

USO DE INSECTICIDAS: CONTEXTO Y CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS*

Gregor J. Devine^{1,a}, Dominique Eza^{2,b}, Elena Ogusuku^{3,c}, Michael J. Furlong^{4,d}

RESUMEN

Las restricciones de la sostenibilidad acerca del uso de insecticidas incluyen los efectos en la salud humana, los ecosistemas agrícolas (ejemplo, los insectos beneficiosos), el medio ambiente, en su sentido más amplio (por ejemplo, las especies que no son el objetivo, paisajes y comunidades) y la selección de los rasgos que confieren la resistencia a los insecticidas. Es posible encontrar ejemplos donde los insecticidas han tenido un impacto desastroso en todas aquellas variables y otros ejemplos donde los peligros que representaban han sido mitigados (por accidente o por diseño). En esta revisión examinamos lo que en la actualidad se puede concluir sobre el impacto de campo directo e indirecto y de largo plazo de los insecticidas en el medio ambiente. Proporcionamos ejemplos específicos, describimos los patrones actuales del uso de insecticidas, consideramos los contextos donde se usan los insecticidas y discutimos el papel de los reglamentos y leyes a fin de mitigar el riesgo. Discutimos cómo el uso de los insecticidas está cambiando como resultado de una mayor conciencia ambiental e inevitablemente, mientras discutimos las principales restricciones del uso de los insecticidas, también sugerimos por qué no se pueden descartar tan fácilmente.

Palabras clave: *Insecticidas; Riesgo, Ecología, Medio ambiente, ecotoxicología (fuente: DeCS BIREME).*

INSECTICIDE USE: CONTEXT AND ECOLOGICAL CONSEQUENCES

ABSTRACT

Constraints to the sustainability of insecticide use include effects on human health, agroecosystems (e.g., beneficial insects), the wider environment (e.g., non-target species, landscapes and communities) and the selection of insecticide-resistant traits. It is possible to find examples where insecticides have impacted disastrously on all these variables and others where the hazards posed have been (through accident or design) ameliorated. In this review, we examine what can currently be surmised about the direct and indirect long-term, field impacts of insecticides upon the environment. We detail specific examples, describe current insecticide use patterns, consider the contexts within which insecticide use occurs and discuss the role of regulation and legislation in reducing risk. We consider how insecticide use is changing in response to increasing environmental awareness and inevitably, as we discuss the main constraints to insecticide use, we suggest why they cannot easily be discarded.

Key words: *Insecticides; Risk; Ecology; Environment; Ecotoxicology (source: DeCS BIREME).*

Abreviaciones:

EEB = Encefalopatía espongiforme bovina; *Bt* = *Bacillus thuringiensis*; DDT = diclorodifeniltricloroetano; DEFRA = Departamento de Asuntos Ambientales, Alimenticios y Rurales del Reino Unido; EPA = Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos; FAO = Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación; GAO = Oficina General de Fiscalización de Estados Unidos; IGR = reguladores del crecimiento de insectos; IPM = Manejo Integrado de Plagas; AJH = análogo de la hormona juvenil; LC = concentración letal; LD = dosis letal; OP = organofosforado; ULV = ultra bajo volumen; UNEP = Programa para el Medio Ambiente de las Naciones Unidas.

¹ Plant and Invertebrate Ecology Division, Rothamsted Research, Harpenden, United Kingdom.

² Proyecto Dengue, Universidad de California-Davis. Iquitos, Perú.

³ Dirección General de Salud Ambiental, Ministerio de Salud. Lima, Perú.

⁴ Department of Zoology and Entomology, School of Life Sciences, University of Queensland. Queensland, Australia.

^a Investigador entomólogo; ^b Médica patóloga; ^c Bióloga; ^d Profesor entomólogo.

* Versión resumida de: Devine GJ, Furlong MJ. Insecticide use: context and ecological consequences. *Agric Human Values*. 2007; 24(3): 281-306. Publicación duplicada autorizada por Springer Science and Business Media, Copyright 2007.

Fecha de recepción: 19-06-07 Fecha de aceptación: 20-10-07

INTRODUCCIÓN

La agricultura parece algo sumamente fácil cuando nuestro arado es un lápiz y cuando nos encontramos a cientos de kilómetros de distancia de los campos de maíz. Dwight D. Eisenhower, Discurso Presidencial, 25 de septiembre de 1956.

De los 150 millones de km² del mundo, área total de tierra, el 10% está dedicado a la producción agrícola, 55% son praderas, pastizales y bosques y el resto no es adecuado para uso agrícola. La mayoría de esa producción agrícola depende de métodos agrícolas “convencionales” (es decir, incluyen la aplicación de productos agroquímicos sintéticos) que, a pesar de los pronunciamientos Malthusianos que indican lo contrario ^(1,2), continúan satisfaciendo las demandas del crecimiento de la población humana. En todo el mundo, desde 1960, la población se ha duplicado ⁽³⁾, la productividad agrícola ha aumentado 2,6 veces, pero los terrenos cultivables productivos han aumentado solamente en 10 % ⁽⁴⁾. Aunque la productividad en Europa, Asia, las Américas y Australasia ha aumentado vertiginosamente ^(5,6), la producción total de África (a pesar de algunos éxitos locales), continúa disminuyendo debido a una obstinada combinación de sequías, conflictos civiles, degradación de la tierra, métodos agrícolas deficientes y sistemas desfavorables de tenencia y propiedad de tierras ⁽⁷⁾.

No obstante estos triunfos generales, cada vez más nos damos cuenta de las consecuencias de la intensificación agrícola. La agricultura intensiva es responsable de la contaminación del aire y del agua del subsuelo, la eutrofización de los sistemas acuáticos, las emanaciones de gas invernadero y es además la fuente antropógena más importante de amonio, la causa principal de la lluvia ácida. La amplitud y los métodos agrícolas (pero no necesariamente insecticidas en sí) han conducido a la pérdida extensiva y permanente de la biodiversidad en muchos lugares (por ejemplo las comunidades de invertebrados ⁽⁸⁻¹⁰⁾, mariposas en el Reino Unido ⁽¹¹⁾; aves que viven en terrenos agrícolas en Europa ⁽¹²⁻¹⁴⁾; anfibios en Australia y América del Norte ⁽¹⁵⁻¹⁸⁾). Por lo que debemos asumir que estos patrones se están repitiendo en todo el mundo. Además, la sostenibilidad de la agricultura moderna misma se ve afectada por su propio impacto en la degradación de los suelos, salinización, disponibilidad de agua y la reducción de la diversidad de cultivos, ganadería y ecosistemas agrícolas.

En todo el mundo, la agricultura opera en un mercado cada vez más libre (aunque se encuentra subsidiada en algunos países desarrollados). Es conducida por el clima, la demanda, los suministros, la competencia y prioriza

la ganancia por encima de la necesidad social. En la actualidad, aproximadamente 15% de los 6 mil millones de personas en el mundo sufren de desnutrición ⁽¹⁹⁾. Para el año 2050, este sistema con todas sus presiones concomitantes sobre el medio ambiente, deberá alimentar a una población mundial de 9 mil millones de personas. Debido a que muchos países del hemisferio norte eligen (o son inducidos a ello) no optar por la autosuficiencia agrícola, la mayor parte de la producción se está trasladando a los países en vías de desarrollo. Por ejemplo, en la última década se experimentó una reducción de 12% de la autosuficiencia de los alimentos de primera necesidad en el Reino Unido ⁽²⁰⁾ y en la actualidad es muy probable que estos alimentos se produzcan localmente como también en Perú o Etiopía. Estos cambios en los patrones de producción se deben a la expansión global del comercio que ha motivado que los países en vías de desarrollo busquen sistemas agrícolas competitivos para la exportación ⁽²¹⁾, pero para muchas materias primas los mercados se encuentran saturados y los precios han disminuido. Es así que la lucha para mantener las ganancias producidas por la agricultura tanto en los países en vías de desarrollo como en los países desarrollados, aumenta vertiginosamente la intensificación de la agricultura y promueve el conflicto entre los agricultores y el medio ambiente que Hardin la describe como “la tragedia de los pastos comunales” ⁽²²⁾. Así pues, con la creciente globalización de la producción de alimentos surge la responsabilidad colectiva de proteger el sustento y la ganancia de las comunidades agrícolas mientras se preserva la biodiversidad existente y “los servicios del ecosistema”.

En este contexto, las consecuencias ecológicas del uso de insecticidas causan gran preocupación. Aunque otros aspectos de la agricultura moderna por lo general tienen un mayor impacto en el medio ambiente, los insecticidas se encuentran entre las herramientas agrícolas que están más asociadas con el daño ambiental. Su objetivo específico es matar plagas de insectos y por consecuencia puede que tenga un impacto letal o subletal en organismos que no son su objetivo (por ejemplo, recicladores de nutrientes del suelo, polinizadores de plantas y depredadores de plagas) y reducir o contaminar productos alimenticios para los niveles tróficos superiores.

El objetivo de esta revisión es proporcionar una visión general completa del impacto ecológico del uso de insecticidas y proporcionar algunos ejemplos de por qué los insecticidas continúan teniendo un papel importante en la agricultura moderna. Así, hemos encontrado resúmenes previos de bibliografías que, por lo general, tratan sobre los insecticidas de manera breve y como un subgrupo de químicos agrícolas y pesticidas en general

(23) o fueron escritos hace algunas décadas (24), antes del desarrollo de muchos productos químicos actuales y antes que se investigara y publicara muchos ejemplos del impacto de los insecticidas y la evaluación del riesgo. En la presente revisión nos hemos centrado en la bibliografía de los últimos veinte años y recomendamos a los lectores revisar los textos arriba mencionados a fin de tener una evaluación histórica más profunda sobre el tema. No buscamos abarcar toda la vasta bibliografía existente sobre la ecotoxicología de los insecticidas, la mayoría realizada en laboratorios bajo condiciones altamente artificiales. Dichos estudios, aunque son útiles para identificar los posibles peligros, no muestran las verdaderas consecuencias ambientales y ecológicas del uso de los insecticidas en el campo. La Tabla 1 sirve como referencia de los insecticidas que se mencionan en la presente revisión e incluye los ingredientes activos más comunes, su modo de acción y su fecha aproximada de introducción.

TENDENCIAS ACTUALES EN EL USO DE INSECTICIDAS

Pimentel (25) indica que el uso de pesticidas en los sistemas agrícolas en los Estados Unidos devuelve aproximadamente \$4 por \$1 invertido en el control de plagas. Por lo tanto, queda claro por qué los métodos convencionales de manejo de plagas son tan atractivos. Sin embargo, esos costos no incluyen los costos sociales o ecológicos de la agricultura. Los costos ambientales y sociales asociados con el uso de pesticidas agrícolas en los Estados Unidos alcanzan los \$10 mil millones anuales y sólo \$2 mil millones para la vigilancia del agua y la limpieza de pesticidas (25). Los ingresos provenientes de las cosechas y la ganadería en los Estados Unidos son aproximadamente \$200 mil millones anuales que representan aproximadamente el 4% de los ingresos provenientes de la agricultura (26). En el Reino Unido, el gobierno calculó que los costos asociados con la contaminación del agua ocasionada por la agricultura eran alrededor de 1-2% del valor bruto total agrícola (27,28). Los costos ocasionados en el medio ambiente y la salud debido al uso de pesticidas en el año 1996 en el Reino Unido fueron equivalentes a aquellos ocasionados por la pérdida de hábitats y la erosión de los suelos, pero muy por debajo de aquellos ocasionados por las emisiones de gas y envenenamiento por alimentos; el único evento que ocasionó los mayores gastos ese año fue el brote británico de EEB (encefalopatía espongiforme bovina) (28).

Las restricciones de la sostenibilidad acerca del uso de insecticidas incluyen los efectos sobre la salud humana, los ecosistemas agrícolas (insectos beneficiosos), el medio ambiente en general (especies que no son el

objetivo, paisajes y comunidades) y la selección de rasgos que confieren la resistencia a los insecticidas en las especies plagas. Para todas estas categorías es posible encontrar ejemplos donde los insecticidas han sido utilizados de manera desastrosa, y otros donde los peligros que representaban han sido mitigados (accidentalmente o por estrategias implementadas). La Organización Mundial de Salud ha calculado que alrededor de 20 000 personas mueren anualmente como consecuencia de la exposición a insecticidas (29), sin embargo, esas sustancias químicas también protegen la producción, las ganancias y la salud pública. También se ha demostrado que algunos insecticidas han devastado poblaciones de enemigos naturales en algunos sistemas (30,31) pero en otros, especialmente con algunos de los insecticidas más nuevos, parece tener un impacto mínimo (32). Algunos insecticidas han tenido grandes efectos en algunas poblaciones de aves de rapiña (33) pero, otros han sido usados en ecosistemas aparentemente sensibles durante décadas sin evidencia de impacto en las especies que no son el objetivo (34,35). Algunos han sido utilizados de manera tan intensiva que la evolución de la resistencia ha comprometido su uso en generaciones (36-38), pero para otros, la resistencia continua siendo rara o se puede manejar fácilmente. Con relación a este último punto, es interesante notar que a pesar que la resistencia puede ser una restricción de la eficacia en el campo, casi nunca indica el fin de todos los métodos de aplicación útiles de ese químico. De las 544 especies de la lista señaladas como resistentes en la base de datos de artrópodos resistentes a pesticidas (39), casi 30% aparece en virtud de una única citación no corroborada que refleja, en el mejor de los casos, una única observación de una única población. Además, incluso para aquellas especies como el mosquito que transmite la fiebre amarilla, el *Aedes aegypti*, la mosca blanca del algodón *Bemisia tabaci* y la cucaracha alemana *Blattella germanica*, cuya resistencia se ha discutido de manera convincente en cientos de publicaciones, los insecticidas tradicionales todavía continúan teniendo un papel en su control.

A pesar de que somos cada vez más conscientes de los peligros de su uso, el área tratada con insecticidas en los países desarrollados ha permanecido inmóvil durante la última década. Es así que en el Reino Unido, aproximadamente seis millones de hectáreas de terreno cultivable fueron tratadas anualmente entre 1990 y el 2003 (40). Esto equivale a ¼ del área total del terreno de ese país (la estadística refleja múltiples aplicaciones en las mismas áreas). En California, 6-8 millones de hectáreas fueron tratadas anualmente entre 1992 y el 2001 (41-43). De manera general, el peso total de los ingredientes activos utilizados ha disminuido debido al surgimiento de nuevos componentes con una

Tabla 1. Grupos de insecticidas, modo de acción y fecha de introducción.

Lugar y modo de acción principales	Tipo de Insecticida	Ejemplos comunes	Primer uso ¹
Inhibidores de acetilcolinesterasa: <i>Bloquean la acción de la enzima acetilcolinesterasa, interrumpiendo la transmisión de impulsos entre las células nerviosas.</i>	Carbamatos	Aldicarb, Bendiocarb, Carbaril , Carbofuran, Carbosulfan, Metiocarb, Metomil, Pirimicarb, Tiodicarb	1956
	Organofosfatos	Acefato, Clorpirifos, Diazinon, Dimetoato, Fenitrothion, Fention, Malation , Metamidofos, Monocrotofos, Paration, Pirimifos, Profenofos, Temefos	1950
Antagonistas del canal de cloruro regulado por GABA: <i>Interfieren con los canales de cloruro en la membrana nerviosa, interrumpiendo la transferencia de iones y la transmisión de impulsos entre las células nerviosas</i>	Ciclodieno organoclorados	Clordano , Endosulfan, gamma-HCH (Lindano)	1945
	Fenilpirazoles (Fiproles)	Fipronil	1993
Moduladores del canal de sodio <i>Interfieren con los canales de sodio en la membrana nerviosa interrumpiendo la transferencia de iones y la transmisión de impulsos entre las células nerviosas</i>	Organoclorados	DDT	1943
	Piretroides	Alletrin , Bifentrina, Ciflutrina, Lambda-Cialotrina, Cipermetrina, Deltametrina , Fenvalerate, Permetrina, Resmetrina	1952 1977
	Piretrinas	Piretrinas (piretrum)	1850s
Agonista/antagonista del receptor de Acetilcolina de tipo nicotínico <i>Imita la acción de neurotransmisor acetilcolina bloqueando los receptores e interrumpiendo la transmisión de impulsos de entre las células nerviosas</i>	Neonicotinoides	Acetamiprid, Imidacloprid , Nitenpiram, Tiacloprid, Tiametoxam	1991
	Nicotina	Nicotina	1930s
	Spinocin	Spinosad	1996
Activadores del canal de cloruro <i>Se adhieren y activan los canales de cloruro en la membrana nerviosa interrumpiendo la transferencia de iones y la transmisión de impulsos entre las células nerviosas</i>	Avermectin	Abamectin , Emamectin benzoato	1985
Hormona juvenil <i>Compite, imita o interfiere con las hormonas juveniles esenciales para el desarrollo del insecto</i>	Hormona juvenil análoga e imitadora	Hidropreno, Kinopreno, Metopreno, Fenoxicarb , Pyriproxifen	1993
Componentes con un modo de acción desconocido o no específico (bloqueadores selectivos de alimentación)	Cryolite	Cryolite	1929
	Pimetrozina	Pimetrozina	1999
Interruptores microbianos de las membranas de los intestinos del insecto (incluye cultivos transgénicos que expresan toxinas de <i>Bacillus thuringiensis</i>)	Especies de <i>Bacillus</i>	Bacillus thuringiensis subsp. <i>israelensis</i> , <i>Bacillus sphaericus</i> , <i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>aizawai</i> , <i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>kurstaki</i> , <i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>tenebrionis</i>	1961
Inhibidores de fosforilación oxidativa. <i>Interrompe el transporte de electrones dentro de las células</i>	Diafentiuron	Diafentiuron	1997
	Clorfenapir	Clorfenapir	1985
Inhibidores de la biosíntesis de quitina. <i>Inhibe la formación normal del exoesqueleto de los insectos</i>	Benzoilúreas	Novaluron, Diflubenzuron , Teflubenzuron	1983
	Buprofezin	Buprofezin	1988
Agonista de ecdisona / interruptores de muda de piel. <i>Interfiere con el proceso de muda del insecto</i>	Diacilhidrazinas	Halofenozid , Tebufenozid	1999
	Azadiractin	Azadiractin	1985
Inhibidores del transporte del electrón del complejo I mitocondrial. <i>Interrompe el transporte de electrones dentro de las mitocondrias</i>	Rotenona	Derris , Rotenona	1850
Bloqueadores del canal de sodio dependientes del voltaje. <i>Interfieren con los canales de sodio en la membrana nerviosa interrumpiendo la transferencia de iones y la transmisión de impulsos entre las células nerviosas</i>	Indoxacarb	Indoxacarb	2000

Esta lista no pretende ser una lista exhaustiva. La información que aquí se presenta proviene en parte del Comité de Acción para la Resistencia a los Insecticidas [<http://www.irc-online.org>] que clasifica a los insecticidas según su modo de acción. Dentro de cualquier grupo, la toxicidad de los insecticidas (en términos de especificidad de la especie y dosis efectiva) y su persistencia en el medio ambiente pueden variar ampliamente.

