomass in Three Coffee Farms in the Blue Mountains, Jamaica*. Rausser College of Natural Resources UC Berkeley. <https://nature.berkeley.edu/classes/es196/projects/2007final/Levy.pdf>

Lynch, J. A., & Johnson, M. W. (1987). Stratified Sampling of *Liriomyza* spp. (Diptera: Agromyzidae) and Associated Hymenopterous Parasites on Watermelon. *Journal of Economic Entomology*, 80(6), 1254–1261. <https://doi.org/10.1093/jee/80.6.1254>

Meehan, T. D., Werling, B. P., Landis, D. A., & Gratton, C. (2012). Pest-Suppression Potential of Midwestern Landscapes under Contrasting Bioenergy Scenarios. *PLOS ONE*, 7(7), e41728. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041728>

Mejía, J. W., Bustillo, A. E., Orozco, J., & Cháves, B. (2000). Efecto de cuatro insecticidas y de *Beauveria bassiana* sobre *Prorops nasuta* (Hymenoptera: Bethyridae) parasitoide de la broca del café. *Revista Colombiana de Entomología*, 26(3-4), 117-123.

Mills, N. J., Beers, E. H., Shearer, P. W., Unruh, T. R., & Amarasekare, K. G. (2016). Comparative analysis of pesticide effects on natural enemies in western orchards: A synthesis of laboratory bioassay data. *Biological Control*, 102, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.05.006>

Muiño, B. L., & Larrinaga, L. (1998). Efecto de los plaguicidas sobre *Verticillium lecanii*. *Fitosanidad*, 2(1-2), 33-35.

Norton, A. P., English-Loeb, G., Gadoury, D., & Seem, R. C. (2000). Mycophagous mites and foliar pathogens: leaf domatia mediate tritrophic interactions in grapes. *Ecology*, 81(2), 490-499. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0490:MMAFPL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0490:MMAFPL]2.0.CO;2)

Oliveira, C. N., Oliveira, P. M., & Kawazoe, L. S. (2003). Compatibility between the entomopathogenic fungus *Beauveria bassiana* and insecticides used in coffee plantations. *Scientia Agricola*, 60(4), 663-667. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000400009>

O'Neal, M. E., Mason, K. S., & Isaacs, R. (2005). Seasonal Abundance of Ground Beetles in Highbush Blueberry (*Vaccinium corymbosum*) Fields and Response to a Reduced-Risk Insecticide Program. *Environmental Entomology*, 34(2), 378-384. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-34.2.378>

Orozco, J., Bustillo, A. E., & Guzmán, D. B. (1995, julio 26-28). Efecto de varios insecticidas sobre el parasitoide de la broca del café *Cephalonomia stephanoderis* Betrem (Hymenoptera: Bethyridae). 22º Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. Bogotá, Colombia.

Perfecto, I., Vandermeer, J. H., López Bautista, G., Ibarra Nuñez, G., Greenberg, R., Bichier, P., & Langridge, S. (2004). Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. *Ecology*, 85(10), 2677-2681. <https://doi.org/10.1890/03-3145>

Pfeiffer, D. G. (2000). Selective Insecticides. En J. E. Rechcigl, & N. A. Rechcigl (Eds.), *Insect Pest Management: Techniques for Environmental Protection* (pp. 131-146). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439822685>



Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D. A., Brubaker, H. W., Dumas, A. R., Meaney, J. J., Onsi, D. E., & Corzilius, D. B. (1992). Conserving Biological Diversity in *Agricultural/Forestry Systems*. *BioScience*, 42(5), 354–362. <https://doi.org/10.2307/1311782>

Planes, L., Catalán, J., Tena, A., Porcuna, J. L., Jacas, J. A., Izquierdo, J., & Urbaneja, A. (2013). Lethal and sublethal effects of spirotetramat on the mealybug destroyer, *Cryptolaemus montrouzieri*. *Journal of Pest Science*, 86(2), 321-327. <https://doi.org/10.1007/s10340-012-0440-3>

Rajakulendran, V. S., & Plapp, F. W. (1982). Comparative Toxicities of Five Synthetic Pyrethroids to the Tobacco Budworm (Lepidoptera: Noctuidae), an Ichneumonid Parasite, *Campoletis sonorensis*, and a Predator, *Chrysopa carnea*. *Journal of Economic Entomology*, 75(5), 769-772. <https://doi.org/10.1093/jee/75.5.769>

