



SOCLA

DISEÑOS AGROECOLOGICOS

PARA INCREMENTAR LA BIODIVERSIDAD DE
ENTOMOFAUNA BENEFICA EN AGROECOSISTEMAS

Miguel Angel Altieri Ph.D y Clara Nicholls Ph.D

Índice de Contenidos

INTRODUCCIÓN	2
TEORÍA ECOLÓGICA	6
DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y CONTROL BIOLÓGICO	12
ESTRATEGIAS DE DIVERSIFICACIÓN DE AGROECOSISTEMAS	16
MANEJO DE INSECTOS EN SISTEMAS DE POLICULTIVOS	24
ECOLOGÍA DE INSECTOS EN HUERTOS FRUTALES CON CUBIERTA VEGETAL	28
LA INFLUENCIA DE LOS HÁBITATS ADYACENTES A LOS CULTIVOS SOBRE LAS POBLACIONES DE INSECTOS	36
MODIFICACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN LOS BORDES DE LOS CULTIVOS	44
LA DINÁMICA DE PLAGAS DE INSECTOS EN SISTEMAS AGROFORESTALES	52
DISEÑO DE AGROECOSISTEMAS BOTANICAMENTE DIVERSOS Y RESILIENTES	60
CONCLUSIONES	66
BIBLIOGRAFÍA CITADA	72



Introducción



El 91% de las 1,500 millones de hectáreas de tierras cultivadas en el mundo están ocupadas principalmente por monocultivos de trigo, arroz, maíz, algodón y soja.

El empeoramiento de los problemas de plagas y enfermedades se ha relacionado experimentalmente con la expansión de los monocultivos a expensas de la diversidad vegetal, la cual es un componente esencial del paisaje que proporciona servicios ecológicos claves para asegurar la protección de cultivos (Altieri y Letourneau, 1992). El noventa y uno por ciento de las 1,5 billones de hectáreas de tierras cultivadas en el mundo están ocupadas por cultivos anuales, principalmente por monocultivos de trigo, arroz, maíz, algodón y soja. Uno de los principales problemas que derivan de la homogeneización de los sistemas agrícolas es un aumento de la vulnerabilidad de los cultivos a las plagas y enfermedades, que pueden ser devastadoras si afectan a un cultivo uniforme, especialmente en grandes extensiones. Para proteger estas cosechas en todo el mundo, se aplicaron en 1995 cerca de 4,7 millones de libras de pesticidas (1,2 millones de libras en Estados Unidos); cantidades que ha aumentado en los últimos diez años. En Estado Unidos, los costes sociales y ambientales asociados a estos niveles de pesticidas, se han estimado en 8 billones de dólares por año (Pimentel et al., 1980). Actualmente tales costes permanecen vigentes. Las pérdidas de las cosechas debido a las plagas y enfermedades siguen manteniéndose en un 30 por ciento, sin diferencia con respecto a hace treinta o cuarenta años. En California el uso de pesticidas aumentó de 161 a 212 millones de libras de ingrediente activo, a pesar de que se mantuvo constante el área de cultivo y que la investigación en Manejo Integrado de Plagas (IPM) está bastante avanzada (Liebman, 1997). Estos son claros signos de que la estrategia del control de plagas y enfermedades basado en la utilización de pesticidas ha llegado a su límite. Es necesaria una estrategia alternativa basada en el uso de los principios ecológicos para aprovechar al máximo los beneficios de la biodiversidad en la agricultura.

Este libro analiza las bases ecológicas que fundamentan las estrategias de diversificación de agroecosistemas para re-establecer el equilibrio ecológico de los agroecosistemas para poder conseguir una producción sana y sostenible. La biodiversidad realiza una variedad de procesos renovables y de servicios ecológicos en los agroecosistemas, estos servicios al ecosistema, son principalmente biológicos, por lo tanto, su persistencia depende del mantenimiento de la diversidad biológica. Cuando desaparecen estos servicios naturales debido a la simplificación biológica, los costes económicos y medioambientales pueden ser bastante significativos. Los costos agrícolas derivan de la necesidad de subsidiar cultivos con costosos recursos externos (pesticidas) puesto que los agroecosistemas, privados de los componentes funcionales reguladores básicos, pierden la capacidad de regulación de plagas y enfermedades (Altieri, 1991b).

Este libro se centra en las formas en que la biodiversidad puede contribuir al diseño de agroecosistemas estables. Se discuten los efectos de cultivos anuales intercalados, cubierta vegetal en cultivos perennes, manejo de malezas y manipulación de la vegetación en los márgenes del cultivo. Se presta una considerable atención en conocer los efectos de estos sistemas, botánicamente diversos, sobre la densidad poblacional de las plagas y enemigos naturales asociados y los mecanismos que subyacen en la reducción de las plagas en los policultivos. Esto es esencial para que el manejo de la vegetación pueda ser usado eficazmente como táctica de manejo de plagas con base ecológica (EBPM) en una agricultura sostenible.

Aunque las comunidades de insectos en los agroecosistemas se pueden estabilizar construyendo arquitecturas vegetacionales que den apoyo a los enemigos naturales y/o directamente inhiban el desarrollo de las plagas, es importante enfatizar en el hecho de que cada situación debe ser examinada por separado, dado que las estrategias de manejo de vegetación a largo plazo son específicas del lugar y deben ser desarrolladas en función de los factores ambientes locales y regionales, así como las condiciones socioeconómicos y culturales. De este modo, las mezclas de cultivos pueden servir para resolver las más amplias necesidades y preferencias de los agricultores locales y, al mismo tiempo, favorecer la calidad medioambiental.

La clave es identificar el tipo de biodiversidad que se desea mantener y/o fomentar para llevar a cabo los servicios ecológicos, y luego determinar las mejores prácticas que favorezcan a los componentes de biodiversidad deseados. Hay muchas prácticas y diseños agrícolas que tienen el potencial de estimular las funciones de la biodiversidad y otras que las afectan negativamente. (Figura1) La idea es aplicar las mejores prácticas de manejo para favorecer o regenerar el tipo de biodiversidad que puede contribuir a la sostenibilidad del agroecosistema, proporcionando servicios ecológicos tales como control biológico de plagas, reciclado de nutrientes, conservación de agua y suelo, etc. El papel de los agroecólogos es fomentar esas prácticas agrícolas que incrementan la abundancia y la diversidad de organismos beneficiosos presentes sobre el suelo o debajo de su superficie, y que por lo tanto ofrezcan importantes servicios ecológicos a los agroecosistemas.

Una estrategia principal en la agroecología es explotar la complementariedad y sinergia que resultan de las diferentes combinaciones de cultivos, árboles y animales de los agroecosistemas de forma que a través de arreglos espaciales y temporales, favorezcan sistemas de policultivo, agroforestales y agropecuarios. En situaciones reales, la explotación de estas interacciones implica el manejo y diseño del agroecosistema y requiere el conocimiento de las numerosas relaciones entre suelos, microorganismos, plantas, insectos fitófagos y enemigos naturales. Este libro analiza en detalle las opciones para el diseño de agroecosistemas biodiversos.

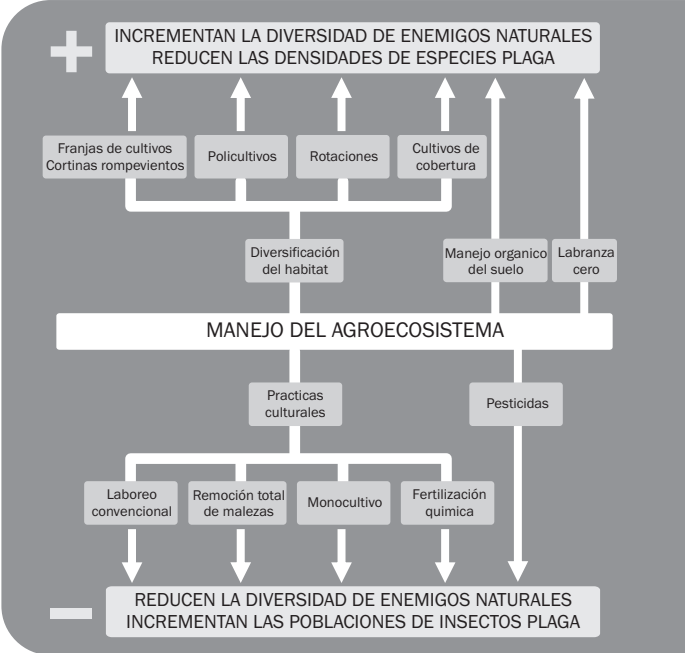


Figura 1. Efectos del manejo del agroecosistema y las prácticas culturales asociadas sobre la biodiversidad de enemigos naturales y la abundancia de insectos plaga.