¹ las fechas se refieren al ejemplo del insecticida que se presenta en negritas.

mayor actividad insecticida intrínseca. Por ejemplo, la LC_{50} (concentración letal) del organofosforado (OP) profenofos (registrado en los Estados Unidos en 1982) para las poblaciones susceptibles de la mosca blanca *Bemisia tabaci* es aproximadamente 4 ppm mientras que la LC_{50} de la hormona juvenil análoga (HJA) piriproxifeno (aprobación de emergencia en los Estados Unidos en 1996) contra la misma cepa de *B. tabaci* es 1000 veces menor ⁽⁴⁴⁾.

Es importante observar que de manera general, incluso en los países desarrollados con una poderosa legislación ambiental y grupos activos que ejercen presión, el uso de insecticidas no está disminuyendo. Existe una percepción general que el concepto de "manejo integrado de plagas" (IPM siglas en inglés) ⁽⁴⁵⁾, ha sido o será exitoso en reducir el uso de pesticidas ^(24,46,47). IPM se refiere a *un sistema de toma de decisiones para la selección y uso de tácticas para el control de plagas, solo o coordinado de manera armoniosa en una estrategia de manejo basada en el análisis de costo/beneficio que tenga en cuenta los intereses y el impacto en los productores, la sociedad y el medio ambiente* ⁽⁴⁵⁾. Uno de sus principales énfasis es la disminución del uso de químicos; sin embargo, de hecho y especialmente para los cultivos de alto valor como las verduras, los pesticidas sintéticos continúan siendo una línea de defensa importante en la mayoría de los programas de manejo de plagas, ya sean integrados o de otro tipo. Se discutirá el tema de IPM en más detalle en una sección posterior.

NUEVOS COMPONENTES CON MENOR IMPACTO

El uso de los ciclodienos, carbamatos y organofosforados más antiguos y más tóxicos está disminuyendo lentamente y al menos algunos de ellos han sido prohibidos en muchos países, pero en general mantienen un 50% de la cuota del mercado internacional. En la actualidad los piretroides sintéticos -introducidos a finales de 1970 ⁽⁴⁸⁾- representan el 20% de las ventas globales de insecticidas y tienen perfiles de toxicidad enormemente mejorados para mamíferos y aves con relación a sus predecesores. Otras clases nuevas de insecticidas, algunos de los cuales tienen una actividad muy específica contra un orden particular de artrópodos, han sido introducidas en los últimos quince años. Este desarrollo es el resultado de una conciencia ambiental cada vez mayor, la *pelea por la credibilidad ambiental entre las corporaciones* ⁽⁴⁹⁾ y los procesos de registro, armonización y evaluación del riesgo cada vez más rigurosos como aquellos que siguen adelante en Europa, los cuales también están reevaluando componentes antiguos cuyos perfiles toxicológicos posiblemente ya no son aceptables ⁽⁴⁰⁾.

Estos nuevos insecticidas tienen algunas ventajas sobre las clases más antiguas. La baja toxicidad en mamíferos permite un intervalo corto previo a la cosecha, simplificando enormemente la logística de su uso. La mayoría son menos dañinos a los enemigos naturales u otras especies que no son el objetivo, lo que reduce su impacto en el medio ambiente más extenso y los hace más compatibles con los programas de IPM (ver más abajo para conocer la definición). Por ejemplo, el indoxacarbó (un insecticida oxadiazin registrado en el 2000) es muy efectivo contra las larvas de lepidópteros (mariposa y polilla) pero permite sobrevivir a la mayoría de depredadores y estadios inmaduros de avispas parásitas que atacan a estas larvas ^(50,51). La tebufenozida y metoxifenozida (dibenzoil hidracina, reguladores del crecimiento de insectos [IGRs siglas en inglés]) interrumpen el proceso de muda de los lepidópteros pero no afectan a los insectos beneficiosos ^(51,52). Los reguladores del crecimiento de insectos de benzoil-fenil-urea (diflubenzurón y teflubenzurón) interrumpen la síntesis de quitina y tienen un espectro de acción más amplio pero, debido a que se activan al ser ingeridos, los efectos directos en los himenópteros parasitoides (avispa) se reducen al mínimo. El piriproxifeno (un compuesto de piridina desarrollado a finales de 1980) es un análogo de la hormona juvenil que inhibe la producción de huevos y la metamorfosis. Su poder de acción es principalmente contra los insectos chupadores y tiene poco efecto en los himenópteros. También es efectivo contra las larvas de mosquitos y aunque puede ser tóxico para los organismos acuáticos, la dosis diferencial entre la mayoría de estos y las pupas de los mosquitos es tan grande que lo convierte en una buena elección para el control de mosquitos en ambientes sensibles ⁽⁵³⁾.

En los países desarrollados se está incrementando el uso de tratamientos con estos nuevos componentes, denominados insecticidas de "riesgo reducido" por la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA, siglas en inglés). Un estudio realizado por la Oficina General de Fiscalización (GAO, siglas en inglés) en el 2001 concluyó que a pesar que el uso general de pesticidas agrícolas no había disminuido en los Estados Unidos, entre 1992 y el 2000, el uso de los "pesticidas de mayor riesgo" había disminuido en 14% por peso del ingrediente activo. Patrones de cambio similares en el uso de insecticidas se están produciendo en todos los países en vías de desarrollo, pero de manera gradual. Además, son pocos los insecticidas que no representan un riesgo ecológico. Los piretroides pueden ser extremadamente tóxicos para los peces y tienen efectos de espectro amplio en los invertebrados ^(54,55). El piriproxifeno es altamente tóxico para los escarabajos coccinellidos depredadores y puede interrumpir los programas de

IPM⁽⁵⁶⁾. El diflubenzurón es tóxico para los crustáceos y puede alterar de manera negativa los ambientes acuáticos⁽⁵⁷⁾ y el contacto con teflubenzurón puede afectar la fecundidad de los parasitoides himenópteros⁽⁵⁸⁾. Los compuestos recientemente desarrollados también pueden ser más dañinos de lo que se indica en los paquetes de datos sobre la eco-toxicología presentados durante su proceso de registro. En el año 2000, durante las fases finales del proceso de registro del insecticida clorfenapir, la EPA declinó la autorización de su uso para el control de plagas del algodón debido al riesgo crónico que representa para la reproducción de las aves⁽⁵⁹⁾. Sin embargo, los procesos de registro de cada país son idiosincrásicos; así, el clorfenapir mantiene su registro de uso y es ampliamente utilizado en plantaciones de algodón en Australia y en toda Asia.

Es útil considerar las causas que influyen en los patrones de uso de los insecticidas. La GAO⁽⁶⁰⁾ menciona que los funcionarios de la EPA sugieren que la disminución del uso de insecticidas del “grupo más riesgoso” se debió a que: a) fueron descontinuados mediante acción regulatoria de la EPA; b) descontinuados debido a las decisiones comerciales de los fabricantes c) no eran competitivos con las nuevas opciones o más económicas; d) eran menos efectivos debido a la resistencia de las plagas; e) se utilizaban menos con variedades de cultivos genéticamente modificados para resistir a los insectos. Claramente, en estos casos una conciencia ecológica o ambiental no fue un factor de decisión para los agricultores. Es una observación común que, en el hemisferio norte, se contempla la reducción voluntaria del uso de insecticidas pero casi nunca se implementa debido a que los regímenes de tratamiento profiláctico son más fáciles de implementar que los procesos de toma de decisiones más complicados que dependen de la vigilancia de los niveles del umbral de plagas como en el IPM. Además, los agricultores no están dispuestos a actuar de manera unilateral (y correr el riesgo de la desventaja competitiva) y los esquemas voluntarios actúan fuera de la “cultura de incentivos” a la que los agricultores se han acostumbrado⁽⁶¹⁾.

INSECTICIDAS, DOGMA Y PRAGMATISMO

La aplicación de insecticidas incluso dentro de las pautas regulatorias prescritas puede tener consecuencias ambientales perjudiciales. Estos efectos son exacerbados por el uso inadecuado, existiendo muchos ejemplos del mal uso y abuso de los insecticidas. En los peores casos, los efectos de los insecticidas son difíciles de extraer de aquellos provenientes de la mala administración agrícola en general. El Mar de Aral en Asia Central es considerado por la Organización de las Naciones Unidas

para la Agricultura y Alimentación (FAO) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP), como el peor ejemplo en el mundo de cómo las prácticas agrícolas planificadas y ejecutadas de manera inadecuada han devastado una región que una vez fue productiva. Los residuos de insecticidas orgánicos y organofosfatos son excesivamente abundantes en el área^(62,63) y a pesar de que existe poca información sobre los efectos de dicha contaminación agrícola masiva en el ecosistema como un todo, se piensa que los efectos en la ecología humana han sido devastadores⁽⁶⁴⁻⁶⁶⁾. Incluso en países desarrollados que utilizan insecticidas aprobados y regulados dentro de sistemas con una adecuada legislación, existe suficiente evidencia sobre la continua degradación ecológica y ambiental como resultado del uso de pesticidas. Muchos de los ejemplos más claros se relacionan con los efectos acumulativos de los residuos de insecticidas en los ríos que drenan las áreas agrícolas. En California, las aguas y sedimentos del Río Salinas (que desemboca en el Santuario Marino Nacional de la Bahía de Monterrey) son extremadamente tóxicos para una variedad de invertebrados acuáticos^(67,68). Esto también sucede en los ríos Alamo y Nuevo en el Valle Imperial de California, donde ocho años de observación (1993-2001) demostraron que los impactos de la contaminación por organofosfatos en los macroinvertebrados eran sostenidos y graves⁽⁶⁹⁾.

Ejemplos como el mencionado anteriormente son muy conocidos y como es lógico, el vínculo entre los insecticidas y el medio ambiente en la psique popular es casi exclusivamente negativo. Por lo tanto, es una suposición común, aunque a menudo sin fundamento, que los insecticidas son culpables de muchos de los recientes cambios en la diversidad y ecología a nivel mundial. Este dogma es el resultado del hecho de que el uso de insecticidas es contencioso y es un componente clave de las ganancias de las compañías y la agricultura, del subsidio agrícola y la política de ayuda. Asimismo, dirige el comportamiento del consumidor, provoca fuertes respuestas éticas personales y políticas e influye en el nivel de aprobación gubernamental y no gubernamental. La manera dogmática con la que se aborda el uso de insecticidas asegura que, si bien la ciencia describe los efectos de los insecticidas en el medio ambiente puede ser empírica y objetiva, es posible que la interpretación de esos datos no lo sea. Pues la abundancia de datos sin procesar que registran los efectos de un insecticida no asegura que se pueda hacer una sola recomendación sobre el riesgo que representa.

La tendencia a sobreinterpretar o subinterpretar los resultados sobre el impacto de los insecticidas conlleva a confundir el verdadero alcance de sus efectos e influencia. Se pensaba que la acumulación

de residuos de pesticidas en la cadena alimenticia a través del consumo de cangrejos y pescados de arrozales fumigados con pesticidas era la causa de una enfermedad músculoesquelética en los seres humanos (70,71), sin embargo, estudios más recientes han demostrado que esta enfermedad es el resultado de una alta tasa de endogamia entre las comunidades afectadas (72). A veces la crisis de EEB en el Reino Unido ha sido atribuida de manera improbable al uso de OP (73,74). Se pensaba que la reciente disminución de las poblaciones de buitres en India había sido causada por pesticidas (75-77) hasta que se descubrió que era el resultado de una interacción inesperada entre una medicina veterinaria (diclofenaco) y los riñones vulnerables de las aves (78,79). La disminución mundial de las poblaciones de anfibios está fuertemente asociada al uso de químicos agrícolas (16,18,80), pero parece poco probable que los insecticidas por sí sean un factor contribuyente importante (81-84).

Un ejemplo que ilustra claramente cuán difícil es lograr el consenso es la controversia sobre el impacto de los tratamientos de las semillas con insecticidas en las abejas productoras de miel (*Apis mellifera*) en Europa. En algunas partes del mundo, las poblaciones de abejas han disminuido drásticamente en las últimas décadas (85,86), debido en parte a ácaros parasitarios y a brotes de enfermedades producidas por protozoarios y bacterias. Sin embargo, en 1994, apicultores franceses reportaron comportamientos inusuales y mortalidad entre las abejas que se alimentaban de girasoles tratados con el neonicotinoide imidacloprid al sembrar las semillas. Se reportó que estos efectos se acentuaban año tras año y ocurrían inmediatamente después de la floración. El imidacloprid fue implicado como el agente causante del problema a pesar que en 1998, la Comisión Francesa de Sustancias Tóxicas revisó su impacto y descubrió que los datos no vinculaban "de manera irrefutable" a este insecticida o sus metabolitos con los efectos en las abejas. Se recomendó realizar estudios complementarios, pero en 1999, se suspendió los tratamientos de las semillas de girasoles con imidacloprid hasta obtener los datos.

Esto fue considerado como una victoria del "principio de precaución" y se estableció, en parte, simplemente debido a que se había demostrado que los girasoles absorbían el imidacloprid del suelo y lo transportaba a toda la planta. El mismo fundamento y los continuos problemas con la mortalidad de las abejas y la producción de miel dieron como resultado la suspensión del mismo tratamiento en el maíz, en el 2004. También se prohibió un tratamiento alternativo para las semillas (fipronil) de girasol al descubrir residuos de este producto en plantaciones de girasoles en floración. En la actualidad estas prohibiciones continúan esperando la revisión de una Comisión Europea.

Gran parte de la evidencia a favor y en contra de los efectos nocivos de los tratamientos de las semillas del girasol con imidacloprid en las poblaciones de abejas se encuentra en informes gubernamentales y de la industria; pero es verdad que bajo algunas circunstancias, el polen y néctar del girasol puede contener residuos de imidacloprid en el rango de 1-10 ppb (87). Otros autores afirman que los residuos en el néctar y polen de girasoles en el campo cuyas semillas han sido tratadas con insecticidas son <1,5 ppb de manera consistente (88). La toxicidad aguda en las abejas ocurre a aproximadamente 60 ppb (89,90) aunque se ha reportado efectos crónicos en concentraciones mucho más bajas; 50% de muerte después de ocho días consecutivos de haber ingerido 0,1-10 ppb de imidacloprid (91). Este último resultado es claramente un resultado muy preocupante, pero nunca se ha repetido, y por lo tanto es discutido. A pesar de los 30 días consecutivos de haber alimentado con 2-20 ppb de imidacloprid, Schmuck *et al.* (88) no encontraron efectos en la mortalidad, los patrones de alimentación, la producción de cera/panal, reproducción o vitalidad de la colonia. Además, Schmuck (92) al reportar los hallazgos de cuatro estudios independientes, no pudo encontrar ningún aumento en la mortalidad de abejas productoras de miel, ni anomalías en el comportamiento durante una exposición dietética de diez días a soluciones de sucrosas tratadas con imidacloprid a 0,1; 1,0 ó 10 ppb. En una revisión de diversos estudios financiados por la industria y estudios independientes, Maus *et al.* (93) reportaron que las colonias de abejas colocadas junto a los cultivos de girasoles o nabos gallegos sembrados con semillas cubiertas con imidacloprid no sufrieron efectos significativos en cuanto a mortalidad, actividad forrajera, desarrollo de la colonia, situación de la prole o almacenes de polen y néctar. En el 2005, la Agencia Francesa de Estándares Alimenticios publicó un estudio donde se examinaba el efecto de alimentar a colonias de abejas productoras de miel con sirope contaminado con imidacloprid (0,5-5,0 ppb). Su desarrollo y supervivencia fueron comparados con colmenas de control durante muchos meses. Se vigiló la mortalidad, tamaño de la población, actividad de la colmena, fecundidad y frecuencia de enfermedades; no hubo diferencias que sugieran ninguna influencia tóxica del imidacloprid (94). No se ha publicado ninguna evidencia de campo que demuestre lo contrario, a pesar que esto ha sido un verdadero problema durante casi una década.

Teniendo en cuenta toda la evidencia que existe, parecería que el imidacloprid no influye directamente en la supervivencia de las abejas; la otra posible fuente de riesgo es el impacto subletal en el comportamiento debido a los tratamientos de las semillas con imidacloprid. Se ha demostrado que la presencia de imidacloprid en fuentes de alimento artificiales de las abejas productoras de miel

ejerce dichos efectos, de manera más convincente es mediante la disminución de la asistencia y la proporción de abejas que se alimentan de manera activa en fuentes de alimento artificiales contaminadas (6-24 ppb) ⁽⁹⁵⁻⁹⁷⁾. Sin embargo, todavía no está claro si este es el resultado de la toxicidad subletal o de un efecto menos insidioso (es decir, repelente o antinutriente).

A pesar de las prohibiciones, las cosechas de miel provenientes de girasoles en Francia continuaron empeorando con el transcurrir de los años. La cosecha del año 2000 fue sólo 30-40% de la producción de 1995-1996 y las enfermedades continúan siendo un factor importante (una encuesta nacional en Francia observó que 76% de las colmenas sufrían por lo menos una enfermedad grave ⁽⁹⁸⁾). En otros países y en plantaciones de semilla de colza (que a menudo son una fuente importante de polen y néctar para las abejas en determinadas épocas del año), no se ha asociado los tratamientos de las semillas con imidacloprid con la disminución de abejas. Estudios de investigación en los principales países productores de miel como Canadá (donde los tratamientos de semillas con imidacloprid son utilizados en las plantaciones de papa) y Argentina (en girasoles) no demostraron ningún dato que pueda justificar una prohibición. En el 2003, la Comisión Internacional para las Relaciones Planta-Abeja, después de haber revisado el argumento sobre los efectos nocivos de los tratamientos de las semillas en las abejas, concluyó que "era poco probable que la disminución de la salud de las abejas y el desempeño de la colonia, reportada en varios países, tuviera una sola causa" ⁽⁹⁹⁾.