Rathman, R. J., Johnson, M. W., Rosenheim, J. A., & Tabashnik, B. E. (1990). Carbamate and Pyrethroid Resistance in the Leafminer Parasitoid *Diglyphus begini* (Hymenoptera: Eulophidae). *Journal of Economic Entomology*, 83(6), 2153-2158. <https://doi.org/10.1093/jee/83.6.2153>

Rechcigl, J. E., & Rechcigl, N. A. (Eds.). (2016). *Insect Pest Management : Techniques for Environmental Protection*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439822685>

Virgala R, M. B., Botto, E. N., & Lafalce, C. (2006). Evaluación de algunos insecticidas para el control de la «polilla del tomate», *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae) y su efecto residual sobre el parasitoide *Trichogrammatoidea bactrae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 65(3-4), 57-65. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=322028481008>

Rivera Malo, A. (1993). Estudio de compatibilidad del hongo *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin con formulaciones comerciales de fungicidas e insecticidas. *Revista Colombiana de Entomología*, 19(4), 151-158.

Rivera, A., Bustillo, A. E., & Marín, P. (1994). Compatibilidad en mezcla de dos aislamientos de *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin con insecticidas usados en el control químico de la broca del café *Hypothenemus hampei* (Ferrari). *Revista Colombiana de Entomología*, 20(4), 209-214.

Rivera-España, P. A., Montoya-Restrepo, E. C., & Benavides-Machado, P. (2010). Biología del parasitoide *Prorops nasuta* (Hymenoptera: Bethyridae) en el campo y su tolerancia a insecticidas. *Revista Cenicafé*, 61(2), 99-107. <http://hdl.handle.net/10778/474>

Rosenheim, J. A., & Hoy, M. A. (1986). Intraspecific Variation in Levels of Pesticide Resistance in Field Populations of a Parasitoid, *Aphytis melinus* (Hymenoptera: Aphelinidae): The Role of Past Selection Pressures. *Journal of Economic Entomology*, 79(5), 1161-1173. <https://doi.org/10.1093/jee/79.5.1161>

Rosenheim, J. A., & Hoy, M. A. (1988a). Genetic Improvement of a Parasitoid Biological Control Agent: Artificial Selection for Insecticide Resistance in *Aphytis melinus* (Hymenoptera: Aphelinidae). *Journal of Economic Entomology*, 81(6), 1539-1550. <https://doi.org/10.1093/jee/81.6.1539>

Rosenheim, J. A., & Hoy, M. A. (1988b). Sublethal Effects of Pesticides on the Parasitoid *Aphytis melinus* (Hymenoptera: Aphelinidae). *Journal of Economic Entomology*, 81(2), 476-483. <https://doi.org/10.1093/jee/81.2.476>

Roubos, C. R., Rodriguez-Saona, C., & Isaacs, R. (2014). Mitigating the effects of insecticides on arthropod biological control at field and landscape scales. *Biological Control*, 75, 28-38. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.006>



Ruberson, J. R., Nemoto, H., & Hirose, Y. (1998). Insecticides and conservation of natural enemies in pest management. En P. Barbosa (Ed.), *Conservation Biological control* (pp. 207-220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012078147-8/50057-8>

Seagraves, M. P., & Lundgren, J. G. (2012). Effects of neonicotinoid seed treatments on soybean aphid and its natural enemies. *Journal of Pest Science*, 85(1), 125-132. <https://doi.org/10.1007/s10340-011-0374-1>

Stansly, P. A., & Liu, T. X. (1994). Activity of some biorational insecticides on silverleaf whitefly. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*, 107, 167-171.

Stapel, J. O., Cortesero, A. M., & Lewis, W. J. (2000). Disruptive Sublethal Effects of Insecticides on Biological Control: Altered Foraging Ability and Life Span of a Parasitoid after Feeding on Extrafloral Nectar of Cotton Treated with Systemic Insecticides. *Biological Control*, 17(3), 243-249. <https://doi.org/10.1006/bcon.1999.0795>

Stark, J. D., & Banken, J. A. O. (1999). Importance of Population Structure at the Time of Toxicant Exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42(3), 282-287. <https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1760>