Teoría ecológica

Diversidad y Estabilidad de las Poblaciones de Insectos en Agroecosistemas Diversificados



Los monocultivos son dominados por una sola especie vegetal y por lo tanto representan un ejemplo extremo de agroecosistemas con baja diversidad. Tales sistemas son más susceptibles a los desastres climáticos, brotes de plagas y enfermedades y otras catástrofes. Para mantener estos tipos de agroecosistemas se requiere un alto grado de manejo y de inputs externos. Por el contrario, muchos ecosistemas naturales parecen ser más estables y menos sujetos a fluctuaciones poblacionales de los organismos que los componen. Los ecosistemas con más alta diversidad son más estables porque muestran mayor:

- resistencia, o una capacidad para evitar o resistir la alteración;
- elasticidad, o una capacidad para recuperarse después de la alteración.

La diversidad es la única medida de la complejidad del ecosistema. La comunidad de organismos se convierte en más compleja cuando incluye un gran número de diferentes tipos de organismos, cuando hay más interacciones entre ellos y cuando aumenta la intensidad de estas interacciones. Conforme se incrementa la diversidad aumentan las oportunidades de coexistencia e interferencia beneficiosa entre especies que pueden mejorar la sostenibilidad del ecosistema (Watt, 1973). Los sistemas diversificados favorecen complejas cadenas tróficas que suponen más conexiones e interacciones potenciales entre sus miembros, así como muchas vías alternativas de flujo de energía y materia. Así, una comunidad más compleja es más estable y muchos datos apoyan esta idea.

Sin embargo, los ecologistas han debatido durante años la suposición de que el aumento de diversidad fomenta la estabilidad. Sobre este tema están disponibles revisiones teóricas críticas (Van Emden y Williams, 1974; Goodman, 1975; Murdoch, 1975), así como revisiones que utilizan ejemplos agrícolas que refuerzan esta teoría (Pimentel, 1961; Root, 1973; Dempster y Coaker, 1974; Litsinger y Moody, 1976; Perrin, 1977).

Independientemente de esas discusiones, la investigación ha demostrado que la mezcla de ciertas especies vegetales con el hospedero principal de un fitófago especializado da un resultado bastante congruente : los fitófagos especializados presentan generalmente una mayor abundancia en monocultivos que en policultivos. En una revisión de 150 investigaciones publicadas, Risch et al. (1983) encontraron evidencias que apoyan la idea de que los insectos fitófagos especializados fueran menos numerosos en sistemas diversificados (53% de 198 casos).

En otra revisión exhaustiva Andow (1991a) encontró 209 estudios publicados que tratan de los efectos de la diversidad vegetal en los agroecosistemas sobre especie de artrópodos fitófagos. Cincuenta y dos por ciento de las 287 especies examinadas resultaron menos abundantes en sistemas diversificados que en monocultivos, mientras que sólo el 15,3 % (44 especies) mostraron mayores densidades en policultivos (Tabla 1).

Densidad de población de las especies de artrópodos en policultivos comparada con un monocultivo ^a				
	Variable ^b	Mayor	Sin cambio	Menor
Hervívoros	58 (20,2)	44 (15,3)	36 (12,5)	149 (51,9)
Monófagos	42 (19,1)	17 (7,7)	31 (14,1)	130 (59,1)
Polífagos	16 (23,9)	27 (40,3)	5 (7,5)	19 (28,4)
Enemigos naturales	33 (25,9)	68 (52,7)	17 (13,2)	12 (9,3)
Depredadores	27 (30,3)	38 (42,7)	14 (15,7)	11 (12,4)
Parasitoides	6 (15,0)	30 (75,0)	3 (7,5)	1 (2,5)
^a Porcentaje del número total de especies en paréntesis. ^b Una respuesta variable significa que la especie de artrópodo no tuvo una densidad de población mayor o menor consistentemente en el policultivos comparada con el monocultivos cuando la respuesta de la especies fue estudiada varias veces.				

En una revisión más reciente de 287 casos, Helenius (1998) encontró que la reducción de plagas monófagas fue mayor en sistemas perennes y que la reducción del número de plagas polífagas fue menor en sistemas perennes que en los anuales . Se han sugerido dos importantes hipótesis ecológicas para explicar la menor cantidad de plagas en asociaciones vegetales multiespecíficas.

Hipótesis de los enemigos naturales

Esta proposición predice que habrá una mayor abundancia y diversidad de enemigos naturales de los insectos fitófagos en los policultivos que en los monocultivos (Root, 1973). Los depredadores tienden a ser polífagos y tienen amplios requerimientos de hábitat, por lo que se esperaría que encontrarán un mayor arsenal de presas alternativas y de microhábitas en un ambiente heterogéneo (Root, 1975). Los monocultivos anuales no proporcionan adecuados recursos alternativos de alimento (polen, néctar, presa), refugio y lugares de reproducción y puesta para un rendimiento efectivo de los enemigos naturales (Rabb et al., 1976). La hipótesis de los enemigos naturales ha sido planteada de la siguiente forma:

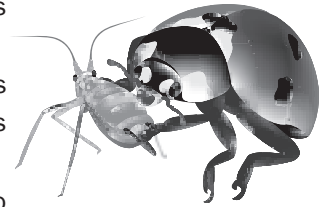
Depredadores generalistas pueden persistir en hábitats biodiversos porque pueden aprovechar la amplia variedad de fitófagos disponibles en diferentes momentos o en diferentes microhábitats

En un medioambiente complejo están disponibles una mayor diversidad de presas y microhábitas. Como resultado, poblaciones relativamente estables de depredadores generalistas pueden persistir en estos hábitats porque pueden aprovechar la amplia variedad de fitófagos que están disponibles en diferentes momentos o en diferentes microhábitats (Root, 1973).

Las poblaciones de depredadores especializados tienen menor tendencia a amplias fluctuaciones porque el refugio ofrecido por un medioambiente complejo permite a sus presas escapar de una aniquilación completa (Risch, 1981). Los hábitats diversificados ofrecen muchos requisitos importantes para los depredadores y parásitos adultos, tales como fuentes de néctar y polen que no se encuentran disponibles en un monocultivo, reduciendo la probabilidad de que se alejen o lleguen a extinguirse localmente (Risch, 1981).

De acuerdo con la hipótesis de los enemigos naturales de Root, se espera que los enemigos naturales generalistas y especialistas sean más abundantes en policultivos y, por lo tanto, que regulen de forma más eficaz las densidades poblacionales de los fitófagos en los policultivos que en los monocultivos. Los depredadores y parasitoides generalistas deben ser más abundantes en policultivos que en monocultivos porque:

- 1.** Cambian y se alimentan de mayor variedad de fitófagos disponibles en los policultivos en distintos momentos durante el desarrollo del cultivo.
- 2.** Mantienen la reproducción de sus poblaciones en los policultivos mientras que en los monocultivos solo son producidos machos de algunos parasitoides.
- 3.** Pueden utilizar hospederos en policultivos que generalmente no podrían encontrar y usar en los monocultivos.
- 4.** Pueden aprovechar la mayor variedad de fitófagos disponibles en los diferentes microhábitats de los policultivos.
- 5.** Las presas o los hospedadores son más abundantes o están más disponibles en los policultivos (Smith y Mc Sorley, 2000).



Las poblaciones de depredadores y parasitoides especialistas deben ser más abundantes y efectivas en los policultivos que en los monocultivos porque los refugios para los hospedadores o las presas en los policultivos hacen posible la persistencia de sus poblaciones, lo que estabiliza las interacciones depredador-presa o parasitoidehospedador.

En los monocultivos, depredadores y parasitoides conducen a la extinción a sus presas u hospedadores y un poco más tarde se extinguen ellos mismos (Andow, 1991 a).

Hipótesis de la concentración de recursos

Las poblaciones de insectos pueden ser influenciadas directamente por la concentración o dispersión espacial de sus plantas alimenticias. Puede haber un efecto directo de las especies vegetales asociadas en la capacidad del insecto fitófago para encontrar y utilizar sus plantas hospedadoras. Muchos fitófagos, principalmente los que presentan un estrecho espectro de hospederos, tienen más facilidad para localizar y permanecer en aquellas plantas hospedadoras que crecen en sistemas de alta densidad o casi puros (Root, 1973), que suministran recursos concentrados y condiciones físicas homogéneas.

Las poblaciones de insectos pueden ser influenciadas directamente por la concentración o dispersión espacial de sus plantas alimenticias.