Lo que sí queda claro a partir de esos ejemplos es que nos vemos forzados a aceptar una de las dos opciones sobre la evaluación del riesgo: 1) que los métodos de evaluación concuerden, estandaricen e implementen a escala regional y mundial o 2) que cada región o país implemente su propio sistema dando como resultado recomendaciones completamente diferentes. La primera opción corre el riesgo de ser demasiado inflexible y no poder seguir el ritmo a los desarrollos ecológicos y metodológicos. La segunda sería un cierto triunfo para los grupos fuertemente dogmáticos que ejercen presión ya que requeriría la aceptación que los datos empíricos no tienen interpretación universal y por lo tanto esa política se puede decidir de manera subjetiva.

EFFECTOS DIRECTOS

Es probable que la gran mayoría de eventos por envenenamiento con insecticidas en organismos que no son el objetivo, especialmente aquellos que afectan a

las especies menos conocidas o no emblemáticas en los países en vías de desarrollo, no se registren. Los ejemplos que se presenta a continuación, analizan un pequeño subgrupo de eventos por envenenamiento directo o cambios en los niveles de la población y distribución de especies. Los cambios en la población pueden ser el resultado de la toxicidad directa o los efectos subletales que se manifiestan tales como la reducción del tiempo de vida, tasas de desarrollo, fertilidad, fecundidad, proporción de sexos y comportamiento (por ejemplo, alimentación, forrajeo y reproducción). Existe abundante bibliografía donde se catalogan dichos efectos (algunas revisadas por Stark y Banks ⁽¹⁰⁰⁾). Los reportes de toxicidad directa en la década de 1960 y principios de 1970 estaban dominados por los organoclorados altamente persistentes (diclorodifeniltricloroetano, DDT) y su profundo efecto en las poblaciones de aves de rapiña ⁽¹⁰¹⁾. La mayoría de estos químicos fueron reemplazados por organofosforados y carbamatos, durante la década de 1970 y 1980 y estos también demostraron ser en ocasiones devastadores para muchas poblaciones de aves, generalmente como resultado de la ingesta de semillas o granos tratados con estos insecticidas -revisado por White y Kolbe- ⁽¹⁰²⁾. Durante este periodo, el uso de gránulos de carbofurán en los campos de maíz en América del Norte sin duda tuvo un efecto devastador en especies de aves granívoras ^(103,104).

Los datos proporcionados hicieron que un grupo calculara que 60-70 millones de aves de América del Norte estaban muriendo anualmente en los Estados Unidos como resultado directo de la exposición a pesticidas ⁽¹⁰⁵⁾. Estas cifras continúan siendo ampliamente citadas ^(25,106) pero es interesante observar que en la actualidad tienen poca relevancia para la situación actual de América del Norte. La mayoría de las formulaciones granulares de carbofurán han sido prohibidas en los Estados Unidos y ninguna formulación granular de este pesticida está registrada en Canadá ⁽¹⁰⁷⁾. No se puede suponer que otras formulaciones o insecticidas demuestren efectos similares. Un estudio exhaustivo en un huerto, sobre los efectos de aplicaciones líquidas repetidas de otro carbamato, metiocarb, reveló que no se produjo "ningún peligro grave" para ninguna de las docenas de especies de aves estudiadas ⁽¹⁰⁸⁾. En general, parece verdad que en los países desarrollados, después del retiro de algunos insecticidas y el cambio en los patrones de uso, las poblaciones de especies de aves afectadas se han recuperado en gran parte ⁽¹⁰⁹⁾.

Sin embargo, en otras partes del mundo, los OP y carbamatos todavía están asociados con eventos de envenenamiento directo. El envenenamiento masivo de >5000 halcones Swainson (*Buteo swainsoni*) en Argentina en 1995-1996 dio como resultado que una importante

compañía de productos agroquímicos detuviera la producción de monocrotofós^(110,111). Estas aves habían estado expuestas al ingerir insectos tratados con insecticida como resultado de un brote de saltamontes en las pampas. En la India, una población de grullas Sarus en peligro de extinción (*Grus antigone*) vigilada de manera muy cercana estuvo amenazada después haber ingerido semillas de trigo tratadas con monocrotofós⁽¹¹²⁾. La mayoría de eventos por envenenamiento son accidentales, pero en algunos casos, los insecticidas son utilizados de tal manera que es fácil predecir que producirán un daño no deseado y extendido en especies que no son el objetivo. La aplicación del organofosforado fentión es el método predominante para controlar al quelea de pico rojo (*Quelea quelea*), que es una de las principales aves plagas en las regiones semiáridas del África Subsahariana. Por lo tanto, es obvio que aves de rapiña y paserines se conviertan en víctimas frecuentes como resultado de la aplicación directa del pesticida y al ingerir los cadáveres contaminados de las aves (que pueden ser encontrados hasta a veinte kilómetros o más del lugar de control), los artrópodos terrestres también se ven enormemente afectados⁽¹¹³⁾.

Los mamíferos pequeños parecen ser por lo general más fuertes que las aves a las aplicaciones directas de pesticidas en el campo. Esto se puede deber simplemente a su comportamiento nocturno (usualmente los pesticidas se aplican de día), crepuscular y críptico. Schaubert *et al.*⁽¹¹⁴⁾ sugirieron que el efecto predominante de una aplicación del organofosforado azinfos-metilo en grandes lugares cercados conteniendo ratones de campo (*Microtus canicaudus*) y ratones ciervo (*Peromyscus maniculatus*) era producir un número de muertes inmediatas de las cuales las poblaciones se recuperaron en pocos meses. McEwen *et al.*⁽¹¹⁵⁾ demostraron que las especies pequeñas de mamíferos que viven en los pastizales responden de manera muy individual a la aplicación de insecticidas debido a las diferencias en cuanto a su susceptibilidad innata a estos compuestos y después de la aplicación, a su capacidad de competir. El ratón ciervo fue dos veces más sensible que el ratón saltamontes (*Onychomys leucogaster*) y la ardilla terrestre (*Spermophilus tridecemlineatus*); estudios con trampas realizados después de la aplicación del pesticida, indicaron una disminución únicamente en el primero. Las respuestas de los mamíferos pequeños a la aplicación de insecticidas dependen claramente del medio ambiente y el componente químico del insecticida. Los estudios con trampas donde se capturaron ratones ciervos vivos después de la aplicación de malatión y carbaril demostraron que no se había producido una disminución de las poblaciones abundantes después del tratamiento⁽¹¹⁵⁾ y una investigación sobre los efectos de la aplicación de malatión en volumen ultrabajo (ULV)

también demostró que no se había producido ningún efecto en las poblaciones de mamíferos pequeños en el campo⁽¹¹⁶⁾.

Como es lógico, los artrópodos que no son el objetivo, se ven a menudo gravemente afectados por el uso de insecticidas, por lo menos a corto plazo. Se ha registrado que las poblaciones que habitan en el suelo son afectadas por su aplicación en ecosistemas agrícolas, de pastizales, desiertos y bosques. Dichos efectos por lo general producen una reducción momentánea de la fertilidad y productividad del suelo⁽¹¹⁷⁾. Las poblaciones de invertebrados acuáticos parecen ser particularmente vulnerables. Davies y Cook⁽¹¹⁸⁾ demostraron que la aplicación aérea del piretroide cipermetrina para combatir las plagas de lepidópteros en plantaciones de eucalipto en Tasmania, dio como resultado la contaminación de muchos arroyos y el aumento del desplazamiento de invertebrados arroyo abajo en 200 veces, el día que se realizó la aplicación. Este "flujo" permaneció elevado por muchos días pero la mayoría de las especies se recuperó después de posteriores inundaciones. Las moscas de las piedras (Plecoptera) y las efímeras (Ephemeroptera) fueron las más afectadas. Asimismo, se observó cambios fisiológicos en la trucha marrón (*Salmo trutta*), los cuales se supone que son causados por cambios en la composición de su dieta y tal vez debido a la ingesta de cipermetrina proveniente de invertebrados muertos y moribundos.

Uno de los ejemplos más comunes de cómo los insecticidas trastornan los ecosistemas de los artrópodos, es cuando su uso produce un aumento del número de plagas ("resurgimiento") y la aparición de nuevas especies de plagas al eliminar a los depredadores y los parasitoides de dichas plagas. Esto es claramente una consecuencia de los efectos directos que los insecticidas pueden tener en las especies que no son el objetivo y ha sido observado muchas veces en pruebas de campo experimentales y a escalas mayores en insecticidas de amplio espectro^(24,119-124). Los brotes de saltamontes en algunos pastizales de América del Norte, por un periodo de treinta años, fueron atribuidos al resurgimiento causado por un programa de control químico intensivo contra los mismos saltamontes⁽¹²⁵⁾.

En todo el mundo existe ejemplos similares; así por ejemplo, a finales de la década de 1930, todo el valle de Cañete en Perú se dedicaba a la producción de algodón, en ese entonces la principal plaga era el gusano del tabaco (*Heliothis virescens*) y fue combatida, primero, con insecticidas de arsénico y luego con DDT, lindano y toxafeno. De esta manera se desarrolló la resistencia a dichos pesticidas y surgieron otras plagas debido a que los depredadores y parasitoides no resistentes

fueron eliminados del sistema. A mediados de 1950, se estaba realizando 16 aplicaciones de pesticidas por año, el complejo de plagas continuaba aumentando y la producción de algodón había colapsado. En 1956 se introdujo un Programa Integrado de Manejo de Plagas que involucraba la prohibición de insecticidas orgánicos, la liberación de algunos agentes de control biológicos (principalmente avispas parasitoides de la familia Trichogrammatidae) y algunos cambios en las prácticas de cultivo y cosecha para interrumpir el ciclo de vida de este gusano. Como resultado, el cultivo del algodón una vez más se volvió sostenible⁽³¹⁾. La historia de la producción de algodón en el Perú es en la actualidad una historia clásica de la implementación del Programa Integrado de Manejo de Plagas, pero casi nunca se ha reportado progreso después de la década de 1960. De hecho, a pesar que el área actualmente produce pequeñas cantidades de algodón orgánico, la mayor parte de los cultivos dependen de las aplicaciones de insecticidas que se realizan como parte de un programa integrado de manejo de plagas. A menudo se puede reducir las aplicaciones de insecticidas pero casi nunca se puede eliminar. Además, las comunidades agrícolas no siempre aplican las lecciones aprendidas a todas sus actividades. El valle de Cañete en la actualidad produce muchos otros tipos de cultivos además del algodón, en un ambiente con mucho menos regulaciones y los agricultores están experimentando ahora problemas análogos (causados por el uso excesivo de organofosforados y carbamatos de amplio espectro) a aquellos que enfrentaron sus predecesores algodoneiros en la década de 1950⁽¹²⁶⁻¹²⁹⁾. Es una desafortunada realidad que los insecticidas son una opción tan atractiva y económica para el control de plagas que los agricultores no cambiarán sus prácticas de manera voluntaria a menos que un acontecimiento insuperable o una legislación los obligue a hacerlo.

Los insecticidas de amplio espectro suelen tener efectos inmediatos, pero predominantemente de corto plazo (dos a tres meses) en insectos que no son el objetivo^(11,130,131). Se ha observado que el escurrimiento de insecticidas (el desplazamiento de sustancias químicas hacia áreas que no son el objetivo con ayuda del viento y la temperatura) y el contacto directo con los piretroides reduce el número de insectos que no son el objetivo en penínsulas que no han sido tratadas con insecticidas^(132,133), en parcelas de subcampos⁽¹³⁴⁾ y en pruebas de campo a escala⁽¹³⁵⁾. Asimismo, se debe observar que existe una considerable variación entre la susceptibilidad de diferentes grupos que no son el objetivo. Por ejemplo, los piretroides fluralinato y esfenvalerato no redujeron de manera significativa las colectas de larvas de la mosca sírvida en parcelas de campo pero sí afectaron a las larvas de las mariquitas (*Adalia spp*). Por el contrario, el carbamato pirimicarb no tuvo efectos en las larvas de

mariquitas pero sí redujo el número de larvas de sírfidos de manera significativa⁽¹³¹⁾.

Los estudios que buscan cuantificar el impacto de los insecticidas en la efectividad de los enemigos naturales como agentes de control para las plagas del campo no son comunes, sin embargo, Furlong *et al.*⁽¹³⁶⁾ descubrieron que el efecto de los insectos benéficos fue mucho mayor en aquellos lugares donde se había adoptado el IPM (es decir, uso reducido de insecticidas) y mucho menor en aquellos lugares donde se practicaban los métodos convencionales de manejo de plagas. En los lugares donde se aplicaba el IPM, la contribución de los enemigos naturales a la mortalidad de la polilla de la col (*Plutella xylostella*) permitió el cultivo de productos comerciables sin pérdida en la producción y con una importante reducción en el uso de insecticidas. La abundancia y diversidad de los enemigos naturales era por lo general mayor en aquellos lugares donde se había adoptado el IPM. Estudios como estos, donde la disminución del parasitismo está directamente relacionada con la práctica del manejo en lugar de otros efectos indirectos (como por ejemplo la falta de presas debido a su eliminación con insecticidas) son sumamente ilustrativos.

No es únicamente en terrenos agrícolas donde se ha demostrado que los insecticidas pueden ejercer efectos en el medio ambiente. El uso de insecticidas de amplio espectro durante las campañas para combatir a la mosca tsé tsé en África ha tenido graves efectos en organismos que no eran el objetivo. El uso de dieldrin, DDT y γ -HC en la sabana al sur de África afectó de manera negativa a reptiles, mamíferos pequeños, peces, aves e insectos. En África Occidental, hubo efectos similares, donde aplicaron dieldrin y endosulfán desde camiones y helicópteros en terrenos de bosque ribereños. En ese caso se notó efectos en los anfibios, monos y murciélagos y todas las clases de compuestos, incluyendo los piretroides, causaron una disminución considerable de la población de algunas especies por periodos prolongados, en particular aves insectívoras, peces y crustáceos de agua dulce⁽¹³⁷⁾. Posteriormente, estas aplicaciones residuales de insecticidas fueron reemplazadas por tratamientos aéreos menos permanentes (considerados preferibles)^(138,139) pero éstos continuaron ejerciendo impacto, especialmente en las poblaciones de crustáceos⁽¹⁴⁰⁾. Desde 1980, el énfasis en el control de la mosca tsé-tsé ha cambiado a trampas tratadas con insecticida y la aplicación de baños de inmersión y tratamientos en forma de *pour on* (de uso externo) en el ganado. Se piensa que las especies que habían sido afectadas por los esquemas de tratamiento previos ya se han recuperado,⁽¹³⁷⁾ pero, incluso las aplicaciones de insecticidas dirigidas

hacia un objetivo muy específico pueden tener efectos ecológicos negativos. Los tratamientos externos en el ganado han estado asociados con la disminución de las poblaciones de escarabajos peloteros debido a los residuos de insecticida que se encuentran en las heces del ganado ⁽¹⁴¹⁾.

EFECTOS INDIRECTOS

Los insecticidas pueden tener efectos tóxicos directos en los organismos (letales o subletales) o pueden tener efectos indirectos debido a la eliminación de las especies que son presas o competencia. Por lo tanto, existe preocupación por los efectos potencialmente insidiosos de los pesticidas que operan a través de la cadena alimenticia ^(142,143). Los impactos de los insecticidas en los invertebrados pueden reducir la disponibilidad de fuentes de alimento y afectar su productividad o supervivencia. Es obvio que las medidas simples de la toxicidad directa no son lo suficientemente adecuadas para evaluar todas las consecuencias ecológicas del uso de los insecticidas, pero no existe metodologías estándares para evaluar los efectos de los insecticidas en la eliminación de las presas y competidores y sería imposible estandarizarlos, especialmente a escala de campo.

Por mucho tiempo se ha aceptado que los efectos indirectos de los insecticidas pueden ser sutiles y pueden enmascarar o confundir los efectos tóxicos directos en la población o comunidad ⁽¹⁴⁴⁾. En estudios de marcado-recaptura sobre los efectos del ciclodieno Endrin en poblaciones de *Microtus spp* (ratón de campo), se demostró que los efectos tóxicos directos (letales y subletales) y los efectos indirectos (no tóxicos) actuaban al unísono ⁽¹⁴⁵⁾.

En parcelas experimentales, la aplicación del insecticida mató a los ratones de campo y disminuyó el número de manera local, pero, la población más lejana posteriormente respondió como lo haría frente a un despoblamiento causado por enfermedad o captura con trampas. Después de la aplicación del insecticida, hubo más reclutamientos de individuos (es decir, ratones de campo) en las parcelas experimentales que en las parcelas de control. Además, estos reclutas en las parcelas tratadas sobrevivieron mucho mejor que los nuevos individuos que ingresaron a la población de control más estable, probablemente debido a una disminución de los encuentros agresivos entre los ratones de campo en las áreas tratadas y menos pobladas. Dependiendo del periodo durante el cual se observan estos acontecimientos, la aplicación del insecticida puede tener claramente ciertos efectos no calculados en las poblaciones.

Dichas interrupciones, impredecibles en el ecosistema, son comunes. En un estudio sobre el impacto de carbaril en la rana leopardo del sur (*Rana sphenoccephala*), este pesticida no tuvo efectos directos en los renacuajos pero redujo la mortalidad de éstos al tener un impacto letal en sus depredadores invertebrados. Asimismo, disminuyó la abundancia del perifiton (plantas y animales microscópicos) que sirve de alimento a los renacuajos. El efecto general fue un aumento en la supervivencia de renacuajos pero con el predominio de individuos más pequeños ⁽¹⁴³⁾.

En la actualidad existe poca evidencia de los efectos significativos en las poblaciones de aves como consecuencia de los efectos directos de los insecticidas en el Reino Unido ⁽¹⁰⁹⁾. A pesar de que muchas especies de aves que viven en terrenos de cultivo están disminuyendo, es difícil precisar los factores causales y todavía se desconoce los posibles impactos indirectos, provocados por el incremento del uso de insecticidas, para muchas especies de paserinos (tipos de ave) que han mostrado una disminución en su población y cambios en la distribución que coinciden con la intensificación de la agricultura ⁽¹⁴⁶⁾. Para demostrar los efectos indirectos de los insecticidas en el nivel de la población, es necesario demostrar que dichos compuestos tienen un impacto en los recursos alimenticios suficiente para reducir la capacidad de reproducción o supervivencia. Esto ha sido más claramente demostrado en el caso de la perdiz gris *Perdix perdix* ⁽¹⁴⁷⁻¹⁴⁹⁾ aunque existe también información que demuestra que los pesticidas tienen efectos indirectos en los recursos disponibles y la capacidad reproductiva de otras especies. Se ha demostrado que los insecticidas causan una disminución en el tamaño de la progenie de los escribanos cerillos (*Emberiza citrinella*) al reducir el número de invertebrados que son su fuente de alimento ⁽¹⁰⁹⁾. Durante el mismo estudio no se observó dichos efectos en las alondras (*Alauda arvensis*) pero la disponibilidad de recursos alimenticios invertebrados sí afectó la condición de los polluelos de ambos, de las alondras y los escribanos cerillos. Los autores observaron que las aves que estaban anidando se podrían beneficiar de algunas medidas tomadas para reducir el impacto del insecticida, a saber: reducir las aplicaciones de insecticidas de amplio espectro persistentes durante la estación de reproducción y proporcionar hábitats alternativos de alimentación que no hayan sido tratados con insecticidas.