Stark, J. D., Banks, J. E., & Acheampong, S. (2004). Estimating Susceptibility of Biological Control Agents to Pesticides: Influence of Life History Strategies and Population Structure. *Biological Control*, 29(3), 392-398. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2003.07.003>

Studebaker, G. E., & Kring, T. J. (2003). Effects of insecticides on *Orius insidiosus* (Hemiptera: Anthocoridae), measured by field, greenhouse and petri dish bioassays. *Florida Entomologist*, 86(2), 178-185. [https://doi.org/10.1653/0015-4040\(2003\)086\[0178:EOIOOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1653/0015-4040(2003)086[0178:EOIOOI]2.0.CO;2)

Tabashnik, B. E. (1986). Evolution of Pesticide Resistance in Predator/Prey Systems. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 32(3), 156-161. <https://doi.org/10.1093/besa/32.3.156>

Tabashnik, B. E., & Johnson, M. W. (1999). Evolution of pesticide resistance in natural enemies. En T. W. Fisher & T. S. Bellows (Eds.), *Handbook of Biological Control: Principles and Applications* (pp. 673-689). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012257305-7/50071-0>

Theiling, K. M., & Croft, B. A. (1988). Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: A database summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 21(3-4), 191-218. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90088-6](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90088-6)

Thomas, D. B., & Mangan, R. L. (2005). Nontarget Impact of Spinosad GF-120 Bait Sprays for Control of the Mexican Fruit Fly (Diptera: Tephritidae) in Texas Citrus. *Journal of Economic Entomology*, 98(6), 1950-1956. <https://doi.org/10.1093/jee/98.6.1950>

Van Driesche, R. G., Hoddle, M. S., & Center, T. D. (2007). *Control de Plagas y Malezas por Enemigos Naturales*. USDA.

Vázquez Moreno, L. L., Matienzo Brito, Y., Veitía Rubio, M. M., & Alfonso-Simonetti, J. (2008). *Conservación y manejo de enemigos naturales de insectos fitófagos en los sistemas agrícolas de Cuba*. CIDISAV.

Villacorta, A. (1999). Consideraciones sobre el uso de microorganismos en el manejo de plagas del café. En IICA-PROMECAFE (Ed.), *Taller III: Regional de Broca* (pp. 187-192). IICA.



Viñuela, E. (2005). La lucha biológica, pieza clave de la agricultura sostenible. En J. Jacas, P. Caballero, & J. Avilla (Eds.), *El control biológico de plagas, enfermedades. La sostenibilidad de la agricultura mediterránea* (pp. 15-30). Universitat Jaume I.

Viñuela, E., & Jacas, J. (1993). Los enemigos naturales de las plagas y los plaguicidas. *Hojas Divulgadoras*, 2/93, 1-24. https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/hojas/hd_1993_02.pdf

Waage J. K., & Greathead D. J. (1988). Biological control: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 318(1189), 111-128. <https://doi.org/10.1098/rstb.1988.0001>

Walton, N. J., & Isaacs, R. (2011). Influence of Native Flowering Plant Strips on Natural Enemies and Herbivores in Adjacent Blueberry Fields. *Environmental Entomology*, 40(3), 697-705. <https://doi.org/10.1603/EN10288>

Ware, G. W., & Whitacre, D. M. (2004). *The pesticide book*. Meister Media Worldwide.

Welch, K. D., & Harwood, J. D. (2014). Temporal dynamics of natural enemy–pest interactions in a changing environment. *Biological Control*, 75, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.004>

Williams, T., Valle, J., & Viñuela, E. (2003). Is the Naturally Derived Insecticide Spinosad® Compatible with Insect Natural Enemies?. *Biocontrol Science and Technology*, 13(5), 459-475. <https://doi.org/10.1080/0958315031000140956>

Zuazúa, F., Araya, J. E., & Guerrero, M. A. (2003). Efectos letales de insecticidas sobre *Aphidius ervi* Haliday (Hymenoptera: Aphidiidae), parasitoide de *Acyrtosiphon pisum* (Harris) (Homoptera: Aphididae). *Boletín de sanidad vegetal Plagas*, 29(2), 299-307. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=752303>

Como citar:

Arcila-Moreno, A. (2020). Efecto de los agroquímicos en el control natural. En P. Benavides Machado & C. E. Góngora (Eds.), *Efecto de los agroquímicos en el control natural* (pp. 158–185). Cenicafé. https://doi.org/10.38141/10791/0001_7