Para cualquier especie plaga, la intensidad total de los estímulos atrayentes determina la concentración del recurso, la cual varía con factores que interactúan, como la densidad y la estructura espacial de la planta hospedadora y los efectos de interferencia causados por las plantas no hospedadoras. En consecuencia, cuanto más baja sea la concentración del recurso (planta hospedadora), más difícil será para el fitófago localizar una planta hospedadora. La concentración relativa de recursos también incrementa la posibilidad de que las especies plaga abandone el hábitat una vez que ha llegado a él; por ejemplo, el fitófago tiende a volar más pronto y más lejos después de haberse posado en una planta no hospedadora, lo que puede resultar en un mayor índice de emigración desde policultivos que desde monocultivos (Andow, 1991a). Dicho “efecto de emigración” debería ser evidente en policultivos en los que el movimiento trivial de la plaga implica: (1) posarse equivocadamente en una planta no hospedadora, (2) retirarse de las plantas no hospedadoras más frecuentemente que de las plantas hospedadoras, y (3) correr el riesgo de abandonar el área del cultivo durante el movimiento.

**Diversidad
de cultivos y
control biológico**



Los sistemas de monocultivo son ambientes difíciles para inducir un control biológico eficiente de las plagas, ya que estos sistemas carecen de recursos adecuados para un funcionamiento efectivo de enemigos naturales y porque en dichos sistemas se utilizan frecuentemente prácticas de cultivo perturbadoras. Los sistemas de cultivo más diversificados generalmente contienen determinados recursos específicos para los enemigos naturales, derivados de la diversidad vegetal, y generalmente no son perjudicados por los pesticidas (especialmente cuando son manejados por propietarios de bajos recursos que no pueden permitirse una tecnología de elevados inputs). Estos sistemas son también más favorables a la manipulación. Así, reemplazando o añadiendo diversidad a los sistemas existentes es posible ejercer cambios en la diversidad del hábitat que favorezcan la abundancia y la eficacia de los enemigos naturales:

Reemplazando o añadiendo diversidad a los sistemas existentes es posible ejercer cambios en la diversidad del hábitat que favorezcan la abundancia y la eficacia de los enemigos naturales.

- Proporcionando hospedadores/presa alternativos en los momentos de escasez del fitófago plaga.
- Proporcionando alimento (polen y néctar) para parasitoides adultos y depredadores.
- Proporcionando refugios para la invernación, nidación y otras fases.
- Manteniendo poblaciones aceptables del fitófago durante períodos extensos para asegurar la supervivencia continua de los insectos beneficiosos (van den Bosh y Telford, 1964; Altieri y Letourneau, 1982; Powell, 1986).

El efecto específico resultante o la estrategia a utilizar dependerá de las especies de fitófagos y enemigos naturales asociados, así como de las propiedades de la vegetación, la condición fisiológica del cultivo o la naturaleza de los efectos directos de las especies particulares de plantas (Altieri and Letourneau, 1982). Además, el éxito de las medidas puede estar influidas por la escala sobre la cual se llevan a cabo (p.ej., parcela, cultivo o región) puesto que el tamaño del campo, la composición de la vegetación dentro del cultivo y la circundante y el nivel de aislamiento (p.ej., distancia a la fuente de colonizadores) afectarán a los índices de inmigración, de emigración y el tiempo eficaz de permanencia de un determinado enemigo natural en el cultivo. Cualquier estrategia que sea utilizada para la mejora de la diversidad deberá estar basada en un profundo conocimiento de los requerimientos ecológicos de los enemigos naturales.

Tal vez una de las mejores estrategias para incrementar la eficacia de los depredadores y parasitoides es la manipulación de sus recursos alimenticios (p.ej., hospedero o presa alternativa y polen o néctar) (Powell 1986). Aquí es importante que no solo la densidad del recurso sea suficientemente alta, para influir sobre las poblaciones de enemigos, sino que también sea adecuada la distribución espacial y dispersión temporal de los recursos. La manipulación apropiada del recurso debe dar como resultado que los enemigos colonicen el hábitat más pronto que la plaga y que encuentren el recurso uniformemente distribuido en el cultivo, incrementando así la probabilidad de que el enemigo natural permanezca en el hábitat y se reproduzca (Andow 1981). Algunas estrategias de policultivo incrementan y otras reducen la heterogeneidad espacial de los recursos alimenticios específicos; así determinadas especies de enemigos naturales pueden ser más o menos abundantes en un policultivo específico. Estos efectos y respuestas sólo pueden ser determinados experimentalmente para una amplia gama de agroecosistemas.

Cualquier estrategia que sea utilizada para la mejora de la diversidad deberá estar basada en un profundo conocimiento de los requerimientos ecológicos de los enemigos naturales.

La tarea es, por tanto, extenuante ya que las técnicas de mejora del hábitat deben ser necesariamente específicas del lugar.

La literatura está repleta de ejemplos de experimentos que documentan que la diversificación de los sistemas de cultivo suelen causar una reducción de las poblaciones de fitófagos. Los estudios sugieren que cuanto más diverso sea el agroecosistema y más tiempo permanezca intacta esta diversidad, se van a desarrollar más interconexiones que favorezcan una mayor estabilidad de las poblaciones de insectos. Sin embargo, la estabilidad de la comunidad de insectos no solamente depende de su diversidad trófica, sino también de su naturaleza densidad-dependiente de los niveles tróficos (Southwood y Way, 1970). En otras palabras, la estabilidad dependerá de la precisión de respuesta que tenga cualquiera de los niveles tróficos particulares a un incremento de la población situada en un nivel inferior.

Cuanto más diverso sea un agroecosistema y más tiempo permanezca intacta esta diversidad, se van a desarrollar más interconexiones que favorezcan una mayor estabilidad de las poblaciones de insectos.

La literatura disponible sugiere que el diseño de estrategias de manejo vegetal debe incluir el conocimiento y la consideración de (1) la ordenación del cultivo en tiempo y espacio, (2) la composición y abundancia de la vegetación no cultivada dentro y alrededor de los campos, (3) el tipo de suelo, (4) el medio circundante, y (5) el tipo e intensidad del manejo.

La respuesta de las poblaciones de insectos a las manipulaciones ambientales depende de su grado de asociación con uno o más de los componentes vegetales del sistema. La extensión del periodo de cultivo, o la planificación temporal o espacial del cultivo, pueden permitir que los agentes naturales de control biológico alcancen niveles de población más altos en huéspedes o presas alternativas y persistan en el medio agrícola durante todo el año.

**Estrategias de
diversificación de
agroecosistemas**



Manipulación de insectos mediante el manejo de malezas

La presencia de malezas dentro o alrededor de los campos de cultivo influye en la dinámica del cultivo y en las comunidades bióticas asociadas. Los estudios llevados a cabo durante los últimos treinta años concuerdan en que la manipulación de malas hierbas específicas, una práctica particular de control de malezas o un sistema de cultivo enmalezado puede afectar la ecología de las plagas de insectos y de los enemigos naturales asociados (van Emden, 1965b; Altieri et al., 1977; Altieri y Withcomb, 1979). Muchas malezas son importantes hospedadoras de plagas de insectos y de patógenos en los agroecosistemas. Van Emden (1965b) cita 442 referencias que mencionan malas hierbas como reservorios de plagas. Cien de las referencias son en cereales en que se describe como el comienzo de muchas plagas puede detectarse en las malezas locales más abundantes de la misma familia que la planta cultivada. Muchas plagas de insectos son lo suficientemente polífagas que las malas hierbas no relacionadas botánicamente con el cultivo pueden también ser reservorios.

A pesar de estos aspectos negativos, muchos estudios enfatizan que varias especies de malezas influyen en la biología y la dinámica poblacional de los insectos benéficos. Las malas hierbas ofrecen muchos recursos importantes a los enemigos naturales, tales como presas u hospederos alternativos, polen o néctar, así como microhábitats que no están disponibles en los monocultivos libres de malas hierbas (van Emden, 1965b). Muchas plagas de insectos no están presentes continuamente en los cultivos anuales y sus depredadores y parasitoides deben sobrevivir en algún lugar durante su ausencia. Las malezas generalmente proporcionan dichos recursos (hospedero alternativo o polen/néctar) ayudando a la supervivencia de poblaciones viables de enemigos naturales. La entomofauna benéfica asociada a las malas hierbas ha sido investigada para muchas especies, entre las que se incluyen la ortiga mayo (*Urtica dioica*), el epazote o té mexicano (*Chenopodium ambrosioides*), el alcanfor (*Heterotheca subaxillaris*) y numerosas especies de ambrosías (Altieri y Whitcomb, 1979a). Tal vez el estudio más exhaustivo de la fauna asociada a varias malas hierbas sea el trabajo de Nentwig y colaboradores en Berna (Suiza), en el que se muestrearon los insectos asociados a 80 especies de malezas sembradas como monocultivos en un total de 360 parcelas (Nentwig, 1998). Según este estudio, las especies de malas hierbas son hábitats de insectos con características muy diferentes; la mayoría de las plantas tienen de 100 a 300 artrópodos/m², siguiendo el método de muestreo D-vac usado por estos investigadores.