EFECTOS A LARGO PLAZO Y RECUPERACIÓN

Existe una carencia real de datos sobre la vigilancia de los efectos de los insecticidas durante periodos de tiempo

prolongados. Sin embargo, los estudios de vigilancia de los niveles de contaminantes ambientales sugieren que muchos sistemas muestran una impresionante capacidad de recuperación. La disolución, dispersión y biodegradación de los contaminantes, todos actúan, a menudo durante periodos muy largos, para reducir su impacto ecológico^(150, 151). Por ejemplo, el uso de DDT, uno de los insecticidas orgánicos persistentes más dañinos, fue prohibido en los Estados Unidos en 1973. Por la década de 1980, se había producido una reducción >90% de DDT en los peces del Lago Michigan lo cual reflejaba la degradación y disolución del producto en el medio ambiente y por lo tanto en la cadena alimenticia⁽¹⁵²⁾.

Además de la persistencia del insecticida, el punto hasta donde las poblaciones afectadas se pueden recuperar depende en parte del reclutamiento de nuevos individuos de un área que no ha sido afectada. La mayoría de poblaciones animales que encontramos en los terrenos agrícolas consisten en metapoblaciones – subpoblaciones distintas y separadas que están levemente conectadas por dispersión (movimiento entre áreas) pero que no experimentan las mismas alteraciones o fluctuaciones en su medio ambiente al mismo tiempo. Esta estructura general de la población permite una recuperación rápida de las especies de invertebrados en los terrenos donde se ha aplicado insecticidas⁽¹⁵³⁾. Los modelos de simulación que predicen el impacto de las aplicaciones locales de pesticidas en la dinámica de la población demuestran que las posibilidades de que una población de depredadores invertebrados persista en un terreno tratado con insecticida, aumentan si existe refugios cercanos que no han sido tratados, si la tasa de aplicación del insecticida es baja o si el insecticida usado es selectivo o no es altamente tóxico. De manera menos intuitiva, los modelos también demostraron que aparentemente existe una tasa de dispersión óptima de la población de depredadores lo cual aumenta al máximo su capacidad de permanecer en los terrenos que han sido tratados con insecticidas⁽¹⁵⁴⁾. Es razonable suponer que para una isla o un hábitat fragmentado será mucho menos probable restablecerse que aquellas poblaciones y medio ambientes contiguos y que el control espacial y temporal cuidadoso de la aplicación de insecticidas podría ayudar a la recuperación rápida de las especies que no son el objetivo y que han sido afectadas por los pesticidas (así como también, por el contrario, podría ayudar a una reinvasión por parte de las plagas).

Dependiendo de sus características de espacio y de dispersión, algunas especies se verán afectadas únicamente de manera temporal por los insecticidas y se recuperarán si se detiene la aplicación. Mian & Mulla⁽⁵⁵⁾ observaron que cuando se utilizaba una variedad de piretroides en sistemas de agua dulce, la población

de especies afectadas se recuperaba hasta alcanzar los niveles de pretratamiento en cuestión de semanas o unos cuantos meses después de la aplicación. Las poblaciones de peces, que dependían de las especies de invertebrados afectados por el alimento, también se recuperaron rápidamente. Giddings *et al.*⁽¹⁵⁵⁾ revisaron una serie de estudios del mesocosmo y estudios de campo utilizando concentraciones reales de cipermetrina y esfenvalerate (ambos piretroides) y revelaron que entre los organismos más sensibles se encontraban los anfípodos (camarones de agua dulce), isópodos (chanchito de tierra), culicoides, efímeras (efemerópteras), copépodos y las pulgas de agua. Los organismos menos sensibles fueron los peces, caracoles, oligoquetos (gusanos de fango) y rotíferos. Las poblaciones se recuperan, por lo general, en pocos meses como consecuencia de la presencia de refugios que no habían sido tratados con insecticidas, fases de desarrollo que eran más tolerantes que otras a los insecticidas, tiempos de generación rápidos e influjo de adultos inmigrantes que no habían estado expuestos. En los estudios de Giddings, no se observó efectos indirectos en los peces pero sí en los estudios de Davies y Cook⁽¹¹⁹⁾.

Asimismo, en una variedad de especies terrestres se puede observar que la mayoría de los efectos son temporales. Colonias de abejas productoras de miel que habían consumido niveles bajos del organofosforado metamidofós en dietas artificiales mostraron una mayor mortalidad de huevos y larvas que las colonias de control, sin embargo, las larvas que sobrevivieron se desarrollaron de manera exitosa y las colonias se recuperaron rápidamente de los tratamientos que se aplicaron una sola vez sin ningún efecto residual⁽¹⁵⁶⁾. La aplicación de una variedad de carbamatos y organofosforados demostró ser letal para las poblaciones de lumbricidos (gusanos de tierra) después de una sola aplicación en el campo, sin embargo, las poblaciones se recuperaron en 20 semanas -a pesar que hubo indicios de efectos en cadena en los topes debido a la eliminación de las presas-⁽¹⁵⁷⁾. Los estudios sobre las áreas endémicas de moscas tsé tsé tratadas con endosulfán y deltametrina, a mediados de la década de 1980, fueron evaluados nuevamente en 1997, Grant⁽¹³⁸⁾ estimó que todas las especies que se consideraban en peligro en ese momento, se habían recuperado. Concluyó que todos los efectos relacionados con los insecticidas eran temporales y que incluso los números de las poblaciones de especies de invertebrados más sensibles se recuperaron en un año.

Uno de los programas de manejo de plagas más prolongado, cuidadosamente controlado y basado en insecticidas, fue el control de larvas de simúlidos

(*Simulium* spp) cuyas formas adultas son los vectores de la oncocercosis en África Occidental. Cincuenta mil kilómetros de ríos en once países (un área de > 1 millón de km²) recibieron la aplicación de insecticidas semanalmente desde 1974 hasta el 2002 como parte del Programa de Control de la Oncocercosis (OCP, siglas en inglés) que finalizó de manera oficial en el 2002 después de haber prevenido aproximadamente unos 600 000 casos de ceguera del río y de haber salvado 25 millones de hectáreas de tierra para uso agrícola y de vivienda. Los insecticidas, muchos de ellos organofosforados de amplio espectro (temefós, foxim, piraclofós), fueron utilizados de manera rotativa con otros insecticidas (permetrina, etofenprox, carbosulfán y *Bacillus thuringiensis* (*Bt*) para prevenir el desarrollo de resistencia. La vigilancia a largo plazo de sus efectos en poblaciones de invertebrados y peces que no eran el objetivo demostró poco impacto obvio ⁽³⁴⁾. Recientemente, algunas publicaciones han concluido que las variaciones biológicas encontradas eran ecológicamente aceptables ⁽¹⁵⁸⁻¹⁶⁰⁾ y que no se había producido ningún daño permanente en las poblaciones de invertebrados que no eran el objetivo. Ningún nivel trófico superior, particularmente el grupo de peces insectívoros, parece haber sido afectado. Sin embargo, este no ha sido el caso en todos los lugares donde se han aplicado larvicidas para controlar las larvas de simúlidos. En algunas partes del río Nilo, el uso de DDT causó profundos cambios en los recursos alimenticios disponibles para especies como el pez nariz de elefante (*Mormyridae* spp) y la anguila espinoza (*Aethiomastacembelus frenatu*) cuyas poblaciones fueron afectadas como resultado de dicho uso ⁽¹⁶⁰⁾.

Los estudios de vigilancia a escalas temporales prolongadas, las cuales rastrean los efectos ecológicos secuenciales y potencialmente acumulativos en terrenos agrícolas siguen siendo raros y extremadamente valiosos. Hummel *et al.* ⁽¹⁶¹⁾ vigilan poblaciones de artrópodos que habitan sobre la superficie, por un periodo de cuatro años en terrenos de producción de vegetales, bajo un sistema basado en la aplicación de químicos (endosulfán y esfenvalerato aplicados en intervalos semanales) y biológicos (*Bt* aplicado en intervalos semanales). Se usó trampas de suelo (*pitfall*, trampas donde la presa cae en un hoyo en el suelo) para vigilar escarabajos carábidos, escarabajos estafilínidos y arañas licósidas. Las capturas de las trampas de todos los grupos se vieron enormemente afectadas por la aplicación de los insecticidas pero, a pesar de la intensa presión ejercida por estos dos componentes de amplio espectro durante cuatro años, las cantidades de invertebrados no fueron diezmadas. Más bien, declinaron 20-50% del nivel encontrado en los lugares tratados con *Bt*. Tampoco se encontró evidencia de ningún empeoramiento acumulativo en el efecto durante los cuatro años. Al

parecer, algunas poblaciones de invertebrados pueden ser muy resistentes al uso de pesticidas; por lo menos aquellas especies que tienen una distribución espacial diferente en el terreno de cultivo que aquella especie que es el objetivo del insecticida (Ejemplo, los insectos que habitan en el suelo pueden ser relativamente resistentes a los insecticidas que se aplican en las hojas de las plantas).

Sin embargo, otros sistemas son más vulnerables. En diversos arroyos en Maine se estudió el efecto del carbaril en los invertebrados de agua dulce (aplicado en tasas de campo para la eliminación de la polilla del gusano del abeto). Estos arroyos recibieron tres tipos de tratamiento: 1) arroyos tratados con carbaril por primera vez, 2) arroyos tratados durante dos años consecutivos y 3) arroyos sin tratamiento. La respuesta inicial fue un enorme aumento del desplazamiento arroyo abajo de los invertebrados. Los muestreos demostraron una disminución significativa en la abundancia de plecópteros, efemerópteros y tricópteros. Las larvas de plecópteros no repoblaron ningún arroyo tratado hasta después de 60 días y los arroyos tratados durante el segundo año consecutivo tuvieron bajas poblaciones de plecópteros en comparación con los arroyos que no habían sido expuestos. Algunas órdenes de invertebrados (Diptera) no fueron afectadas ⁽¹⁶²⁾.

Estudios de campo a largo plazo realizados en el Reino Unido en diversos terrenos agrícolas ⁽¹⁶³⁾, sugirieron que existen pocos efectos adversos a largo plazo de los insecticidas en organismos que no son el objetivo (incluyendo insectos, arañas, gusanos de tierra y microbios de tierra). En ese estudio, la aplicación de insecticidas de amplio espectro disminuyó el número de algunos artrópodos que no eran el objetivo, pero por lo general éstos se recuperaron durante esa misma estación. Raramente se observó efectos menos temporales y éstos afectaron únicamente a colémbolos que viven en el suelo. Los números de estos organismos permanecieron comparativamente bajos en las parcelas tratadas, incluso dos años después de haber realizado la aplicación.

EVALUACIÓN DEL RIESGO

El término *peligro* se utiliza para denotar la existencia de un daño potencial mientras que el término *riesgo* se refiere a la probabilidad de que ese daño ocurra. Recientemente, los esquemas de evaluación del riesgo ecológico han evolucionado en sistemas complejos de evaluación y análisis. En la actualidad en la mayoría de países desarrollados ya se encuentra vigente las recomendaciones y reglamentos para la evaluación,

registro y reevaluación de insecticidas ⁽¹⁶⁴⁾. Los datos que son requeridos para informar ese proceso incluyen estudios agudos, subletales, crónicos, carcinógenos, mutagénicos, metabólicos, reproductivos, neurotóxicos, de desarrollo y mecánicos en mamíferos y aves (que cubren todas las vías de exposición: oral, dérmica e inhalación) y pruebas graduales (los resultados obtenidos en un nivel que demuestre o niegue la necesidad de un posterior grupo de pruebas) en especies acuáticas y terrestres indicadoras. También incluye información sobre el comportamiento físico del producto químico en el suelo, en las superficies de las plantas y en el agua. Es una preocupación actual de muchos gobiernos clasificar los riesgos ecológicos de los insecticidas a fin de promover e informar sobre los cambios a productos menos dañinos a fin de reducir los impactos agrícolas en el medio ambiente. Esto depende de clasificar los pesticidas en base a un número manejable de pruebas estandarizadas pero esto es algo polémico debido a que, mientras que ningún parámetro puede describir o predecir en su totalidad los impactos ambientales, la inclusión de pruebas ilimitadas con diferentes metodologías para diversas especies hace imposible integrar los resultados en modelos de evaluación estandarizados ⁽¹⁶⁵⁾. El debate en curso sobre las escalas y criterios experimentales necesarios para la evaluación del riesgo ^(166,167) asegura que, en la actualidad, no existen modelos que se puedan aplicar universalmente. Mientras tanto, el proceso de evaluación y registro de insecticidas sigue siendo idiosincrásico y subjetivo, a pesar de una aparentemente amplia y variada bibliografía sobre ecotoxicología.

La importancia de esto es que no existe un consenso global sobre el costo y el beneficio de utilizar determinados insecticidas. Por ejemplo, el endosulfán está prohibido en Colombia, Alemania, el estado indú de Kerala, los Países Bajos, Singapur, Suecia, Siria y el Reino Unido, entre otros. Sin embargo, en muchos países africanos y en casi todas las naciones productoras de algodón (incluyendo los Estados Unidos y Australia) su uso es común. Dichas irregularidades son muy comunes en los países en vías de desarrollo donde no existen procedimientos para el registro, conocimiento relevante localmente sobre los efectos ambientales ni información básica sobre la toxicidad o eficacia de los compuestos que usan ⁽¹⁶⁸⁻¹⁷⁰⁾. Los insecticidas "altamente tóxicos" son la principal categoría de pesticidas en uso en muchos de los países más pobres y más de 50 de los 60 países en vías de desarrollo que respondieron un cuestionario de la FAO en 1993 reportaron que no estaban estudiando los efectos de los pesticidas en el medio ambiente ⁽¹⁶⁷⁾. Los estudios del impacto de los insecticidas en los países en vías de desarrollo son raros sin embargo, como es lógico, ya se han observado los efectos en el suelo, el agua de ríos y aguas costeras, los peces y animales de

pastoreo ^(171,172). Muchos países en vías de desarrollo ya están usando pesticidas en tasas de aplicación que exceden a aquellas relacionadas con los principales daños ecológicos en Europa y América del Norte. Esto es estimulado por la disponibilidad de insecticidas baratos, genéricos y producidos de manera local ⁽¹⁷³⁾. En esta era de comercio agrícola cada vez más libre, las condiciones bajo las cuales se producen las fuentes de alimento y fibras es un asunto de importancia universal. Por lo tanto, sería deseable lograr un consenso – incluso únicamente para asegurar la igualdad de la seguridad ambiental- entre los países desarrollados y los países en vías de desarrollo.

Es importante observar que la necesidad de usar un insecticida en particular cambiará radicalmente con el tiempo, localidad y propósito. En los Estados Unidos no existe autorización para utilizar el organofosforado temefos en fuentes de agua para el control de mosquitos, debido a los riesgos que representa para el medio ambiente y la salud de los seres humanos. Sin embargo, en muchas partes del mundo el temefos se utiliza en tanques de almacenamiento de agua para prevenir el desarrollo del mosquito *Aedes aegypti* ^(53,174) que transmite el virus del dengue. En África Occidental se aplica en el agua para beber a fin de matar un copépodo, hospederero intermediario del gusano de guinea *Drancunculis medinensis* ⁽¹⁷⁵⁾. Estos últimos usos son recomendados por la OMS basados en la evaluación del riesgo de utilizar temefos contra el riesgo de contraer la enfermedad. El argumento actual a favor de restablecer el uso de DDT para el control de mosquitos surge del hecho que existen pocas razones para sospechar que la aplicación de DDT en el interior de las viviendas para el control de la malaria es perjudicial para el medio ambiente ^(176,177).

La gran mayoría de los datos utilizados en los modelos existentes de evaluación del riesgo de los insecticidas se encuentra bajo la forma de simples cálculos de la dosis letal (DL) o concentración letal (CL). Esto es valioso, pero la información que proporciona es limitada debido a que los efectos subletales que pueden afectar a las poblaciones son concentraciones mucho menores que aquellas observadas en pruebas de toxicidad aguda ⁽¹⁷⁸⁻¹⁸²⁾. Giddings *et al.* ⁽¹⁵⁵⁾ demostraron que las observaciones de efectos adversos a concentraciones más bajas para los piretroides cipermetrina y esfenvalerato en mesocosmos experimentales correspondían a valores de 1/10 de aquellos obtenidos en pruebas de laboratorio más simples. En algunos casos pueden estar disponibles pruebas más reales sobre efectos más sutiles (bioquímicos, fisiológicos o de comportamiento) como respuesta a una exposición más real (residuos en las hojas, presas tratadas con insecticida, etc.), pero

por lo general no se conoce mucho cómo evaluarlos en términos de su impacto previsto en las poblaciones o individuos en el campo o en comunidades ecológicas. Estudios de campo de los efectos de los insecticidas en poblaciones que no son el objetivo (trampas de caída (*pit-fall*), captura con red, etc.) son raros debido al costo y a sus características impredecibles y las pruebas a largo plazo casi nunca se reportan.

Las evaluaciones de la ecotoxicidad mejorarían claramente mediante el desarrollo de métodos estandarizados que consideren un mayor subgrupo de efectos (directos, indirectos, subletales y demográficos) que un insecticida pudiera ejercer. Esto podría incluir el uso de tablas de vida para caracterizar las respuestas de los individuos durante su ciclo de vida (registro de mortalidad y reproducción) a fin de proporcionar una descripción de series de tiempo de la toxicidad y una medida del efecto en las tasas de crecimiento de la población. Estos indicadores claramente reflejarían los efectos que no se pueden observar únicamente con las pruebas de toxicidad aguda ⁽¹⁸³⁾. Un ejemplo de una metodología altamente controlada en laboratorio y de fácil replicación es una prueba de exposición para los organismos meiobentónicos. Utilizando un copépodo como la especie de prueba, Chandler *et al.* ⁽¹⁷⁸⁾ expusieron las larvas al insecticida fenil pirazol, fipronil; hicieron seguimiento de las tasas de supervivencia y de desarrollo, el porcentaje de sexo y fecundidad mediante el apareamiento y producción de prole, luego, las tasas de mortalidad y fecundidad se usaron para proyectar la distribución de la población. Los resultados demostraron que las concentraciones bajas de fipronil daban como resultado efectos en la reproducción, que representaban un riesgo real para los crustáceos, en concentraciones muy por debajo de las dosis que se consideraban que no tenían efectos en la mayoría de las especies acuáticas de prueba. Estas clases de pruebas contribuyeron mucho en los modelos de evaluación de riesgo, sin tener que recurrir a los caprichos de las pruebas de campo, sin embargo claramente toman mucho más tiempo y dinero realizarlas e incrementarían mucho los costos de evaluación.