Niveles extremadamente altos fueron detectados en amapola (*Papaver rhoeas*), colza (*Brassica napus*), trigo sarraceno (*Fagopyrum esculentum*) y tanaceto (*Tanacetum vulgare*), donde se encontraron más de 500 artrópodos/m². La mayoría de los parasitoides fueron Hymenoptera de las familias Aphidiidae, Braconidae e Ichneumonidae y también Proctotrupidae y Chalcidoidea, alcanzando cerca de cinco a treinta individuos por metro cuadrado de vegetación, especialmente en malas hierbas de Asteraceae y Brassicaceae. Los depredadores dominantes incluyeron Diptera (Empididae), Coleoptera (Coccinellidae, Carabidae, Staphylinidae y Cantharidae) y Neuroptera (Chrysopidae). Se observaron altas densidades (70 depredadores/m²) en borraja (*Borrago officinalis*), ciano (*Centaurea cyanus*) y *Papaver rhoeas*. Los sírfidos afidófagos requieren una sucesión de especies vegetales con floración desde temprana a tardía, entre las que se encuentran plantas fuertemente atractivas como especies de Brassica, Sinapsis y Raphanus. Los sitios preferidos para la oviposición por la crisopa común (*Chrysoperla carnea*) incluyen cerca de dieciséis plantas, tales como *Agrostemma githago*, *Trifolium arvense*, *Echium vulgare*, *Oenothera biennis*, *Centaurea jacea*, entre otras.

La mayoría de los adultos de parasitoides himenópteros requieren alimento en forma de polen y néctar para asegurar una efectiva reproducción y longevidad. Van Emden (1965) demostró que determinados Ichneumonidae, tales como *Mesochorus* spp., se deben alimentar de néctar para la maduración de los huevos, y Leius (1967) señaló que los carbohidratos del néctar de determinadas Umbelliferae son esenciales para la normal fecundidad y longevidad de tres especies de ichneumonídeos. En estudios sobre los parasitoides de la polilla europea del brote del pino *Rhyacionia buoliana*, Syme (1975) demostró que la fecundidad y longevidad de los himenópteros *Exeristes comstockii* y *Hysopus thymus* aumentaron considerablemente con la presencia de diferentes malas hierbas angiospermas. En Hawai, *Euphorbia hirta* ha sido citada como una importante fuente de néctar para *Lixophaga sphenophori*, un parásito del gorgojo de la caña de azúcar (Topham y Beardsley, 1975). En el Valle de San Joaquín, California se observó que los adultos del braconídeo *Apanteles medicaginis*, parásito de la oruga de la alfalfa (*Colias eurytheme*), se alimentaban frecuentemente de varias especies de malas hierbas (*Convolvulus*, *Helianthus* y *Polygonum*), viviendo más tiempo y exhibiendo una mayor fecundidad. Una similar dependencia de las flores se ha señalado para *Orgilus obscurator*, un parásito de la polilla europea del brote del pino, y *Larra americana*, un parásito del grillo topo (*Zandstra* y Motooka, 1978).

Las flores silvestres, como *Brassica kaber*, *Barbarea vulgaris* y *Daucus carota* proporcionaron néctar a las hembras del *Diadegma insulare*, que es un ichneumónido parasitoide de la palomilla dorso de diamante, *Plutella xylostella* (Idris y Grafius, 1995). El aumento de fecundidad y longevidad de las hembras del parasitoide estuvo correlacionado con el diámetro inicial de la corola de la flor y con el sombreado que las plantas proporcionaron al parasitoide. Debido a su largo periodo de floración durante el verano, *Phacelia tanacetifolia* ha sido usada como fuente de polen para favorecer las poblaciones de sírfidos en cultivos de cereales en Gran Bretaña (Wratten y van Emden, 1995).

Un espectacular incremento de parasitismo se ha observado en cultivos anuales y en huertos con flores silvestres. El parasitismo de huevos de *Malacosoma* sp. y de larvas de carpocapsa (*Cydia pomonella*) fue ocho veces mayor en huertos de manzanos con cubierta floral con respecto a los que tenían una cubierta floral poco densa (Leius, 1967). Investigadores soviéticos del Laboratorio Tashkent (Telenga, 1958) citaron la carencia de aporte de alimento al adulto como una causa de la incapacidad de *Aphytis proclia* para controlar a su hospedero, el piojo de San José (*Quadraspidiotus perniciosus*). La efectividad del parasitoide mejoró como resultado de la siembra de una cubierta vegetal de *Phacelia* sp. en los huertos. Tres siembras sucesivas de *Phacelia* aumentaron el nivel de parasitación desde 5% en huertos con suelo desnudo al 75% cuando crecieron estas plantas productoras de néctar. Estos investigadores soviéticos también observaron que en cultivos de crucíferas, *Apanteles glomeratus*, un parásito de dos especies de orugas de la col (*Pieris* spp.), obtenía néctar de las flores de la mostaza silvestre. Los parásitos vivieron más tiempo y pusieron más huevos cuando estas malas hierbas estaban presentes. Cuando en los cultivos de col se sembraron mostazas de floración rápida, el parasitismo del hospedero aumentó de 10 a 60% (Telenga, 1958).



Los bordes de ciertas especies de malezas pueden ser útiles para albergar insectos beneficiosos que se mueven hacia el cultivo a controlar plagas.

Las flores de algunas malezas son también una importante fuente de alimento para varios insectos depredadores (vanEmden 1965b). El polen contribuye a la producción de huevos de muchas moscas de sírfidos y se ha señalado como una importante fuente de alimento para muchos depredadores Coccinellidae. Las crisopas parecen preferir flores compuestas que suministran néctar para satisfacer sus requerimientos de azúcar (Hagen, 1986).

En general, la mayoría de los insectos beneficios presentes en las malezas tienden a dispersarse hacia los cultivos y en muy pocos ejemplos la presa encontrada en las malas hierbas evita o retrasa esta dispersión. En tales casos, puede ser estrategia efectiva permitir el crecimiento de las malas hierbas para asegurar las concentraciones de insectos y luego cortarlas con regularidad para forzar el movimiento. Por ejemplo, el corte de ortigas (*U. dioica*) en mayo o junio obligó a los depredadores (principalmente Coccinellidae) a entrar en los cultivos (Perrin, 1975). De forma similar, el corte de gramíneas silvestres hizo que los Coccinellidae pasaran a los árboles frutales en el sureste de Checoslovaquia (Hodek, 1973). Mediante el corte de brotes de *Ambrosia trifida* infestados por el gorgojo *Lixus scrobicollis*, se obtuvo un incremento del 10% en la parasitación del picudo del algodón por *E. tylodermatis* en dos parcelas experimentales contiguas de algodón (Pierce et al., 1912). Estas prácticas deben ser programadas cuidadosamente y estar basadas en la biología de los insectos beneficios. Por ejemplo, en California la eliminación anual de malas hierbas en los márgenes de los cultivos de alfalfa se debe retrasar hasta la segunda quincena de marzo, cuando las poblaciones de Coccinellidae invernantes se han dispersado ampliamente (van den Bosh y Telford, 1964).

En general, la mayoría de los insectos beneficios presentes en las malezas tienden a dispersarse hacia los cultivos.

Dinamica de poblaciones de insectos en sistemas de cultivos con diversidad de malezas

En los últimos treinta y cinco años, las investigaciones han demostrado que determinados tipos de plagas tienen menos probabilidad de aparecer en sistemas de cultivo con diversidad de malas hierbas que en los sistemas libres de malas hierbas, principalmente debido al incremento de mortalidad impuesto por los enemigos naturales (Pimentel, 1969; Adams y Drew, 1965; Dempster, 1969; Flaherty, 1969; Smith, 1969; Root, 1973; Altieri et al., 1977, Zandstra y Motooka, 1978). Los cultivos con densa cobertura y alta diversidad de malas hierbas tienen, generalmente, más artrópodos depredadores que los cultivos libres de malas hierbas (Pimentel, 1961; Dempster, 1969; Flaherty, 1969; Smith, 1969; Root, 1973; Perrin, 1975; Speight y Lawton, 1976). Existen muchos ejemplos relevantes en sistemas de cultivo en los que la presencia de malas hierbas específicas han favorecido el control biológico de determinadas plagas (Altieri y Letourneau, 1982). La revisión bibliográfica de Baliddawa (1985) mostró que las densidades poblacionales de veinticinco especies de insectos fitofagos se redujeron en cultivos con malas hierbas con respecto a cultivos limpios. La Tabla 8 refleja los principales factores que regulan las poblaciones de las plagas en los cultivos con diversidad de malezas. Estos factores incluyen parásitos y depredadores, camuflaje y enmascaramiento y reducida colonización. Los enemigos naturales solo explican más de la mitad (56%) de los casos de regulación de la población de plagas en sistemas enmalezados. Conforme a las dos hipótesis, las dinámicas poblacionales de los insectos plaga son afectadas por la menor concentración y/o mayor dispersión de los cultivos mezclados con malas hierbas. En otros casos, los depredadores y parásitos encuentran un mayor arsenal de recursos alternativos y microhábitats en los cultivos con malas hierbas, alcanzando mayores niveles de abundancia y diversidad y causando mayor mortalidad en las poblaciones de las plagas (Root, 1973; Letourneau y Altieri, 1983).

Determinados tipos de plagas tienen menos probabilidad de aparecer en sistemas de cultivo con diversidad.

Sobre la base de amplios estudios de las malas hierbas como hábitats para enemigos naturales, Nentwig (1998) preparó mezclas de semillas que consistían en 24 especies de flores silvestres que sembró en franjas de 3 a 8 metros de ancho localizadas cada 50 a 100 m dentro del cultivo. Esas franjas se consideran áreas de compensación ecológica, que sirven como zonas de refugio y/o centro de dispersión de enemigos naturales, compensando, al menos parcialmente, los efectos negativos del monocultivo (Frank y Nentwig, 1995). Estos estudios han demostrado que en cultivos enriquecidos con franjas de malas hierbas se favorece la biodiversidad de insectos beneficiosos y se reduce la incidencia de plagas.

Como sugieren los estudios discutidos en este capítulo, el fomento de malas hierbas específicas en los cultivos puede mejorar la regulación de ciertas plagas de insectos (Altieri y Whitcomb, 1979a). Naturalmente, se necesitan definir cuidadosamente las estrategias de manejo para evitar la competencia de las malas hierbas con los cultivos y la interferencia con determinadas prácticas culturales. Además, se requiere definir los umbrales económicos de las poblaciones de malezas, así como los factores que afectan al equilibrio cultivo-malezas durante el periodo de duración del cultivo .

Es necesario definir cuidadosamente las estrategias de manejo para evitar la competencia de las malas hierbas con los cultivos y la interferencia con determinadas prácticas culturales.

Determinados tipos de plagas tienen menos probabilidad de aparecer en sistemas de cultivo con diversidad.

La modificación del equilibrio cultivo-maleza, para controlar a los fitófagos y que no se reduzca el rendimiento económico del cultivo, debe ser llevada a cabo con sumo cuidado usando herbicidas o prácticas culturales selectivas que favorezcan al cultivo sobre las malas hierbas. Dentro de los cultivos pueden lograrse niveles adecuados de las malas hierbas específicas que mantengan poblaciones de insectos beneficiosos:

- 1.** Diseñando mezclas de cultivos competitivos
- 2.** Permitiendo el crecimiento de malas hierbas en filas alternas o solo en los márgenes del cultivo.
- 3.** Usando cultivos con cubierta vegetal
- 4.** Reduciendo la distancia entre líneas
- 5.** Manteniendo períodos libres de malas hierbas (p.ej., durante el primer tercio del ciclo de crecimiento del cultivo)
- 6.** Mediante acolchado (mulch) orgánico
- 7.** Manejando la fertilidad del suelo
- 8.** Modificando el cultivo.

Además de disminuir la interferencia competitiva de las malas hierbas, son deseables cambios en la composición de las comunidades de malas hierbas que aseguren la presencia de plantas que atraigan a los insectos beneficiosos. La manipulación de las especies de malas hierbas se puede conseguir por diversos medios, tales como modificando los niveles de los constituyentes químicos principales del suelo, usando herbicidas que supriman determinadas malas hierbas y favorezcan a otras, mediante la siembra directa de semillas de malas hierbas y programando las labores (Altieri y Whitcomb, 1979; Altieri y Letourneau, 1982).

**Manejo de
insectos en
sistemas de
policultivos**



Los policultivos son sistemas en que dos o más cultivos se establecen simultáneamente y lo suficientemente juntos para que se produzca competencia interespecífica y/o complementariedad. Estas interacciones pueden tener efectos inhibidores o estimulantes en la producción (Hart, 1974). En el diseño y manejo de estos sistemas, una de las estrategias es reducir al mínimo la competencia y obtener la máxima complementariedad de las especies en la mezcla (Francis et al., 1976). Entre las ventajas potenciales que pueden surgir del diseño inteligente de los policultivos se encuentran: la disminución de la población de las plagas de insectos, la supresión de malezas por el sombreado de doseles complejos o por alelopatías (Gliessman y Amador, 1980), el uso más eficiente de los nutrientes del suelo (Igzoburkie, 1971) y la mejora de la productividad por unidad de superficie (Harwood, 1974).

Los sistemas de cultivo múltiple constituyen sistemas agrícolas diversificados en el tiempo y el espacio. El manejo del policultivo consiste básicamente en el diseño de combinaciones espaciales y temporales de cultivos en un área. Los diseños esperados pueden tomar la forma de sistemas como: cultivos en franjas, cultivos intercalados, cultivos en líneas mixtas y cultivos con cubierta vegetal (Andrews y Kassam, 1976). Como se mencionó anteriormente, numerosos estudios sugieren que esta diversificación vegetal suele dar como resultado una reducción importante de los problemas de plagas de insectos (Altieri y Letourneau 1982). Existe una amplia bibliografía en donde se citan mezclas específicas de cultivos que afectan a determinadas plagas de insectos (Litsinger y Moody, 1976; Perrin, 1977; Perrin y Phillips, 1978; Andow, 1983a), y otros artículos exploran los mecanismos ecológicos que intervienen en la regulación de las plagas (Root, 1973; Bach, 1980a,b; Risch, 1981).

En la literatura se pueden encontrar varios ejemplos de mezclas de cultivo específicas que reducen la incidencia de plagas en Litsinger y Moody (1976), Altieri y Letourneau (1982), Andow (1983b) y Altieri y Liebman (1988). Un total de 35 especies de insectos fueron investigadas en 50 estudios. La mayoría de los insectos pertenecían al orden Lepidoptera, Coleoptera y Homoptera, con respectivamente el 42%, 32% y 18% de las plagas. La combinación de diferentes factores: reducción en la concentración del recurso, cultivos trampa, varios mecanismos diversificadores, densidad de siembra o marco de plantación y obstrucción física, solo constituyó el 22,5% de las causas que explicaron la reducción de las plagas. Los depredadores y parasitoides representaron solo el 15% y 10%, respectivamente, mientras que el enmascaramiento y/o camuflaje y el efecto repelente constituyeron el 12,5% cada uno. La acción de los enemigos naturales en su conjunto fue responsable de más del 30% del control de las plagas estudiadas y el resto de los casos fueron controlados por otros factores.

Analizando una serie de casos, Helenius (1991) encontró que los insectos monófagos son más susceptibles a la diversidad del cultivo que los insectos polífagos y advirtió el mayor riesgo de problemas de plagas cuando la fauna fitófaga dominante en un agroecosistema sea polífaga. La reducción en el número de plagas de insectos monófagos fue casi el doble (53,5% de los casos mostraron números inferiores en los policultivos) que en el caso de insectos polífagos (33,3%). Coll (1998) comparó, en 42 sistemas diferentes citados en la literatura, la densidad de parasitoides y los niveles de parasitismo entre monocultivos y cultivos intercalados. En dos tercios de las comparaciones, los parasitoides fueron más abundantes o atacaron más hospedadores en hábitats de cultivos intercalados que en los monocultivos. Sin embargo, aproximadamente en un tercio de las comparaciones, no se encontraron diferencias consistentes en la densidad de parasitoides o en los niveles de parasitismo entre hábitats. Un menor aumento de los parasitoides se encontró cuando los datos fueron analizados por especie de parasitoide o grupos de especies. Solo el 54% de treinta y una especies estudiadas tuvieron un mayor nivel de parasitismo o densidad poblacional en los cultivos intercalados en comparación con los monocultivos (el 39% mostraron niveles de actividad similar o variable en hábitats simples y diversificados). Estos datos sugieren que la respuesta de algunas especies a los cultivos intercalados difiere con la combinación de cultivos, localización geográfica y método experimental.