Las entidades que legislan, dan asesoría y aprueban los registros y el uso de los insecticidas necesitan alguna medida de toxicidad relativa basada en metodologías estandarizadas, requisitos de datos y modelos para la evaluación, que deben ser sólidos y aplicables universalmente ⁽¹⁸⁴⁾. En un intento de estandarizar las evaluaciones, se diseñó una variedad de "indicadores" a fin de facilitar el análisis del riesgo. Estas herramientas clasifican el impacto ecológico de las sustancias químicas utilizando clasificaciones generales que a menudo son independientes de las consideraciones empíricas.

Se ha hecho algunas comparaciones del impacto de los sistemas de producción agrícola "integrados" y "convencionales" utilizando poco o ningún dato empírico en absoluto ^(185,186) y de manera autoevidente y engañosa concluyen que los sistemas que usan dosis más bajas de sustancias químicas por hectárea, químicos menos tóxicos y métodos de aplicación de insecticidas que permiten poco derrame de insecticida, tienen menos impacto que aquellos que no hacen eso. Modelos como el Cociente de Impacto Ambiental (EIQ, por sus siglas en inglés) consisten en ecuaciones que suman los efectos combinados de las variables complejas que incluyen la toxicidad dérmica y crónica en humanos, efectos en peces, aves, abejas y artrópodos benéficos que no son el objetivo y efectos abióticos como el potencial de lixiviación ⁽¹⁸⁴⁾.

Potencialmente, estos son más realistas pero difíciles de estandarizar debido a la necesidad de sopesar de manera subjetiva las variables otorgándoles un valor numérico. Maud *et al.* ⁽¹⁶⁶⁾ revisaron cuán apropiados eran una variedad de índices de riesgo (incluyendo el EIQ) para usarlos para la elaboración y evaluación de políticas en el Reino Unido. No existió una adecuada correlación entre la clasificación de los 133 pesticidas empleados en la evaluación cuando se usaron únicamente datos toxicológicos. La correlación mejoró cuando también se incorporó información sobre las tasas de aplicación recomendadas pero todavía existía una amplia variación. Además, la mayoría de pesticidas se agruparon en una parte muy limitada del rango de índices potenciales. El principal problema identificado en la aplicación de los índices fue la falta de datos de campo disponibles.

Apesar de los problemas que enfrentan aquellas personas que se encargan de evaluar y registrar los insecticidas, los marcos de trabajo existentes se vienen usando de manera muy activa a fin de adecuar los patrones de uso de insecticidas en los países desarrollados. Algunos ejemplos de dicha actividad incluyen que desde 1990 la EPA prohibió en forma total o parcial muchos de los insecticidas más tóxicos incluyendo el clordano, clorpirifos, disulfotón, etión, paratión de metilo, metiloxidemeton, forato y toxafeno. La directiva de la Unión Europea para el registro y armonización de pesticidas viene reemplazando de manera activa los componentes antiguos con químicos de "riesgo reducido" ⁽¹⁸⁷⁾. En el Reino Unido, el DEFRA (Ministerio para Asuntos del Medio Ambiente, Alimentos y Asunto Rurales) viene preparando argumentos para la posible creación de un deseable impuesto para los insecticidas ⁽²⁷⁾. A pesar de las constantes preocupaciones, el análisis total del riesgo/beneficio del uso de insecticidas ha mejorado enormemente en los países desarrollados particularmente si se comparan los diversos y notorios

problemas causados por las clases de químicos más antiguos y más problemáticos como los organoclorados, organofosforados y carbamatos más dañinos. Por lo tanto, existen motivos para un optimismo precavido, sin embargo los problemas del abuso de pesticidas continúa prevaleciendo en aquellos sistemas donde existe poca o ninguna maquinaria legislativa.

BENEFICIOS ECOLÓGICOS DEL USO DE INSECTICIDAS

El concepto de “conservación de alto rendimiento” es una idea no bien definida ⁽¹⁸⁸⁾, que propone que las áreas agrícolas altamente productivas y trabajadas de manera intensiva ayudan a preservar aquellas tierras restantes que son adecuadas para la agricultura que permanecen sin explotar (en su mayoría bosques). Esta hipótesis es apoyada por algunos científicos y comentaristas ⁽¹⁸⁹⁾ así como también por organismos que están comprometidos de manera ideológica con la agricultura intensiva como por ejemplo el Instituto Hudson, el Centro para Asuntos Globales de Alimentos y algunas compañías agroquímicas. Este argumento se basa en el hecho que la riqueza de las especies está relacionada con el área de hábitat salvaje. Cuando esa área disminuye, también disminuye el número de especies que alberga ⁽¹⁹⁰⁾.

La importancia de la conservación del hábitat salvaje es por lo tanto reconocida universalmente y es posible que la agricultura intensiva cumpla un papel en ese proceso, al reducir la necesidad de explotar con agricultura de bajo rendimiento las áreas restantes que se mantienen en estado virgen (siempre y cuando se minimice el impacto de las tierras de agricultura intensiva en los terrenos adyacentes y el agua). Entre 1961 y el 2002 existió 10% de incremento mundial del área global de producción agrícola ⁽⁴⁾, la mayoría producto de la deforestación. No existe duda de que la idea de “conservación de alto rendimiento” tiene cierta validez, sin embargo, pocos autores mencionan el concepto de manera explícita al discutir los procesos de producción agrícolas. Wagner *et al.* ⁽¹⁹¹⁾ observaron que los resultados de estudios a largo plazo en bosques en América del Norte demuestran ganancias muy grandes en la producción luego del uso de herbicidas. Ellos observaron que las demandas de la conservación de hábitats silvestres y biodiversidad requieren que el área actual de bosque administrado de manera comercial satisfaga la creciente necesidad de productos madereros. Las plantaciones de alto rendimiento y manejadas de manera intensiva podrían ser cruciales para satisfacer esa necesidad.

La idea de que pueda existir un beneficio tangible para un ecosistema después del uso de insecticidas es para

muchos un anatema, sin embargo, existen ejemplos ocasionales donde este argumento es muy avanzado.

La polilla gitana (*Lymantria dispar* L.) es una especie exótica e invasiva que perturba de manera significativa los ecosistemas de bosques en América del Norte. La defoliación intensa causada cuando los brotes de polilla gitana no son controlados tiene un impacto ambiental grave que se puede comparar con el impacto del uso de insecticidas para el control de esta polilla (por lo general preparaciones de *Bt* específicos para lepidópteros). Por ejemplo, las consecuencias por no utilizar insecticidas para el control de la polilla gitana podría ser la defoliación a gran escala que puede afectar de manera dramática las poblaciones de Lepidópteros nativos ^(192,193). Las polillas gitanas compiten con las orugas nativas por el alimento disponible y se ha observado la disminución en la abundancia y riqueza de larvas y adultos de la familia Arctiidae (polillas tigre) en lugares infestados ⁽¹⁹⁴⁾. Además de este impacto en los Lepidópteros, se ha documentado muchos otros efectos directos e indirectos de la defoliación causada por la polilla gitana en ecosistemas naturales. La defoliación puede causar la muerte de los árboles (especialmente el roble) ⁽¹⁹⁵⁾ y se ha demostrado que aumenta la tasa de depredación de nidos de las aves, posiblemente al aumentar la visibilidad o accesibilidad a los nidos ⁽¹⁹⁶⁾. La defoliación de los robles también provoca la disminución de la producción de bellotas de manera dramática, lo que puede causar la disminución del número de mamíferos pequeños, así como también alterar los patrones de alimentación de los grandes herbívoros y omnívoros como el venado y el oso ^(197,198).

El aumento de la temperatura y la luz solar en el suelo del bosque puede dañar los organismos que se han adaptado a la sombra y favorecer la invasión de plantas mejor adaptadas. Se cree que la defoliación causada por la polilla gitana es una de las razones por las que el maple rojo (*Acer rubrum*) está reemplazando al roble (*Quercus* spp) como una especie predominante en algunos bosques previamente defoliados en América del Norte ⁽¹⁹⁹⁾ y también se ha demostrado que afecta la calidad del agua y los ecosistemas de agua dulce al aumentar el contenido de nitrato de los arroyos del bosque ^(200,201).

Existen ejemplos más específicos de un vínculo positivo entre los insecticidas y la conservación. Beville *et al.* ⁽²⁰²⁾ sugirieron que la planta *Cirsium canescens*, que es endémica a un área de América del Norte, debiera ser protegida de sus insectos herbívoros mediante el uso de insecticidas. Otros autores refutan que dicha “intervención de exclusión de insectos” (es decir, el tratamiento localizado de plantas raras) sea una estrategia de conservación ^(203,204).

LA ALTERNATIVA: MANEJO DE PLAGAS CON REDUCCIÓN DE LA APLICACIÓN DE INSECTICIDAS

La agricultura orgánica (o sea, sin aplicación de productos sintéticos) es un mercado “nicho” que crece cada vez más rápido en los países desarrollados. En la década de 1990, era uno de los mercados de más rápido crecimiento en la agricultura de los Estados Unidos y Europa. En la actualidad aproximadamente 2% de los terrenos de cultivo de California son orgánicos. La producción de las parcelas orgánicas es a menudo competitiva con la producción de parcelas convencionales, pero son más impredecibles ⁽²⁰⁵⁾. Las pérdidas posteriores a la cosecha también tienden a ser mayores para los cultivos orgánicos que para los cultivos convencionales, los cuales suelen dar como resultado un mayor costo de producción final. A pesar de esto, las ganancias de los cultivos orgánicos y los convencionales, a menudo son iguales ya que existe un precio más elevado por los productos orgánicos. Sin embargo, el mercado libre sugiere el incremento de los productos orgánicos darán como resultado precios más bajos y reducirá la rentabilidad. La transición de la agricultura convencional a la orgánica es frecuentemente difícil (nuevas inversiones agrícolas, periodos de espera antes de la certificación y ganancias menos predecibles) y los agricultores tal vez no puedan lograrlo sin subsidios ⁽¹⁷³⁾. Sin embargo, en algunos lugares, donde convergen mercados menos competitivos, con expectativas de una ganancia baja y la falta de poder adquisitivo, es ciertamente posible prescindir de una gran parte del uso de productos sintéticos (Ejemplo, Cuba después del colapso de la República Soviética) ⁽²⁰⁶⁾.

Sin embargo, para la mayoría de los productores, alguna forma de “manejo integrado de plagas” (cuyo objetivo principal es lograr la reducción de la aplicación de insecticidas) es el paso más sencillo y más pragmático para reducir la carga de pesticidas en el medio ambiente. El manejo integrado de plagas es por lo general competitivo con la agricultura convencional en términos de los resultados, costos y rendimiento del manejo de plagas, sin embargo, desafortunadamente, no es más sencillo realizarlo, por lo tanto, los agricultores tenderán a adoptar las prácticas del manejo integrado de plagas debido a un compromiso personal con los métodos agrícolas que ocasionen menos daño al medio ambiente o, de manera más realista, debido a la legislación, la disponibilidad de pesticidas y las barreras financieras (Ejemplo, impuestos a la contaminación). En el Reino Unido, seis años de trabajo de campo ⁽¹⁶³⁾ demostraron que la disminución del uso de pesticidas en los terrenos agrícolas convencionales es a menudo factible. En una comparación de 66 cultivos diferentes, el margen

de ganancia promedio de los regímenes de menor aplicación fue 2% (£12/ha) mayor que en las estrategias de aplicación estándares y más elevadas.

El manejo integrado de plagas necesita que el agricultor pueda identificar las especies de plagas y pueda entender que existe un umbral numérico para aquellos insectos, debajo del cual es poco probable que su producción se vea afectada. No “requiere que los agricultores sean parataxónomos y ecologistas”, como a veces se sugiere ⁽²⁰⁷⁾. El manejo integrado de plagas por lo general exige, especialmente en lugares con escasos recursos, únicamente tiempo y disposición de adaptarse a técnicas de toma de decisiones ligeramente más complicadas, usualmente basadas en la comprensión de los niveles del umbral de plagas. De la manera más simple, el manejo integrado de plagas es el retiro de las aplicaciones innecesarias de insecticidas profilácticos que a su vez permitirá obtener beneficios incalculables a partir del aumento del impacto de los enemigos naturales.

Esta simple adopción del manejo integrado de plagas ha demostrado ser extremadamente exitosa incluso (o tal vez particularmente) entre las comunidades agrícolas más pobres. En India, 45 000 agricultores en 465 pueblos fueron enrolados en un programa de capacitación y subsidio de agricultores “de demostración” y fueron entrenados en técnicas más complejas de toma de decisiones para la aplicación de pesticidas (por lo general haciéndoles conocer los umbrales de plagas por debajo de los cuales no se consideró necesario aplicar insecticidas). Cuando se demostró el aumento en las ganancias, otros agricultores en aquellos pueblos hicieron lo mismo. Se espera que un esquema similar en Uganda, el que inicialmente involucraba 6000 agricultores de algodón y todos los desmotadores (procesadores que separan la fibra del material de desperdicio), incluya a todos los agricultores en el año 2007 ^(208,209).

Vale la pena observar que, a pesar de la popularidad del concepto del manejo integrado de plagas ⁽⁴⁵⁾ no ha disminuido el uso general de insecticidas, incluso en aquellos lugares donde el concepto es visto de manera muy favorable (Ej. el Reino Unido y California). Si el éxito del concepto del manejo integrado de plagas se juzga por la reducción del área de tierras tratadas con insecticidas, entonces este concepto claramente ha fracasado. Sin embargo, tal vez es un triunfo el simple hecho de haber mantenido estático el uso de insecticidas durante un periodo de creciente intensificación agrícola.

La nueva y más importante tecnología para el manejo de plagas que ya está teniendo un impacto en la manera cómo los insecticidas son seleccionados, son los cultivos

genéticamente modificados (GM), algunos de los cuales en la actualidad están modificados para expresar delta-endotoxinas de *Bt*. Por lo general estas toxinas con activas únicamente contra un grupo de herbívoros y por lo tanto son más específicas que muchos insecticidas sintéticos. Su eficacia para combatir las plagas que son el objetivo compite con la de los productos sintéticos. Uno de los objetivos del desarrollo de plantas GM resistentes a insectos es proporcionar un medio más sostenible y más específico de control de plagas. En la actualidad el algodón y el maíz GM son producidos de manera comercial y existe un amplio consumo en todo el mundo – no solamente entre los países desarrollados-, sino también en aquellos donde los productos GM han sido adaptados (a veces pirateados) y desarrollados para su cultivo en países en vías de desarrollo (de manera más notable en China e India). En el 2003, el 29% del maíz y el 41% de los cultivos de algodón de altiplanicie de los Estados Unidos eran variedades *Bt*. Este último cultivo es producido en Australia, China, India y Filipinas y los agricultores que utilizan variedades de *Bt* frecuentemente indican una reducción en los costos laborales, uso de insecticidas o un aumento de la producción como los principales beneficios ⁽²¹⁰⁻²¹²⁾.

Los principales riesgos asociados con los cultivos que expresan *Bt* incluyen la posibilidad de que las plagas que son el objetivo desarrollen resistencia a las toxinas expresadas, la invasividad potencial y diseminación de genes de resistencia contra insectos en el medio ambiente otorgando esas características a la hierba mala o plantas silvestres similares (Ejemplo, el flujo entre el maíz y su familiar silvestre “el teosinto” en México) ⁽²¹³⁾. Asimismo, existe la posibilidad de la polinización cruzada entre cultivos GM y no GM de la misma especie. Esto sucedió en 1998 cuando se produjo una polinización cruzada entre una variedad de maíz GM, aprobado únicamente como alimento para animales en la América del Norte, con cultivos de maíz producidos para el consumo humano. La contaminación de este último cultivo dio como resultado que la compañía de semillas en cuestión retirara del mercado toda la cosecha. El riesgo de perder la biodiversidad y la elección del consumidor debido a esos eventos es claramente un verdadero riesgo.

Los efectos de los cultivos GM resistentes a insectos en los artrópodos que no son el objetivo, especialmente aquellos que son enemigos naturales de las plagas de insectos, han sido estudiados de manera extensa durante la última década. De la misma manera que los insecticidas, las plantas GM pueden ejercer efectos directos o indirectos en una variedad de especies que no son el objetivo. Las especies de enemigos naturales pueden ser afectadas por los cambios en la cantidad

o calidad de las presas u hospederos. Otras especies que no son el objetivo pueden estar expuestas por el consumo de presas o por los hospederos que contienen material de plantas GM o por alimentarse de polen o savia GM. La ecología de las especies en riesgo determinará su exposición real. Por ejemplo, en el maíz *Bt* la endotoxina está expresada en las hojas y no en el floema y por lo tanto las larvas de la polilla y “arañitas rojas” (ácaros) consumen la toxina *Bt* pero los áfidos que se alimentan de floema no lo hacen ⁽²¹⁴⁾. Por lo tanto, los organismos que se alimentan de áfidos o de su savia tienen menor posibilidad de estar expuestos a la toxina *Bt* que aquellos que se alimentan de larvas de polilla o “arañitas rojas”.

La mayoría de estudios no han descubierto ningún efecto negativo inesperado de las plantas GM en los artrópodos que son enemigos naturales ⁽²¹⁵⁾, especialmente al compararlas con las medidas de control de plagas convencionales y alternativas (es decir, insecticidas de amplio espectro). Los efectos negativos que se han reportado han sido por lo general leves y difíciles de predecir. Por ejemplo, la mortalidad entre las larvas de crisopas (*Chrysoperla carnea*) aumentó cuando eran alimentadas con larvas de polilla *Spodoptera littoralis* que habían sido a su vez alimentadas con maíz modificado para expresar toxinas de *Bt* ^(214,216). Sin embargo, cuando las crisopas se alimentaban con arañitas rojas alimentadas con dicho maíz, no se observó ningún efecto dañino. Las pruebas “de elección” utilizando presas alimentadas con maíz GM demostraron que las larvas de las crisopas preferían otras presas en lugar de las polillas y que en el campo esto reduciría su exposición a las toxinas de *Bt* ⁽²¹⁷⁾. De manera similar, una avispa parasitoide de la polilla de la col (*Plutella xylostella*) era más atraído a semilla de colza dañada por larvas susceptibles a *Bt* que a las colzas *Bt* menos afectados por dichas larvas ^(218,219). Por lo tanto, el comportamiento de los insectos que no son el objetivo afecta claramente su riesgo a la exposición a cualquier toxina potencialmente peligrosa expresada por las plantas GM.