Bastante infrecuentes son los experimentos que no encuentran diferencias o que señalan mayor incidencia de plagas en los cultivos múltiples. Una particular mezcla de cultivos puede servir para controlar una plaga en un área (p.ej., *Heliiothis virescens* en maíz [*Zea mays*] y algodón [*Gossypium* sp.] en cultivos en franjas de Perú), mientras que puede incrementar las poblaciones de la misma plaga en otras áreas (p.ej., *H. virescens* en Tanzania) (Smith y Reynolds, 1972). En Nigeria, las poblaciones del trips de las flores (*Megalurothrips sjostedti*) se redujeron el 42% en policultivos de frijol caupí (*Vigna unguiculata*) y maíz. Sin embargo, el sistema de cultivo no afectó a las infestaciones de *Maruca testulatis*, chinches de las vainas y escarabajos Meloidos (Matterson et al., 1984). Las primeras infestaciones de *Maruca* no fueron diferentes entre monocultivos y policultivos de maíz y judía caupí, pero dos semanas después las infestaciones fueron significativamente mayores en los monocultivos. Efectos similares han sido observados con *Laspeyresia* y trips (Matteson et al., 1984).

Dadas sus ventajas los policultivos han sido ampliamente recomendados como una estrategia de manejo para reducir el daño por insectos. La menor incidencia de plagas de insectos en los multicultivos puede ser debido a: incremento de las poblaciones de parasitoides

y depredadores, alta disponibilidad de alimento alternativo para los enemigos naturales, disminución de la colonización y reproducción de las plagas, repelencia por factores químicos, enmascaramiento y/o inhibición de alimentación por las plantas no hospedadoras, prevención del movimiento y/o emigración de las plagas y óptima sincronización entre plagas y enemigos naturales (Matteson et al., 1984). Perrin y Phillips (1978) describieron los estados del desarrollo y de la dinámica poblacional de las plagas que pueden ser afectados por la mezcla de cultivos. En la fase de colonización del cultivo, la interrupción de las reacciones olfativas y visuales, barreras físicas y desviación hacia otros hospedadores son importantes mecanismos que regulan las poblaciones de fitófagos. Una vez que las plagas se han establecido en el cultivo, sus poblaciones deben ser reguladas por limitación de la dispersión interrupción de la alimentación, inhibición de la reproducción y mortalidad causada por agentes bióticos.

Muchos estudios sobre policultivos han superado la fase de investigación y han encontrado aplicación para el control de plagas específicas, tales como los perforadores del tallo en África. Científicos del ICIPE desarrollaron un sistema de manejo de hábitat que usa dos tipos de cultivos sembrados con el maíz: una planta que repele a estos perforadores (empuja) y otra que los atrae (tira) a sus enemigos naturales (Khan et al., 2000). El sistema "empuje-tira" ha sido probado en más de 450 fincas en dos distritos de Kenia y es recomendado actualmente por los servicios de extensión nacionales de África Oriental. Los agricultores participantes en el proyecto de la región de Tran Nzonja han obtenido un aumento del 15% al 20% en la producción del maíz. En el semiárido distrito de Suba, atacado tanto por los perforadores del tallo como por la planta parásita *Striga hermonthica*, se obtuvo un aumento considerable en la producción de leche en los últimos años, ya que ahora los granjeros pueden alimentar a sus vacas con la mayor cantidad de forraje producido. Cuando los agricultores sembraron conjuntamente maíz, hierba de elefante (*Pennisetum purpureum*) y la leguminosa *Desmodium*, obtuvieron US \$2,30 por cada dólar invertido, comparado con \$1,40 en la siembra de maíz en monocultivo. Dos de los cultivos trampas más útiles que atraen a los enemigos naturales de los perforadores son la hierba elefante (*Pennisetum purpureum*) y pasto de Sudán (*Sorghum bicolor* sudanés), dos importantes plantas forrajeras que se siembran alrededor del maíz. Entre las líneas del maíz se siembran dos cultivos repelentes del perforador: pasto gordura (*Melinis minutiflora*), que también repele garrapatas, y *Desmodium*. Esta leguminosa puede suprimir la planta parásita *Striga* en un factor de cuarenta comparado con el monocultivo del maíz; su capacidad fijadora de Nitrógeno aumenta la fertilidad del suelo y es un excelente forraje; además, la venta de las semillas de *Desmodium* está ofreciendo una nueva oportunidad de generación de ingresos para la mujer en las áreas del proyecto.

**Ecología de
insectos en
huertos frutales
con cubierta
vegetal**



En muchas áreas frutícolas del mundo se recomienda el mantenimiento de cubierta vegetal en huertos porque el laboreo agrava la erosión, reduce la penetración del agua y modifica desfavorablemente el microclima estival (Finch y Sharp, 1976). Se han recomendado la siembra anual, durante el otoño o principios de primavera, de diversas leguminosas, como veza, habas, trébol y *Medicago spp.*, y gramíneas como bromo (*Bromus erectus*), centeno y cebada, o a veces los agricultores utilizan cubiertas vegetales que se autoperpetúan una vez sembradas. Las cubiertas vegetales son anualmente labradas y/o segadas. Las cubiertas vegetales pueden aportar o retener el nitrógeno del suelo (N), facilitar la disponibilidad de sus nutrientes, producir materia orgánica, reducir la compactación del suelo, mejorar la infiltración de agua y, en algunos casos, aumentar la retención de humedad. De hecho, las cubiertas vegetales pueden influir simultáneamente en varios procesos agroecológicos. (Figura 2)

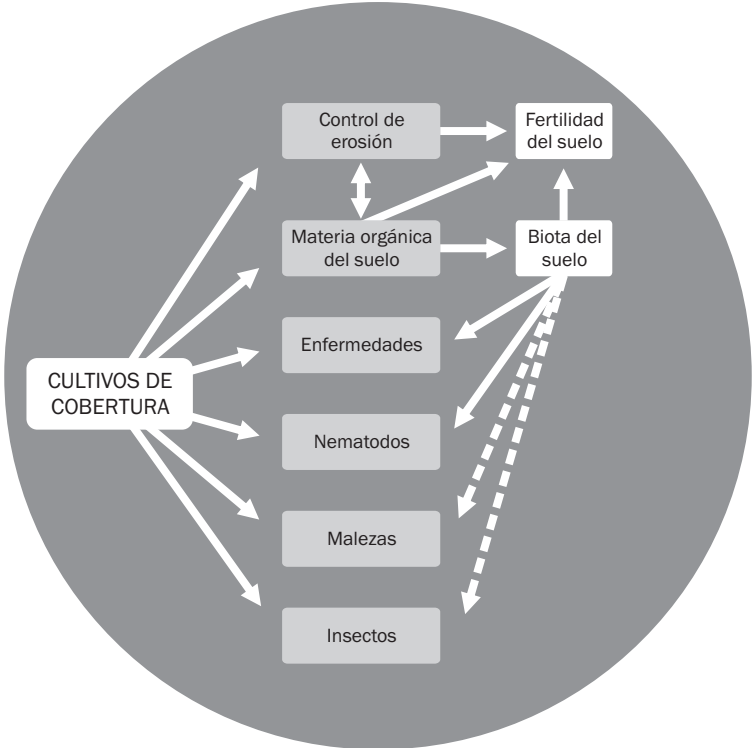


Figura 2. Efectos múltiples e interactivos de los cultivos de cobertura en sistemas agrícolas

Un gran número de estudios entomológicos realizados en huertos con coberturas indican que los huertos con riqueza floral en el suelo muestran una incidencia de plagas de insectos significativamente menor que en huertos limpio de vegetación, principalmente debido a la mayor abundancia y eficiencia de depredadores y parasitoides (Smith et al., 1996). A principios del siglo veinte, Peterson (1926) observó que los huertos no labrados fueron menos severamente atacados por la carpocapsa (*Cydia pomonella*) que los huertos continuamente labrados. Peppers y Driggers (1934) y Allen y Smith (1958) demostraron que el porcentaje del parasitismo de las larvas de la polilla de la fruta fue siempre mayor en huertos con malas hierbas que en huertos limpios.