Aparentemente los cultivos manipulados para expresar toxinas insecticidas debieran retirar muchos problemas ambientales asociados con el uso no dirigido de insecticidas y por lo general se acepta que las proteínas involucradas no representan ningún riesgo perceptible para la salud humana ⁽²²⁰⁻²²²⁾. Tampoco los cultivos *Bt* representan un riesgo importante para la abundancia o diversidad de los artrópodos que no son el objetivo, especialmente al compararlos con los cultivos convencionales e incluso cuando los riesgos potenciales han sido analizados y discutidos en detalle (Ej. la historia de la mariposa Monarca *Danaus plexippus*) ⁽²²³⁻²²⁵⁾.

IMPLICANCIAS Y RECOMENDACIONES

Debido a la naturaleza controversial y dogmática del debate sobre el uso de los insecticidas, no sorprende que sus defensores y sus opositores se hayan polarizado. Entre los últimos existe una creencia común e insidiosa que el uso de los insecticidas es indeseable. Hay poco reconocimiento del hecho que la aplicación mínima de sintéticos o formas orgánicas de agricultura son posibles únicamente en una escala limitada y para algunos cultivos. A pesar de lo atractiva que parezca la idea, dichos sistemas agrícolas no cubrirán las necesidades mundiales, continuando presente la necesidad de desarrollar sistemas intensivos de producción agrícola. Tampoco existe mucho reconocimiento del hecho que, por lo menos en los países desarrollados, está mejorando la capacidad de predecir el riesgo ecológico que representan los insecticidas. Esto, además de una mayor preocupación por el medio ambiente, sin duda está conllevando a una mejor toma de decisiones sobre temas de registros y a mejoras en el perfil de seguridad sanitaria y ambiental de los insecticidas que se comercializan actualmente en el mercado.

La agricultura mundial produce en la actualidad más calorías por persona de lo que producía hace 30 años, a pesar de un aumento del 70% de la población ⁽²²⁶⁾. En todo el mundo existe suficiente alimento producido como para acabar con el hambre mundial, pero los productos agrícolas se venden para obtener ganancias y las personas que padecen hambre no tienen suficiente dinero para adquirirlo; además Europa y Estados Unidos consumen más de lo que les corresponde ⁽²²⁷⁾. La implementación de un sistema que permita la distribución justa de los recursos requeriría del rechazo global al modelo económico neoliberal actual de libre mercado. Hasta que esto suceda, los déficits en la producción continuarán afectando muchas partes del mundo. Los pobres que viven en las zonas rurales representan el 80% de los 800 millones de personas que padecen hambre en todo el mundo. La mayoría de estas personas dependen de la agricultura y por lo tanto el aumento de la producción agrícola y la rentabilidad pueden tener un impacto inmediato en la pobreza. Por ejemplo, el Perú experimentó una reducción de 70% en la prevalencia de hambre durante la década de 1990 causado por la diversificación en las exportaciones agrícolas que incrementaron las ganancias agrícolas y crearon puestos de trabajo con "valor agregado" en el procesamiento y enlatado (o sea, el sector agrícola se alejó de la sobre producción de alimentos de primera necesidad como maíz y papas que proporcionaban bajas ganancias) ⁽¹⁹⁾. Durante este tiempo, a pesar de ser un país netamente importador de alimentos con poca seguridad en los alimentos, el Perú también

protegió su mercado agrícola nacional imponiendo aranceles punitivos sobre la importación ⁽²²⁸⁾. No es coincidencia que, durante este periodo de crecimiento de la exportación, las ventas de productos agroquímicos aumentaran enormemente (un cálculo sugiere 27 % solamente entre 1993 y 1994 ⁽²²⁹⁾).

Si lo mejor que podemos hacer es optimizar la aplicación de insecticidas a pesar de los problemas de plagas altamente impredecibles, los patrones del clima y las ganancias agrícolas, necesitamos asegurar que los insecticidas utilizados sean los más seguros entre lo que se encuentren disponibles y que se usen de la manera más moderada posible. El impacto ecológico de los sistemas agrícolas de alto rendimiento es intenso y no hay duda que los insecticidas contribuyen a ese daño mediante su toxicidad directa en las especies que no son el objetivo y al eliminar a los organismos que sirven de alimento a otros mayores en la cadena alimenticia. El problema es particularmente marcado en aquellos insecticidas antiguos y de amplio espectro y cuando los insecticidas se usan como las principales herramientas profilácticas para el manejo de plagas en lugar de utilizarse como componentes de un grupo de medidas de control. En aquellos lugares donde se ha producido un daño ecológico, los sistemas se pueden recuperar si se detiene la aplicación del insecticida, sin embargo continúan usándose muchos que son peligrosos, antiguos y persistentes. Los países en vías de desarrollo, en particular, siguen inundados con los insecticidas más peligrosos para el medio ambiente. A pesar de esto, la industria de agroquímicos es muy deshonesta en la promoción de sus productos. La empresa Croplife International ⁽²³⁰⁾ que representa a la industria agroquímica, en la actualidad viene ejerciendo presión para retirar los aranceles a los pesticidas a fin de mejorar el acceso a los agricultores a las herramientas que necesitan para ocuparse de los efectos adversos causados por la mala hierba, enfermedades y plagas. Esto es de particular interés para las economías agrícolas en los países en vías de desarrollo, donde estas presiones son generalmente mucho mayores. No es contencioso sugerir que lo más importante en su agenda es aquello que produzca una ganancia para la empresa. Además, la mayoría de gobiernos continúan dilatando las leyes antipesticidas más punitivas, debido en gran parte al esfuerzo y al costo que implicaría la imposición de medidas como los impuestos a los insecticidas y en parte debido a los grupos industriales y agrícolas que ejercen presión y que amenazan sus periodos de vida electorales de corta duración. Asimismo, el pensamiento político actual en los países desarrollados tiende a sobreenfatizar la capacidad del libre mercado de solucionar los problemas ambientales sin la necesidad de contar con una legislación ⁽²³¹⁾.

No se puede confiar, o incluso esperar, que las comunidades agrícolas y las compañías agroquímicas que buscan obtener ganancias en un mercado competitivo se autorregulen. Como consecuencia de esa realidad, la restricción del uso de pesticidas se logrará únicamente mediante la imposición de leyes y mediante esquemas disuasivos. Por ejemplo, el estado de California, impone un arancel adicional de 2,1% a todos los pesticidas y usa ese ingreso para financiar programas ambientales relacionados con pesticidas⁽²³²⁾. Sin embargo, este ingreso generado es bajo (los gastos de la agricultura en pesticidas es solamente 5% de los costos de producción agrícola) y a pesar que ayuda a financiar programas ambientales relacionados con los insecticidas, ha tenido poco efecto en la disminución del área agrícola tratada con insecticidas. Además, el impuesto no discrimina entre los pesticidas que tienen impactos diferenciales en el medio ambiente o en la salud. Creemos que, de manera ideal, los impuestos deben ser dirigidos a los químicos más peligrosos. Esta "clasificación" requiere el desarrollo de datos sólidos y replicables sobre la ecotoxicología, colectados en fichas estandarizadas de manera mundial y que se introduzcan en paquetes de evaluación reconocibles universalmente. A pesar de los caprichos de las metodologías de evaluación, en la actualidad es posible lograr el consenso popular sobre los insecticidas más dañinos y establecer su final a una escala mucho mayor de la que en la actualidad se viene implementando.

Mientras que la agricultura en los países desarrollados se vuelve cada vez menos competitiva y con menos apoyo, la carga del uso de pesticidas pasará a los países menos desarrollados. Estos países producirán una gran parte de los alimentos mundiales y los alimentos de fibra en mercados altamente competitivos, a cambio de dinero. Los patrones del uso de insecticidas y su impacto en países que dependen de la agricultura y que no cuentan recursos para apoyar un control regulatorio son de mucha preocupación aunque la mayoría de las evaluaciones del riesgo son dirigidas a plagas y cultivos de ecosistemas temperados. También, las naciones más pobres no tratan de imponer prohibiciones ni establecer condiciones para el uso de los pesticidas. Se permite que los agricultores sean los únicos que toman las decisiones de manera individual – con poco acceso a información o asesoría técnica adecuada y no sesgada-. Si la producción de alimentos, el alivio del hambre y la protección de los ecosistemas son responsabilidades mundiales, entonces los países desarrollados deben cumplir una función más importante para apoyar el uso y aplicación seguros de los pesticidas a nivel mundial. A pesar de ser lo que más se anhela, los tratados mundiales sobre pesticidas toman mucho tiempo para implementarse. El proceso para establecer la Convención de Estocolmo sobre los contaminantes orgánicos persistentes (DDT,

aldrin, dieldrin) se inició en 1995, décadas después se reconoció la necesidad de controlar dichos productos, tomó seis años más para que fuera ratificada en su totalidad. La actual Directiva para Autorizaciones de Pesticidas de la Comunidad Europea (91/414/EEC) entró en vigencia en 1993 y busca asegurar una mayor armonización de los pesticidas aprobados por los diferentes Estados Miembros Europeos. El proceso de revisión de 865 componentes en esos países es tan complejo que no se espera que se complete sino hasta el 2008. Mientras esperamos la llegada de dichas iniciativas nacionales, los países desarrollados tienen el deber de transferir su experiencia, ganada con mucho esfuerzo, en la evaluación y reglamentación a los países en vías de desarrollo. Los países más pobres y que dependen de la agricultura tienen una desesperada necesidad de capacitación legislativa y técnica en temas sobre los riesgos y peligros de los insecticidas y de los recursos financieros necesarios para realizar dichas tareas. Sin un esfuerzo más global en esta área, estamos todos condenados a repetir una y otra vez el uso excesivo y el mal manejo de los insecticidas y a la destrucción constante y cada vez mayor de nuestro medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Las opiniones aquí expresadas pertenecen a los autores y no necesariamente reflejan las posiciones de sus respectivas instituciones. *Rothamsted Research* recibe apoyo financiero del Consejo de Investigación Biológica y de Ciencias Biológicas del Reino Unido. Agradecemos a Zoe Morán García por la traducción del artículo original.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Ehrlich PR.** The Population Bomb. New York: Ballantine Books; 1968.
2. **Brown LR.** The future of growth. In: State of the World 1998. A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. New York: W. W. Norton & Company; 1998. p. 1-21.
3. **United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.** The world at six billion. New York: UN; 1999. ESA/P/WP.154.
4. **Food and Agriculture Organization (FAO).** FAOSTAT: online statistical service. [Fecha de acceso: 20 de mayo de 2006]. Disponible en: <http://faostat.fao.org/>
5. **Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA).** Agriculture in the United Kingdom 2004. London: The Stationery Office; 2005.
6. **Food and Agriculture Organization (FAO).** The state of food and agriculture 2003-2004. Agricultural Biotechnology: Meeting the needs of the poor? Rome: FAO; 2004.

7. **United Nations Environment Programme (UNEP)**. Global Environment Outlook 2000. Nairobi: UNEP; 2000.
8. **Schulz R, Liess M**. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat Toxicol*. 1999; 46(3): 155-76.
9. **Heaney SI, Foy RH, Kennedy GJA, Crozier WW, O'Connor WCK**. Impacts of agriculture on aquatic systems: lessons learnt and new unknowns in Northern Ireland. *Mar Freshwat Res*. 2001; 52(1): 151-63.
10. **Benton TG, Bryant DM, Cole L, Crick HQP**. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J Appl Ecol*. 2002; 39(4): 673-87.
11. **Longley M, Jepson PC, Izquierdo J, Sotherton N**. Temporal and spatial changes in aphid and parasitoid populations following applications of deltamethrin in winter wheat. *Entomol Exp Appl*. 1997; 83(1): 41-52.
12. **Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM**. The second silent spring? *Nature*. 1999; 400: 611-12.
13. **Donald PF, Green RE, Heath MF**. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc Biol Sci*. 2001; 268: 25-29.
14. **Newton I**. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*. 2004; 146(4): 579-600.
15. **Campbell A (ed)**. Declines and disappearances of Australian frogs. Canberra: Environment Australia; 1999.
16. **Blaustein AR, Kiesecker JM**. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol Lett*. 2002; 5(4): 597-608.
17. **Davidson C, Shaffer HB, Jennings MR**. Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. *Conserv Biol*. 2002; 16(6): 1588-601.
18. **Davidson C, Shaffer HB, Jennings MR**. Declines of the California red-legged frog: climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecol Appl*. 2001; 11(2): 464-79.
19. **Food and Agriculture Organization (FAO)**. The state of food insecurity in the world 2005. Eradicating world hunger – key to achieving the Millennium Development Goals. Rome: FAO; 2005.
20. **Davies I**. UK self-sufficiency drops by 12%. *Farmers Weekly*. 2005; Feb 4. Disponible en: <http://www.fwi.co.uk/Articles/2005/02/04/17265/uk-self-sufficiency-drops-by-12.html>
21. **Altieri MA, Rojas A**. Ecological impacts of Chile's neoliberal policies, with special emphasis on agroecosystems. *Environ Dev Sustainability*. 1999; 1(1): 55-72.
22. **Hardin G**. The tragedy of the commons. *Science*. 1968; 162: 1243-48.
23. **Andow DA, Davis DP**. Agriculture Chemicals: Food and Environment. In: Pimentel D, Hall CW (eds); Food and Natural Resources. San Diego: Academic Press; 1989. p. 191-234.
24. **Metcalf RL**. Changing role of insecticides in crop protection. *Ann Rev Entomol*. 1980; 25(1): 219-56
25. **Pimentel D**. Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. *Enviro Dev Sustainability*. 2005; 7(2): 229-52.
26. **Fare R, Grosskopf S, Weber WL**. Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture. *Ecol Econ*. 2006; 56(1): 89-103.
27. **Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)**. Design of at or charge scheme for pesticides. London: DEFRA; 2000.
28. **Pretty JN, Brett C, Gee D, Hine RE, Mason CF, Morison JIL, et al**. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agric Syst*. 2000; 65(2): 113-36.
29. **World Health Organization (WHO)**. Public Health impact of pesticides used in agriculture. Geneva: WHO; 1990.
30. **Matlock RB, de la Cruz R**. An inventory of parasitic Hymenoptera in banana plantations under two pesticide regimes. *Agric Ecosyst Environ*. 2002; 93(1): 147-64.
31. **Boza Barducci T**. Ecological consequences of pesticides used for the control of cotton insects in the Cañete Valley, Peru. In Farvar MY, Milton JP (eds.), The careless technology: Ecology and international development. New York: The Natural History Press; 1972.
32. **Naranjo SE, Ellsworth PC, Hagler JR**. Conservation of natural enemies in cotton: role of insect growth regulators in management of *Bemisia tabaci*. *Biol Control*. 2004; 30(1): 52-72.
33. **Sibly RM, Newton I, Walker CH**. Effects of dieldrin on population growth rates of sparrowhawks 1963-1986. *J Appl Ecol*. 2000; 37(3): 540-46.
34. **Resh VH, Leveque C, Statzner B**. Long-term, large-scale biomonitoring of the unknown: assessing the effects of insecticides to control river blindness (onchocerciasis) in West Africa. *Annu Rev Entomol*. 2004; 49: 115-39.
35. **Holmes SB**. Reproduction and nest behaviour of Tennessee warblers *Vermivora peregrina* in forests treated with Lepidoptera-specific insecticides. *J Appl Ecol*. 1998; 35(2): 185-94.
36. **Ishaaya I, Horowitz AR**. Pyriproxyfen, a novel insect growth-regulator for controlling whiteflies - mechanisms and resistance management. *Pestic Sci*. 1995; 43(3): 227-32.
37. **Devine GJ, Barber M, Denholm I**. Incidence and inheritance of resistance to METI-acaricides in European strains of the two-spotted spider mite (*Tetranychus urticae*) (Acari: Tetranychidae). *Pest Manag Sci*. 2000; 57(5): 443-48.
38. **Zhao JZ, Li YX, Collins HL, Gusukuma-Minuto L, Mau RFL, Thompson GD, et al**. Monitoring and characterization of diamondback moth (Lepidoptera: Plutellidae) resistance to spinosad. *J Econ Entomol*. 2002; 95(2): 430-36.
39. **Michigan State University**. The database of arthropods resistant to pesticides [Base de datos en Internet]. Michigan State University; 2006. [Fecha de acceso: 29 de mayo de 2006]. Disponible en: <http://www.pesticideresistance.org>
40. **[Not author listed]**. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. *EPPO Bull*. 2003 ; 33(1): 103-11.
41. **Wilhoit L**. Using pesticide use data to evaluate IPM programs. Indianapolis: 4th IPM Symposium; 2003.
42. **Wilhoit L, Davidson N, Supkoff D, Steggall J, Braun A, Simmons S, et al**. Pesticide use analysis and trends from 1991 to 1996. California: State of California; 1999.
43. **Epstein L, Bassein S**. Patterns of pesticide use in California and the implications for strategies for reduction of pesticides. *Annu Rev Phytopathol*. 2003; 41: 351-75.