En huertos de melocotoneros de New Jersey, el control de la polilla oriental de la fruta (*Grapholita molesta*) aumentó en presencia de *Ambrosia sp.*, *Polygonum sp.*, *Chenopodium album* y *Solidago sp.* Estas malas hierbas proporcionaron hospederos alternativos al parásito *Macrocentrus ancylivorus* (Bobb, 1939). Así mismo, Leius (1967) encontró que la presencia de flores silvestres en manzanos incrementó ocho veces el parasitismo de pupas de *Malacosoma sp.* con respecto a huertos sin vegetación; el parasitismo de huevos de *Cydia pomonella* aumentó en cuatro veces y el parasitismo de larvas en cinco veces.

Investigadores de la antigua Unión Soviética llevaron a cabo numerosos estudios sobre el papel que desempeña el néctar de las plantas en el incremento de la efectividad de los agentes de control biológico en huertos. Telenga (1958) encontró que el parasitoide *Scolie dejeani* fue atraído hacia las larvas hospederas cuando se sembraron las plantas melíferas *Phacelia* y *Enryngium*. Estas mismas plantas aumentaron la abundancia de adultos del himenóptero *Aphelinus mali* para el control de los pulgones del manzano y mejoraron la actividad de parásito de huevos *Trichogramma spp.* en huertos de manzanos. Investigadores soviéticos del Laboratorio Tashkent señalaron la falta de aporte alimenticio para el adulto la causa de la incapacidad de *Aphytis proclia* para controlar su hospedero, el piojo de San José (*Quadraspidiotus perniciosus*). La efectividad del parasitoide mejoró como resultado de la siembra de una cubierta vegetal de *Phacelia tanacetifolia* en los huertos. Tres siembras sucesivas de cubierta vegetal de *Phacelia* aumentó desde una parasitación del 5% de las cochinillas en parcelas limpias de hierbas, hasta el 75% en las parcelas con *Phacelia* (Churnakova, 1960).

En las islas Salomón, O'Connor (1950) recomendó el uso de cubierta vegetal en cocoteros para favorecer el control biológico de las plagas de coreidos por la hormiga *Oecophylla smaragdina subnitida*. En Ghana, los cocoteros proporcionan ligera sombra al

cacao y toleran, sin aparente pérdidas de cultivo, altas poblaciones *Oecophylla longinoda*, manteniendo al cultivo de cacao libre de mիրidos (Lestón, 1973).

Wood (1971) encontró que en Malasia, plantaciones de palma africana de aceite (*Elaeis guineensis*) con abundante cobertura vegetal, redujo los daños causados a los árboles por el escarabajo rinoceronte (*Oryctes rhinoceros*), independientemente del tipo de cubierta. La causa no se conoce, pero parece que la cubierta vegetal impide el vuelo a los adultos o restringe su movimiento en el suelo. El control económico de esta plaga fue posible simplemente fomentando el crecimiento de malas hierbas entre los árboles.

Otro ejemplo del uso práctico de cubierta vegetal bajo los árboles para el control de plagas ha sido aportado por Sluss (1967). En California, el coccinélido *Hippodamia convergens* es el depredador más importante del pulgón del nogal (*Chromaphis juglandicola*) al principio de la temporada. Los adultos de este depredador se desplazan desde sus zonas de invernación en las montañas a los huertos de nogales en febrero y principios de marzo, cuando todavía no hay hojas en los árboles y por consiguiente tampoco pulgones. Sin embargo, algunos pulgones presentes en la cubierta vegetal bajo los árboles sirven como fuente de alimento temporal para los depredadores, que de lo contrario seguirían volando o morirían de inanición. La cubierta vegetal bajo los árboles debe ser eliminada, por siega o gradeo, a fines de abril o principios de mayo para que los coccinélidos pasen a los nogales. Si la siega es demasiado pronto, los coccinélidos emigrarán a los nogales antes de que los pulgones hayan aparecido en los árboles; si la siega es demasiado tardía, la mayoría atacarán a las poblaciones de pulgones sin poner huevos, resultando más tarde en una menor población del depredador. De esta manera, el momento de efectuar la siega de la cubierta vegetal es crítico para mantener una amplia población de los coccinélidos para conseguir el suficiente control de los áfidos.

En Michigan, se permite el crecimiento de cubierta vegetal en manzanos, puesto que la lluvia es suficiente para que los árboles no sufran déficit hídrico por la competencia de las hierbas. Los ácaros fitófagos presentes en la cubierta constituyen una fuente de alimento al inicio de la temporada para el ácaro depredador *Amblyseius fallacis*, que más tarde se traslada a los árboles y controla la araña amarilla y la araña roja *Panonychus ulmi* y *Tetranychus urticae* (Croft, 1975).

Bugg y Waddington (1994) proporcionaron una lista de plantas consideradas "vegetación residente", que se convierten en plantas ventajosas en huertos Californianos cuando son manejadas como cubierta vegetal al albergar artrópodos benéficos. Entre las

principales especies incluidas están: polígono (*Polygonum arenastrum*), pamplina (*Stellaria media*), visnaga (*Ammi visnaga*), hinojo dulce (*Foeniculum vulgare*) y cerraja (*Sonchus oleraceus*).

En China, Liang y Huang (1994) señalan que *Ageratum conyzoides* y otras plantas (*Erigeron annuus*, *Aster tataricus*, etc.) que fomentan los enemigos naturales (*Amblyseius spp.*) de la araña roja de los frutales (*Panonychus citri*), han sido sembradas o conservadas como cubierta vegetal en 135.000 ha de cítricos con excelentes resultados. También en China, Yan et al. (1997) desarrollaron un sistema de cubierta vegetal en manzanos utilizando *Lagopsis supina* (Labiatae) en lugar de la cubierta tradicional de col china (*Brassica campestris*) y/o alfalfa. *L. supina* tuvo un efecto sustancialmente mayor en el aumento de las poblaciones de enemigos naturales que las otras dos plantas.

El trabajo de McClure (1982) sobre cubierta vegetal, aunque no iba dirigido hacia el fomento de los enemigos naturales, es una muestra útil del manejo de las plagas de cicadélidos en melocotoneros. Los experimentos de McClure demostraron que la cobertura del suelo influyó significativamente en el número de *Scaphytopius acustus* (vector de la enfermedad X) que colonizan los melocotoneros. La gran mayoría de los adultos de esta especie aparecieron en los árboles bajo los cuales crecían trébol rojo y malas hierbas rosáceas. Relativamente pocos adultos habitaron los árboles en las parcelas con dactilo (*Dactylis glomerata*), un hospedador no apropiado. Este dato indica que la invasión de los cicadélidos en los huertos puede ser desfavorecido manteniendo el suelo libre de plantas hospedadoras silvestres.

Las leguminosas de invierno, tales como la veza velluda (*Vicia villosa*) y el trébol encarnado (*Trifolium incarnatum*) se están utilizando actualmente en nogal americano o pecan para aumentar el control biológico de los áfidos del nogal a principios de temporada. Esta práctica es una alternativa al sistema más extendido de control de la cobertura vegetal en nogal, que consiste en el tratamiento con herbicidas de franjas de árboles dejando calles intermedias de gramíneas segadas, con objeto de facilitar la recogida mecánica mediante vibradoras y barredoras. Entre las varias especies evaluadas Bugg y Dutcher (1988) concluyeron que *Sesbania exaltata* fue la mejor fuente del pulgón de las leguminosas (*Aphis craccivora*) y el mejor reservorio de diversas sírfidos (Diptera) y coccinélidos (Coleoptera). Los pulgones de la leguminosa Indigofera hirsuta atrajeron a varios depredadores afidófagos en noviembre, después de que las hojas de los nogales habían caído. Más tarde estos autores observaron que durante el verano, las flores del trigo seraceño (*Fagopyrum esculentum*)

fueron visitadas por muchos himenópteros entomófagos. La cubierta vegetal de *Sesbania* albergó altas densidades de mosca blanca (*Trialeurodes abutiloneus*) y pulgones, que fueron colonizados por coccinélidos (*Olla vnigrum* e *Hippodamia convergens*).

En otro estudio, Bugg y Waddington (1994) encontraron que en huertos de nogales maduros bajo sistema de manejo mínimo o comercial, la cubierta vegetal de arveja velluda y centeno albergaron mayores densidades de mariquitas afidófagas que en la vegetación residente sin segar o que malas hierbas y pastos segados. Las densidades medias de coccinélidos afidófagos presentes en la cubierta vegetal fue cerca de 6 veces mayor que en la vegetación residente sin segar y aproximadamente 8 veces mayor que en malas hierbas y pastos segados.