44. **El Kady H, Devine GJ.** Insecticide resistance in Egyptian populations of the cotton whitefly, *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae). *Pest Manag Sci.* 2003; 59(8): 865-71.
45. **Kogan M.** Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. *Annu Rev Entomol.* 1998; 43: 243-70.
46. **Allen WA, Rajotte EG.** The changing role of extension entomology in the IPM era. *Annu Rev Entomol.* 1990; 35: 379-97.
47. **Grewell JB, Landry CJ, Conko G.** Ecological agrarian: Agriculture's first evolution in 10,000 years. Indiana: Purdue University Press; 2003.
48. **Elliot M, Janes NF, Potter C.** The future of pyrethroids in insect control. *Annu Rev Entomol.* 1978; 23: 443-69.
49. **Kroma MM, Butler Flora C.** Greening pesticides: A historical analysis of the social construction of farm chemical advertisements. *Agric Human Values.* 2003; 20(1): 21-35.
50. **Hewa-Kapuge S, McDougall S, Hoffman AA.** Effects of methoxyfenozide, indoxacarb, and other insecticides on the beneficial egg parasitoid *Trichogramma nr. brassicae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) under laboratory and field conditions. *J Econ Entomol.* 2003; 96(4): 1083-90.
51. **Stuebaker GE, Kring TJ.** Effects of insecticides on *Orius insidiosus* (Hemiptera: Anthicoridae), measured by field, greenhouse and petri dish bioassays. *Fla Entomol.* 2003; 86(2): 178-85.
52. **Dhadialla TS, Carlson GR, Le DP.** New insecticides with ecdysteroidal and juvenile hormone activity. *Annu Rev Entomol.* 1998; 43: 545-69.
53. **Sihuincha M, Zamora-Perea E, Orellana-Rios W, Stancil JD, López-Sifuentes, C. Vidal-Oré, et al.** Potential use of pyriproxyfen for the control of *Aedes aegypti* (L) (Diptera: Culicidae) in Iquitos, Peru. *J Med Entomol.* 2005; 42(4): 620-30.
54. **Smith TM, Stratton GW.** Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. *Residue Rev.* 1986; 97: 93-120.
55. **Mian LS, Mulla MS.** Effects of pyrethroid insecticides on nontarget invertebrates in aquatic ecosystems. *J Agric Entomol.* 1992; 9(2): 73-98.
56. **Grafton-Cardwell EE, Gu P.** Conserving vedalia beetle, *Rodolia cardinalis* (Mulsant) (Coleoptera: Coccinellidae), in citrus: A continuing challenge as new insecticides gain registration. *J Econ Entomol.* 2003; 96(5): 1388-98.
57. **Lahr J, Badji A, Marquenie S, Schuiling E, Ndour KB, Diallo AO, et al.** Acute toxicity of locust insecticides to two indigenous invertebrates from Sahelian temporary ponds. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2001; 48(1): 66-75.
58. **Furlong MJ, Verkerk RHJ, Wright DJ.** Differential effects of the acylurea insect growth-regulator teflubenzuron on the adults of 2 endolarval parasitoids of *Plutella xylostella*, *Cotesia plutellae* and *Diadegma semiclausum*. *Pestic Sci.* 1994; 41(4): 359-64.
59. **Environmental Protection Agency (EPA).** EPA determines that Chlorfenapyr does not meet the requirements for registration; American cyanamid withdraws application. [Fecha de acceso: 28 de febrero de 2008]. Disponible en <http://www.epa.gov/opprd001/chlorfenapyr/>
60. **US General Accounting Office (GAO).** Agricultural pesticides. Management improvements needed to further promote integrated pest management. Washington DC: GAO; 2001. GAO-01-815. Disponible en: <http://www.gao.gov/new.items/d01815.pdf>
61. **Lohr L, Park T, Higley L.** Farmer risk assessment for voluntary insecticide reduction. *Ecol Econ.* 1999; 30(1): 121-30.
62. **O'Hara LS, Wiggs GF, Mamedov B, Davidson G, Hubbard RB.** Exposure to airborne dust contaminated with pesticide in the Aral Sea region. *Lancet.* 2000; 355: 627-28.
63. **Ataniyazova OA, Baumann RA, Liem AK, Mukhopadhyay UA, Vogelaar EF, Boersma ER.** Levels of certain metals, organochlorine pesticides and dioxins in cord blood, maternal blood, human milk and some commonly used nutrients in the surroundings of the Aral Sea (Karakalpakstan, Republic of Uzbekistan). *Acta Paediatr.* 2001; 90(7): 801-8.
64. **Jensen S, Mazhitova Z, Zetterström R.** Environmental pollution and child health in the Aral Sea region in Kazakhstan. *Sci Total Environ.* 1997; 206(5): 187-93.
65. **Zetterström R.** Industrial and agricultural pollution: a threat to the health of children living in the Arctic region." *Acta Paediatr.* 2003; 92(11): 1238-40.
66. **Zetterström R.** Child health and environmental pollution in the Aral Sea region in Kazakhstan. *Acta Paediatr Suppl.* 1999; 88(429): 49-54.
67. **Anderson BS, Hunt JW, Phillips BM, Nicely PA, Gilbert KD, de Vlaming V, et al.** Ecotoxicologic impacts of agricultural drain water in the Salinas River, California, USA. *Environ Toxicol Chem.* 2003; 22(10): 2375-84.
68. **Phillips BM, Anderson BS, Hunt JW, Nicely PA, Kosaka RA, Tjeerdema RS, et al.** In situ water and sediment toxicity in an agricultural watershed. *Environ Toxicol Chem.* 2004; 23(2): 435-42.
69. **De Vlaming V, DiGiorgio C, Fong S, Deanovic LA, Carpio-Obeso MD, Miller JL, et al.** Irrigation runoff insecticide pollution of rivers in the Imperial Valley, California (USA). *Environ Pollut.* 2004; 132(2): 213-29.
70. **Krishnamachari KA, Bhat RV.** Endemic familial arthritis of Malnad an outbreak in Southern India. *Trop Geogr Med.* 1978; 30(1): 33-37.
71. **Mohan D.** Food vs. limbs - pesticides and physical-disability in India. *Econ Polit Wkly.* 1987; 22(13): 23-29.
72. **Agarwal SS, Phadke SR, Fredland V, Viljoen D, Beighton P.** Mseleni and Handigodu familial osteoarthropathies: syndromic identity? *Am J Med Genet.* 1997; 72(4): 435-39.
73. **Purdey M.** The UK epidemic of BSE: Slow virus or chronic pesticide-initiated modification of the prion protein? Part 2: An epidemiological perspective. *Med Hypotheses.* 1996; 46(5): 445-54.
74. **Gordon I, Abdulla EM, Campbell IC, Whatley SA.** Phosmet induces upregulation of surface levels of the cellular prion protein. *Neuroreport* 9(7): 1391-95.
75. **[Not author listed].** Update on Indian vulture crisis. *Vulture News.* 1999. 41: 14.
76. **Nair A.** What's eating the vulture? *Down to Earth.* 1999; 7(16): 29-39.
77. **Prakash V.** Status of vultures in Keoladeo National Park, Bharatpur, Rajasthan, with special reference to population crash in Gyps species. *J Bombay Nat Hist Soc.* 1999; 96: 365-78.
78. **Oaks JL, Gilbert M, Virani MZ, Watson RT, Meteyer CU, Rideout BA, et al.** Diclofenac residues as the cause of

- vulture population decline in Pakistan. *Nature*. 2004; 427: 630-33.
79. **Green RE, Newton I, Shultz S, Cunningham AA, Gilbert M, Pain DJ, et al.** Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *J Appl Ecol*. 2004; 41(5): 793-800.
 80. **Sparling DW, Ellers GM, Connell LL.** Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environ Toxicol Chem*. 2001; 20(7): 1591-1595.
 81. **Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL.** Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*. 2001; 404: 752-55.
 82. **Cohen MM Jr.** Frog decline, frog malformations, and a comparison of frog and human health. *Am J Med Genet*. 2001; 104(2): 101-9.
 83. **Relyea RA.** The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecol Appl*. 2005; 15(2): 618-27
 84. **Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MP, Foster PN, et al.** Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*. 2006; 439: 161-67.
 85. **Kremen C, Williams NM, Thorp RW.** Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc Natl Acad Sci USA*. 2002; 99(26): 16812-16.
 86. **Kremen C, Ricketts T.** Global perspectives on pollination disruptions. *Conserv Biol*. 2000; 14(5): 1226-28.
 87. **Bonmatin JM, Moineau I, Charvet R, Fleche C, Colin ME, Bengsch ER.** A LC/APCI-MS/MS method for analysis of imidacloprid in soils, in plants, and in pollens. *Anal Chem*. 2003; 75(9): 2027-33.
 88. **Schmuck R, Schöning R, Stork A, Schramel O.** Risk posed to honeybees (*Apis mellifera* L. Hymenoptera) by an imidacloprid seed dressing of sunflowers. *Pest Manag Sci*. 2001; 57(3): 225-38.
 89. **Suchail S, Debrauwer L, Belzunces LP.** Metabolism of imidacloprid in *Apis mellifera*. *Pest Manag Sci*. 2004; 60(3): 291-96.
 90. **Nauen R, Ebbinghaus-Kintscher U, Schmuck R.** Toxicity and nicotinic acetylcholine receptor interaction of imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). *Pest Manag Sci*. 2001; 57(7): 577-86.
 91. **Suchail S, Guez D, Belzunces LP.** Discrepancy between acute and chronic toxicity induced by imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera*. *Environ Toxicol Chem*. 2001; 20(11): 2482-86.
 92. **Schmuck R.** Effects of a chronic dietary exposure of the honeybee *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) to imidacloprid. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2004; 47(4): 471-78.
 93. **Maus C, Cure G, Schmuck R.** Safety of imidacloprid seed dressings to honey bees: a comprehensive overview and compilation of the current state of knowledge. *Bull Insectol*. 2003; 56(1): 51-57.
 94. **Faucon JP, Aurières C, Drajnudel P, Mathieu L, Ribière M, Martel AC, et al.** Experimental study on the toxicity of imidacloprid given in syrup to honeybee (*Apis mellifera*) colonies. *Pest Manag Sci*. 2005; 61(2): 111-25.
 95. **Colin ME, Bonmatin JM, Moineau I, Gaimon C, Brun S, Vermandere JP.** A method to quantify and analyze the foraging activity of honey bees: relevance to the sublethal effects induced by systemic insecticides. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2004; 47(3): 387-95.
 96. **Decourtye A, Devillers J, Cluzeau S, Charreton M, Pham-Delegue MH.** Effects of imidacloprid and deltamethrin on associative learning in honeybees under semi-field and laboratory conditions. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2004; 57(3): 410-19.
 97. **Decourtye A, Lacassie E, Pham-Delegue M.** Learning performances of honeybees (*Apis mellifera* L) are differentially affected by imidacloprid according to the season. *Pestic Manag Sci*. 2003; 59(3): 269-78.
 98. **Faucon JP, Mathieu L, Ribiere M, Martel AC, Drajnudel P, Zeggane S, et al.** Honey bee winter mortality in France in 1999 and 2000. *Bee World*. 2002; 83(1): 14-23.
 99. **Lewis GB.** 8th International Symposium of the ICP-BR Bee Protection Group. Minutes of the meeting. *Bull Insectol*. 56(1): 7-23.
 100. **Stark JD, Banks JE.** Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annu Rev Entomol*. 2003; 48: 505-19.
 101. **Newton I.** Population ecology of raptors. Berkhamsted: Poyser; 1979.
 102. **White DH, Kolbe EJ.** Secondary poisoning of Franklin's gulls in Texas by monocrotophos. *J Wildlife Dis*. 1985; 21(1): 76-78.
 103. **Mineau P.** Avian mortality in agroecosystems 1. The case against granule insecticides in Canada. In: Greaves MP, Smith BD, Greig-Smith PW (eds.), *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. London: British Crop Protection Council; 1988. p. 3-12.
 104. **Mineau P, Collins BT.** Avian mortality in agro-ecosystems 2. Methods of detection. In: Greaves MP, Smith BD, Greig-Smith PW (eds.), *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. London: British Crop Protection Council; 1988. p. 13-27.
 105. **Pimentel D, Acquay H, Biltonen M, Rice P, Silva M, Nelson J, et al.** Environmental and economic costs of pesticide use. *Bioscience*. 1992; 42(10): 750-60.
 106. **Pimentel D.** Silent spring revisited – have things changed since 1962? *Pestic Outlook*. 2002; 13(5): 205-76.
 107. **Mineau P.** Direct losses of birds to pesticides - beginnings of a quantification. *USDA Forest Service Gen Tech Rep*. 2005; (PSW-GTR-191): 1065-70.
 108. **Hardy AR, Westlake GE, Lloyd GA, Brown PM, Greig-Smith PW, Fletcher MR, et al.** An intensive field trial to assess hazards to birds and mammals from the use of methiocarb as a bird repellent on ripening cherries. *Ecotoxicol*. 1993; 2(1): 1-31.
 109. **Boatman ND, Brickle NW, Hart JD, Milsom TD, Morris AJ, Murray AWA, et al.** Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*. 2004; 146 (s2): 131-43.
 110. **Winegrad G.** Swainson's Hawk/Argentina: monocrotophos global withdrawal. *Bird Calls*. 1998; 2(1): 12.
 111. **Goldstein MI, Lacher TE, Zaccagnini ME, Parker ML, Hooper MJ.** Monitoring and assessment of Swainson's Hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use, 1996–97. *Ecotoxicology*. 1999; 8(3): 215-24.
 112. **Pain DJ, Gargi R, Cunningham AA, Jones A, Prakash V.** Mortality of globally threatened Sarus cranes *Grus*

- antigen from monocrotophos poisoning in India. *Sci Total Environ.* 2004; 326(1-3): 55-61.
113. **McWilliam AN, Cheke RE.** A review of the impacts of control operations against the red-billed quelea (*Quelea quelea*) on non-target organisms. *Environ Conserv.* 2004; 31(2): 130-37.
 114. **Schauber EM, Edge WD, Wolff JO.** Insecticide effects on small mammals: influence of vegetation structure and diet. *Ecol Appl.* 1997; 7(1): 143-57.
 115. **McEwen LC, Althouse MC, Petersen BE.** Direct and indirect effects of grasshopper integrated pest management chemicals and biologicals on nontarget animal life. In: Cuningham GL, Sampson MW (ed.), *Grasshopper integrated pest management user handbook.* Washington, DC: United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Services; 2000. Disponible en: http://www.sidney.ars.usda.gov/grasshopper/Handbook/pdfs/Mont_III/III2.pdf
 116. **Erwin WJ, Sharpe RS.** Effect of wide area ultralow volume application of malathion on small mammal populations. *Trans Nebr Acad Sci.* 1978; 5: 25-28.
 117. **Pimentel D.** Ecological effects of pesticides on non-target species in terrestrial ecosystems. In Tardiff RG (ed.), *Methods to assess adverse effects of pesticides on non-target organisms.* Toronto: John Wiley and Sons Ltd; 1992. p. 171-90.
 118. **Davies PE, Cook SJ.** Catastrophic macroinvertebrate drift and sublethal effects on Brown Trout, *Salmo trutta*, caused by cypermethrin spraying on a Tasmanian stream. *Aquat Toxicol.* 1993; 27(3/4): 201-24.
 119. **Godfray HCJ, Chan MS.** How insecticides trigger single stage outbreaks in tropical pests. *Funct Ecol.* 1990; 4(3): 329-37.
 120. **Holt J, Wareing DR, Norton GA.** Strategies of insecticide use to avoid resurgence of *Nilaparvata lugens* (Homoptera, Delphacidae) in tropical rice - a simulation analysis. *J Econ Entomol.* 1992; 85(5): 1979-89.
 121. **Devine GJ, Ishaaya I, Horowitz AR, Denholm I.** Effects of piperonyl butoxide on *Bemisia tabaci* Genn. (Homoptera: Aleyrodidae): mortality, development, parasitism and predation in Israeli cotton fields. *Crop Prot.* 1998; 17(9): 717-26.
 122. **Trumper EV, Holt J.** Modelling pest population resurgence due to recolonization of fields following an insecticide application. *J Appl Ecol.* 1998; 35(2): 273-85.
 123. **Van den Berg H, Hassan K, Marzuki M.** Evaluation of pesticide effects on arthropod predator populations in soya bean in farmers' fields. *Biocontrol Sci Technol.* 1998; 8(1): 125-37.
 124. **Mochizuki M.** Effectiveness and pesticide susceptibility of the pyrethroid-resistant predatory mite *Amblyseius womersleyi* in the integrated pest management of tea pests. *BioControl.* 2003; 48(2): 207-21.
 125. **Lockwood JA, Kemp WP, Onsager JA.** Long-term, large-scale effects of insecticidal control on rangeland grasshopper populations (Orthoptera: Acrididae). *J Econ Entomol.* 1988; 81(5): 1258-64.
 126. **Holl K, Daily G, Ehrlich PR.** Integrated pest management in Latin America. *Environ Conserv.* 1990; 17(4): 341- 50.
 127. **Cisneros F, Mujica N.** Biological and selective control of the sweetpotato whitefly, *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Hom.: Aleyrodidae). In: *Research on Sweetpotato.* CIP Program Report 1997-98. Lima: Centro Internacional de la Papa; 1999. p. 255-64
 128. **Centro Internacional de la Papa** [página de internet]. IPM in the Cañete Valley. Lima: CIP; 2004. [Fecha de acceso: 20 Febrero de 2007] Disponible en: www.cipotato.org/potato/ipm/canete_valley.asp.
 129. **Centro Internacional de la Papa.** Global cooperation needed to combat leafminer fly. In: *Annual Report 2002.* Lima: CIP; 2003. p. 21-26. Disponible en: www.cipotato.org/publications/annual_reports/2002/pdf/04_global_coop.pdf
 130. **Holland JM, Luff ML.** The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integr Pest Manag Rev.* 2000; 5(2): 109-29.
 131. **Jansen JP.** A 3-year field study on the short-term effects of insecticides used to control cereal aphids on plant-dwelling aphid predators in winter wheat. *Pest Manag Sci.* 2000; 56(6): 533-39.
 132. **Longley M, Sotherton NW.** Factors determining the effects of pesticides upon butterflies inhabiting arable farmland. *Agric Ecosyst Environ.* 1997; 61(1): 1-12.
 133. **De Snoo GR.** Unsprayed field margins: effects on environment biodiversity and agricultural practice. *Landsc Urban Plan.* 1999; 46(1-3): 151-60.
 134. **Moreby SJ, Sotherton NW, Jepson PC.** The effects of pesticides on species of non-target Heteroptera inhabiting cereal fields in Southern England. *Pestic Sci.* 1997; 51(1): 39-48.
 135. **Holland JM, Frampton GK, Cilgi T, Wratten SD.** Arable acronyms analyzed – a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Ann Appl Biol.* 1994; 125(2): 399-438.
 136. **Furlong MJ, Shi ZH, Liu YQ, Guo SJ, Lu YB, Liu SS, et al.** Experimental analysis of the influence of pest management practice on the efficacy of an endemic arthropod natural enemy complex of the diamondback moth. *J Econ Entomol.* 2004; 97(6): 1814-27.
 137. **Grant IF.** Insecticides for tsetse and trypanosomiasis control: is the environmental risk acceptable? *Trends Parasitol.* 2001; 17(1): 10-14.
 138. **Cockbill GF.** The effect of ultra-low volume aerial applications of endosulfan applied against *Glossina* (Diptera: glossinidae) on populations of non-target organisms in savanna woodland in Zimbabwe-Rhodesia. *Bull Entomol Res.* 1979; 69(4): 645-55.
 139. **Magadza CHD.** Field observations on the environmental effect of large-scale aerial applications of endosulfan in the eradication of *Glossina morsitans centralis* Westw. in the Western Province of Zambia in 1968. *Rhodesian J Agric Res.* 1978; 16: 211-20.
 140. **Takken W, Balk F, Jansen RC, Koeman JH.** The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. VI. Observations on side-effects. *Pestic Artic News Summ.* 1978; 24(4): 455-66.
 141. **Vale GA, Grant IF, Dewhurst CF, Aigreau D.** Biological and chemical assays of pyrethroids in cattle dung. *Bull Entomol Res.* 2004; 94(3): 273-82.

142. **Morris AJ, Wilson JD, Whittingham MJ, Bradbury RB.** Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agric Ecosyst Environ.* 2005; 106(1): 1-16.
143. **Mills NE, Semlitsch RD.** Competition and predation mediate the indirect effects of an insecticide on southern leopard frogs. *Ecol Appl.* 2004; 14(4): 1041-1054.
144. **Emlen JT, Young H, Strecker RL.** Demographic responses of two house mouse populations to moderate suppression measures with 1080 rodenticide. *Ecology.* 1958; 39(2): 200-6.
145. **Morris RD.** The effects of endrin on *Microtus* and *Peromyscus*. I. Unenclosed field populations. *Can J Zool.* 1970; 48: 695-708.
146. **Campbell L, Cooke AS.** The indirect effects of pesticides on birds. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee; 1997.
147. **Potts GR.** The Partridge: Pesticides, predation and conservation. London: Collins; 1986.
148. **Rands MRW.** The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *Ibis.* 1986; 128(1): 57-64.
149. **Rands MRW.** Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *J Appl Ecol.* 1985; 22(1): 49-54.
150. **Wallace JB, Vogel DS, Cuffney TF.** Recovery of a water stream from an insecticide-induced community disturbance. *J N Am Benthol Soc.* 1986; 5(2): 115-26.
151. **Niemi GJ, DeVore P, Detenbeck N, Taylor D, Lima A, Pastor J, et al.** Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environ Manag.* 1999; 4(5): 571-87.
152. **De Vault DS, Hesselberg R, Rodgers PW, Feist TJ.** Contaminant trends in lake trout and Walleye from the Laurentian great lakes. *J Great Lakes Res.* 1996; 22(4): 884-95.
153. **Jepson PC, Thacker JRM.** Analysis of the spatial component of pesticide side-effects on non-target invertebrate populations and its relevance to hazard analysis. *Funct Ecol.* 1990; 4(3): 349-55.
154. **Sherratt TN, Jepson PC.** A metapopulation approach to modelling the long-term impact of pesticides on invertebrates. *J Appl Ecol.* 1993; 30(4): 696-705.
155. **Giddings JM, Solomon KR, Maund SJ.** Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: II. Aquatic mesocosm and field studies. *Environ Toxicol Chem.* 2001; 20(3): 660-68.
156. **Webster TC, Peng YS.** Short-term and long-term effects of methamidophos on brood rearing in honey bee (Hymenoptera: Apidae) colonies. *J Econ Entomol.* 1989; 82(1): 69-74.
157. **Potter DA, Buxton MC, Redmond CT, Patterson CG, Powell AJ.** Toxicity of pesticides to earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) and effect on thatch degradation in Kentucky bluegrass turf. *J Econ Entomol.* 1990; 83(6): 2362-69.
158. **Crosa G, Yameogo L, Calamari D, Diop ME, Nabe K, Konde F.** Analysis of the effects of rotational larviciding on aquatic fauna of two Guinean rivers: the case of permethrin. *Chemosphere.* 2001; 44(3): 501-10.
159. **Yameogo L, Crosa G, Samman J, Nabe K, Konde F, Tholley D, et al.** Long-term assessment of insecticides treatments in West Africa: aquatic entomofauna. *Chemosphere.* 2001; 44(8): 1759-73.
160. **Paugy D, Fermon Y, Abban KE, Diop ME, Traoré K.** Onchocerciasis Control Programme in West Africa: a 20-year monitoring of fish assemblages. *Aquat Living Resour.* 1999; 12(6): 363-78.
161. **Hummel RL, Walgenbach JF, Hoyt GD, Kennedy GG.** Effects of production system on vegetable arthropods and their natural enemies. *Agric Ecosyst Environ.* 2002; 93(1): 165-76.
162. **Courtemanch DL, Gibbs KE.** Short and long term effects of forest spraying of carbaryl (Sevin-4-oil ®) on stream invertebrates. *Can Entomol.* 1980; 112(3): 271-76.
163. **Young JEB, Griffin MJ, Alford DV, Ogilvy SE (eds).** Reducing agrochemical use on the Arable Farm: the TALISMAN and SCARAB Projects. London: DEFRA; 2001.
164. **Greig-Smith PW.** A European perspective on ecological risk assessment, illustrated by pesticide registration procedures in the United Kingdom. *Environ Toxicol Chem.* 1992; 11(12): 1673-89.
165. **Levitan L.** "How to" and "why": assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protect.* 2000; 19(8-10): 629-36.
166. **Maud J, Edwards-Jones G, Quin F.** Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. *Agric Ecosyst Environ.* 2001; 86(1): 59-73.
167. **Dearfield KL, Bender ES, Kravitz M, Wentzel R, Slimak MW, Farland WH, et al.** Ecological risk assessment issues identified during the U.S. environmental protection agency's examination of risk assessment practices. *Integr Environ Assess Manag.* 2004; 1(1): 73-76.
168. **Everts JW.** Ecotoxicology for risk assessment in arid zones: some key issues. *Arch Environ Contam Toxicol.* 1997; 32(1): 1-10.
169. **Food and Agriculture Organization (FAO).** Analysis of government responses to the second questionnaire on the state of implementation of the International Code of Conduct on the distribution and use of pesticides. Rome: Pesticide Management Unit, FAO; 1996.
170. **Wikteliuss S, Chiverton PA, Meguenni H, Bennaceur M, Ghezal F, Umeh EDN, et al.** Effects of insecticides on non-target organisms in African agroecosystems: a case for establishing regional testing programmes. *Agric Ecosyst Environ.* 1999; 75(1): 121-31.
171. **Wheeler D, Meisner C, Dasgupta S.** Is environmentally-friendly agriculture less profitable for farmers? Evidence on integrated pest management in Bangladesh. Washington DC: World Bank; 2004. Policy Research Working Paper Series 3417.
172. **Lacher TE, Goldstein MI.** Tropical ecotoxicology: status and needs. *Environ Toxicol Chem.* 1997; 16(1): 100-11.
173. **Food and Agriculture Organization (FAO).** World agriculture: towards 2015/2030, an FAO perspective. J. Bruinsma (ed.). London: Earthscan Publications Ltd; 2003.
174. **Palomino M, Solari L, León W, Vega R, Vergaray M, Cubillas L, et al.** Evaluación del efecto residual del

- temephos en larvas de *Aedes aegypti* en Lima, Perú. Rev Peru Med Exp Salud Publica. 2006; 23(3): 158-62.
175. **Sam-Abbenyi S, Dama M, Graham S, Obate Z.** Dracunculiasis in Cameroon at the threshold of elimination. Int J Epidemiol. 1999; 28(1): 163-68.
 176. **Roberts DR, Laughlin LL, Hsheih P, Legters LJ.** DDT, global strategies, and a malaria control crisis in South America. Emerg Infect Dis. 1997; 3(3): 295-302.
 177. **World Health Organization (WHO).** WHO gives indoor use of DDT a clean bill of health for controlling malaria. Geneva: WHO; 2006.
 178. **Chandler GT, Cary TL, Bejarano AC, Pender J, Ferry JL.** Population consequences of fipronil and degradates to copepods at field concentrations: an integration of life cycle testing with Leslie matrix population modeling. Environ Sci Technol. 2004; 38(23): 6407-14.
 179. **Preston BL, Snell TW.** Full life-cycle toxicity assessment using rotifer resting egg production: implications for ecological risk assessment. Environ Pollut. 2001; 114(3): 399-406.
 180. **Guilhermino L, Sobral O, Chastinet C, Ribeiro R, Gonçalves F, Silva MC, et al.** A *Daphnia magna* first-brood chronic test: An alternative to the conventional 21-day chronic bioassay? Ecotoxicol Environ Saf. 1999; 42(1): 67-74.
 181. **Kuhn A, Munns WR, Poucher S, Champlin D, Lussier S.** Prediction of population-level response from mysid toxicity test data using population modeling techniques. Environ Toxicol Chem. 2000; 19(9): 2364-71.
 182. **Stark JD.** How closely do acute lethal concentration estimates predict effects of toxicants on populations? Integr Environ Assess Manag. 2005; 1(2): 109-13.
 183. **Forbes VE, Calow P.** Is the per capita rate of increase a good measure of population level effects in ecotoxicology? Environ Toxicol Chem. 1999; 18(7): 1544-56.
 184. **Kovach J, Petzoldt C, Degnil J, Tette J.** A method to measure the environmental impact of pesticides. New York: Cornell University; 1992. New York's Food and Life Sciences Bulletin 139.
 185. **De Jong FMW, De Snoo GR.** A comparison of the environmental impact of pesticide use in integrated and conventional potato cultivation in The Netherlands. Agric Ecosyst Environ. 2002; 91(1): 5-13.
 186. **Bues R, Bussi eres P, Dadomo M, Dumas Y, Garcia-Pomar MI, Lyannaz JP.** Assessing the environmental impacts of pesticides used on processing tomato crops. Agric Ecosyst Environ. 2004; 102(2): 155-62.
 187. **Central Science Laboratory, Scottish Agricultural Science Agency.** Pesticide usage statistics [Database in Internet]. York, UK: Central Science Laboratory; 2005. Disponible en <http://pusstats.csl.gov.uk/index.cfm>
 188. **Avery DT.** Saving the planet with pesticides and plastic: The environmental triumph of high-yield farming. (2nd ed) Indianapolis: Hudson Institute; 2000.
 189. **Center for Global Food Issues (CGFI)** Declaration in support of protecting nature with high-yield farming and forestry. Churchville, VA: CGFI; 2005. Disponible en: <http://www.highyieldconservation.org/declaration.html>
 190. **Coleman BD, Mares MA, Willig MR, Hsieh YH.** Randomness, area, and species richness. Ecology. 1982; 63(4): 1121-33.
 191. **Wagner RG, Newton M, Cole EC, Miller JH, Shiver BD.** The role of herbicides for enhancing forest productivity and conserving land for biodiversity in North America. Wildlife Soc Bull. 2004; 32(4): 1028-41.
 192. **Redman AM, Scriber JM.** Competition between the gypsy moth, *Lymantria dispar*, and the northern tiger swallowtail, *Papilio canadensis*: interactions mediated by host plant chemistry, pathogens, and parasitoids. Oecologia. 2000; 125(2): 218-28.
 193. **Work TT, McCullough DG.** Lepidopteran communities in two forest ecosystems during the first gypsy moth outbreaks in northern Michigan. Environ Entomol. 2000; 29(5): 884-900.
 194. **Sample BE, Butler L, Zivkovich C, Whitmore RC, Reardon R.** Effects of *Bacillus thuringiensis* berliner var. kurstaki and defoliation by gypsy moth [*Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae)] on native arthropods in West Virginia. Can Entomol. 1996; 128(4): 573-92.
 195. **Davidson CB, Gottschalk KW, Johnson JE.** Tree mortality following defoliation by the European gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) in the United States: a review. Forest Sci. 1999; 45(1): 74-84.
 196. **Thurber DK, McClain WR, Whitmore RC.** Indirect effects of gypsy-moth defoliation on nest predation. J Wildlife Manag. 1994; 58(3): 493-500.
 197. **Sel s V.** Moth outbreaks in relation to oak masting and population levels of small mammals: an alternative explanation to the mammal-predation hypothesis. Popul Ecol. 2003; 45(2): 157-59.
 198. **Kasbohm JW, Vaughan MR, Kraus JG.** Effects of gypsy moth infestation on black bear reproduction and survival. J Wildlife Manag. 1996; 60(2): 408-16.
 199. **Jedlicka J, Vandermeer J, Aviles-Vazquez K, Barros O, Perfecto I.** Gypsy moth defoliation of oak trees and a positive response of red maple and black cherry: an example of indirect interaction. Am Midl Nat. 2004; 152(2): 231-36.
 200. **Eshleman KN, Fiscus DA, Castro NM, Webb JR, Herlihy AT.** Regionalization of disturbance-induced nitrogen leakage from mid-appalachian forests using a linear systems model. Hydrological Processes. 2004; 18(14): 2713-25.
 201. **Townsend PA, Eshleman KN, Welcker C.** Remote sensing of gypsy moth defoliation to assess variations in stream nitrogen concentrations. Ecol Appl. 2004; 14(2): 504-16.
 202. **Bevill RL, Louda SM, Stanforth LM.** Protection from natural enemies in managing rare plant species. Conserv Biol. 1999; 13(6): 1323-31.
 203. **Lesica P, Atthowe HE.** Should we use pesticides to conserve rare plants? Conserv Biol. 2000; 14(5): 1549-50.
 204. **Louda SM, Bevill RL.** Exclusion of natural enemies as a tool in managing rare plant species. Conserv Biol. 2000; 14(5): 1551-1552.
 205. **Trewavas A.** Urban myths of organic farming. Nature. 2001; 410: 409-10.
 206. **Rosset PM.** Cuba: ethics, biological control, and crisis. Agric Human Values. 1997; 14(3): 291-302.
 207. **Kaosa-ard MS, Rerkasem B.** Study of rural Asia: Volume 2- Growth and sustainability of Asian agriculture. New York: Oxford University Press Inc; 2000.

208. **Russell DA.** IPM for insect pests of cotton in less developed countries. In: Horowitz AR, Ishaaya I (eds). Insect pest management - Field and protected crops. Berlin: Springer Verlag; 2004. p. 141-80.
209. **Luseesa D, Sekamatte B, Russell D.** Advances in the extension of Ugandan cotton management. Cape Town, South Africa: World Cotton Research Conference March 9-13, 2003.
210. **Ismael Y, Bennett R, Morse S.** Farm-level economic impact of biotechnology: smallholder Bt cotton farmers in South Africa. *Outlook Agric.* 2002; 31(2): 107-111.
211. **Halford NG.** Prospects for genetically modified crops. *Ann Appl Biol.* 2004; 145(1): 17-24.
212. **Qaim M, Zilberman D.** Yield effects of genetically modified crops in developing countries. *Science.* 2003; 299: 900-2.
213. **Amman K.** Safety of genetically engineered plants: an ecological risk assessment of vertical gene flow. In: Custers C (ed). Safety of genetically engineered crops. London: Flanders Interuniversity Institute for Biotechnology; 2001. p. 61-87.
214. **Dutton A, Klein H, Romeis J, Bigler F.** Uptake of Bt-toxin by herbivores feeding on transgenic maize and consequences for the predator *Chrysoperla carnea*. *Ecol Entomol.* 2002; 27(4): 441-47.
215. **O'Callaghan M, Glare TR, Burgués EPJ, Malone LA.** Effects of plants genetically modified for insect resistance on nontarget organisms. *Annu Rev Entomol.* 2005; 50: 271-92.
216. **Hilbeck A, Baumgartner M, Fried PM, Bigler F.** Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environ Entomol.* 1998; 27(2): 480-87.
217. **Meier MS, Hilbeck A.** Influence of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on prey preference of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Basic Appl Ecol.* 2001; 2(1): 35-44.
218. **Schuler TH, Potting RPJ, Denholm I, Clark SJ, Clark AJ, Stewart CN, et al.** Tritrophic choice experiments with Bt plants, the diamondback moth (*Plutella xylostella*) and the parasitoid *Cotesia plutellae*. *Transgenic Res.* 2003; 12(3): 351-61.
219. **Schuler TH, Potting RPJ, Denholm I, Poppy GM.** Parasitoid behaviour and Bt plants. *Nature.* 1999; 400: 825-26.
220. **Lack G.** Clinical risk assessment of GM foods. *Toxicol Lett.* 2002; 127(1-3): 337-40.
221. **GM Science Review Panel.** GM Science Review - Second Report: An open review of the science relevant to GM crops and food based on interests and concerns of the public [documento en Internet]. London; 2004. [Fecha de acceso: 14 septiembre 2005] Disponible en: <http://www.gmsciencedebate.org.uk/report/pdf/gmsci-report2-pt1.pdf>
222. **Konig A, Cockburn A, Crevel RWR, Debruyne E, Grafstroem R, Hammerling U, et al.** Assessment of the safety of foods derived from genetically modified (GM) crops. *Food Chem Toxicol.* 2004; 42(7): 1047-88.
223. **Losey JE, Raynor LS, Carter ME.** Transgenic pollen harms Monarch larvae. *Nature.* 1999; 399: 214.
224. **Sears MK, Hellmich RL, Stanley-Horn DE, Oberhauser KS, Pleasants JM, Mattila HR, et al.** Impact of Bt corn pollen on monarch butterfly populations: A risk assessment. *Proc Natl Acad Sci USA.* 2001; 98(21): 11937-42.
225. **Gray AJ.** Ecology and government policies: the GM crop debate. *J Appl Ecol.* 2004; 41(1): 1-10.
226. **Food and Agriculture Organization (FAO).** Reducing poverty and hunger: the critical role of financing for food, agriculture and rural development. Rome: FAO; 2002.
227. **United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).** Trends in Europe and North America 2005. Geneva: UNECE; 2005.
228. **Food and Agriculture Organization (FAO).** Agriculture, trade and food security issues and options in the WTO negotiations from the perspective of developing countries. Volume II: Country Case Studies. Rome: FAO; 2000.
229. **Pesticide Action Network North America (PANNA).** Pesticide Action Network Updates Service (PANUPS): Latin American pesticide market growth. PANUPS - April 16, 1996. [Fecha de acceso: 14 de mayo de 2006] Disponible en <http://www.panna.org/resources/pestis/PESTIS.1996.39.html>
230. **CropLife International.** International Trade [página de internet]. Washington DC: CropLife International; 2005. [Fecha de acceso: 5 de enero 2007]. Disponible en: <http://www.croplife.org/>
231. **Greenhalgh C.** Why does market capitalism fail to deliver a sustainable environment and greater equality of incomes? *Cambridge J Econ.* 2005; 29(6): 1091-109.
232. **California Department of Pesticide Regulation (CDPR).** Mill Assessment/Product Compliance Program. California: CDPR; 2006. [Fecha de acceso: 14 de septiembre de 2007]. Disponible en: <http://www.cdpr.ca.gov/docs/mlassess/masesmnu.htm>

Correspondencia: Dr. Gregor J. Devine
 Dirección: Rothamsted Research, West Common, Harpenden, Hertfordshire AL5 2JQ, United Kingdom.
 Teléfono: Fax: +44 (0) 1582 763133
 Correo electrónico: greg.devine@bbsrc.ac.uk