En California, algunos investigadores han probado la siembra de cobertura vegetal como una táctica de manejo del hábitat en viñedos con objeto de aumentar los enemigos naturales, incluyendo las arañas (Costello y Daane, 1998). Se han observado reducciones en poblaciones de ácaros (Flaherty, 1969) y de cicadélidos de la vid (Daane et al., 1998), pero tal supresión biológica no ha sido suficiente desde un punto de vista económico (Daane y Costello, 1998). Tal vez el problema recaiga en el hecho de que la mayoría de estos estudios fueron realizados en viñedos con cubierta vegetal de invierno y/o con vegetación espontánea local que se secó al principio de la temporada o que fue cortada o arada en la fase inicial de crecimiento del cultivo. Por tanto, a principios del verano, estos viñedos son monocultivos virtuales sin diversidad floral. Por esta razón Nicholls et al. (2000) probaron la idea de mantener una cubierta vegetal durante toda la temporada de crecimiento para proporcionar hábitat y alimento alternativo a los enemigos naturales. Estos autores sembraron cultivos de cobertura de verano (trigo serraceño y girasol) que florecen al inicio y durante la temporada, proporcionando así una muy constante, abundante y bien dispersa fuente de alimento alternativo, así como microhábitats para una amplia comunidad de enemigos naturales.

Estos investigadores concluyeron que el mantenimiento de diversidad floral durante la temporada de crecimiento vegetativo de la vid, en forma de cubierta vegetal de verano, tuvo un considerable impacto en la abundancia del cicadélido *Erythroneura elegantula* (Homoptera), el trips occidental de la flor *Franklinella occidentalis* (Thysanoptera) y los enemigos naturales asociados.

Durante dos años consecutivos, los sistemas de viñedos con cubierta vegetal de angiospermas se caracterizaron por presentar densidades más bajas de adultos y ninfas del cicadélido y del trips, así como mayores poblaciones y más especies de depredadores en general, incluyendo arañas. Aunque *Anagrus epos* (Hymenoptera: Mymaridae), el parasitoide más importante del cicadélido, alcanzó altos niveles de población y ocasionó una sensible mortalidad de huevos del cicadélido, no se observaron diferencias en los porcentajes de parasitismo entre sistemas de monocultivo y sistemas con cubierta vegetal. La siega de la cubierta vegetal forzó el movimiento de *Anagrus* y depredadores a las plantas de vid adyacentes dando como resultado la disminución de la densidad de los cicadélidos.

Según estos estudios, la cubierta vegetal alberga un gran número de *Orius*, coccinélidos, tomísidos (arañas) y algunas otras especies depredadoras. (Foto 1)



Foto 1. Coberturas de flores de *Alyssum* bajo los viñedos y con trigo sarraceno entre hileras en viñedos orgánicos del norte de California.

La comparación de la abundancia de depredadores entre ambos bloques mostró que la presencia de tales depredadores en alforjón y girasol produjo un aumento en la densidad de los depredadores en los viñedos con cubierta vegetal. Estas mayores densidades estuvieron correlacionadas con menores números de cicadélidos y dicha relación fue mucho más clara en el caso de la interacción *Orius*-trips. El experimento de segado de la cubierta vegetal sugiere un vínculo ecológico directo; puesto que el corte forzó el movimiento de *Anagrus* y de depredadores, en ambos años se obtuvieron menores niveles poblacionales de cicadélidos en las plantas de vid adyacentes a la cubierta vegetal.

Este estudio coincide con Boller (1992), quien señaló que cuando hay en los viñedos vegetación herbacea de verano, se desarrolla un hábitat extremadamente complejo con múltiples estratos. El grupo de Boller recopiló doce años de investigaciones realizadas en viñedos del norte de Suiza. En un muestreo de veintidós viñedos que variaron en riqueza de flores, estos autores encontraron un considerable aumento de "fitófagos neutrales" y de especies entomófagas beneficiosas conforme aumentaba el número de especies vegetales. Sus resultados confirmaron que la proporción de las plantas dicotiledóneas perennes fue responsable del aumento en los niveles de artrópodos beneficiosos. En los viñedos que presentaban flora con gran número de especies vegetales, las poblaciones de la mayoría de los fitófagos (polillas de la uva, arañas rojas, eriófidos, trips y larvas de noctuidos) tendieron a fluctuar mucho menos y con niveles de densidad significativamente más bajos que las poblaciones fitófagas en viñedos botánicamente pobres. En particular ellos mencionaron que los viñedos ricos en flores presentaron mayores niveles de parasitación de huevos de la polilla de la uva por *Trichogramma cacoeciae* y más altas poblaciones del ácaro depredador *Typhlodromus pyri*.

**La influencia
de los hábitats
adyacentes a los
cultivos sobre
las poblaciones
de insectos plaga**



Varios estudios sugieren que las estructuras vegetales asociada a campos particulares de cultivo influyen en la clase, abundancia y tiempo de llegada de fitófagos y de sus enemigos naturales (Price, 1976). La diversidad del mosaico vegetal de la finca, definido por la variedad de plantas cultivadas y silvestres y su estructura espacial (p.ej., el tamaño de los cultivos y la heterogeneidad de su distribución espacial) es un factor clave en la abundancia, diversidad y dispersión de las especies de insectos en el agroecosistema (Baudry, 1984).

Varias especies de hierbas presentes en áreas próximas a los cultivos pueden servir como hospedadoras alternativas para las plagas (Van Emden, 1965b). La mayoría de estos fitófagos se suelen alimentar de plantas silvestres botánicamente relacionadas con las plantas cultivadas. Más de 200 especies de plagas utilizan pastos silvestres que son particularmente abundantes en áreas cultivables. El movimiento de los insectos entre tierra no cultivada y los cultivos puede estar relacionado con la dispersión natural de la plaga, la falta de alimento adecuado en uno de los hábitats, modificación de la planta hospedadora o graves alteraciones, tales como la aplicación de herbicidas.

Con base en prospecciones en los bordes de cultivos, Dambach (1948) concluyó que cuanto más relacionada, botánicamente, esté con las plantas cultivadas la vegetación más cercana, mayor será el peligro de que sirva como fuente potencial de infestación por insectos perjudiciales. Así, el menor riesgo de plagas se dará con el uso de vegetación leñosa en las áreas donde los cultivos predominantes sean plantas de grano, hortalizas y forrajeras.

En regiones templadas, una alternativa cada vez más común a los setos alrededor de los márgenes de los huertos es el rompevientos de una sola especie. Son utilizados álamos (*Populus spp.*), sauce (*Salix spp.*) y algunas coníferas, pero la especie más extendida es el aliso (*Alnus spp.*). Ninguno de estos árboles rompevientos proporcionan una importante fuente de insectos o ácaros fitófagos que se alimenten en los manzanos, por lo que ellos no plantean peligro para el control de las plagas (Solomon, 1981).

A pesar de la información anterior, hay una clara evidencia que las plantas de fuera o de alrededor del campo cultivado aportan importantes recursos para incrementar la abundancia y el impacto de los enemigos naturales. Los hábitats asociados a los campos agrícolas pueden proporcionar recursos que no están a disposición de los artrópodos beneficios en el hábitat de cultivo, tales como hospederos o presas alternativos, alimento y agua, refugio, microclimas favorables, lugares de hibernación o de apareamiento y protección frente a los insecticidas (Dennis y Fry, 1992).

Generalmente, los setos contienen una comunidad de insectos más rica que los campos de cultivo adyacentes (Lewis, 1965) y la presencia de ciertos setos puede favorecer las poblaciones de los insectos a una distancia de aproximadamente de tres a diez veces su altura a sotavento y de su misma altura a dos veces a barlovento.

Diversas investigaciones han demostrado que la vegetación en áreas contiguas al cultivo puede proporcionar el alimento alternativo y el hábitat esencial para perpetuar determinados enemigos naturales de las plagas. Varios estudios indican que la abundancia y diversidad de los insectos entomófagos dentro de un cultivo están estrechamente relacionadas con la naturaleza de la vegetación circundante. En el norte de Florida, la densidad y diversidad de depredadores fueron mayores en parcelas de maíz rodeadas de pinares quemados anualmente y de un complejo de malas hierbas, con respecto a parcelas rodeadas de cultivos de sorgo y soja (Altieri y Whitcomb, 1980). La vegetación vecina puede también determinar los niveles de colonización y los gradientes poblacionales de enemigos naturales dentro de un determinado cultivo (Altieri y Todd, 1981). Un estudio de la dispersión de carábidos y estafilínidos adultos desde los bordes del campo hacia el cultivo de cereal (Combes y Sotherton, 1986) demostró que los coleópteros pueden ser recuperados hasta 200 m dentro del cultivo y que se pueden distinguir dos patrones de dispersión. Uno de ellos, típico de los carábidos *A. dorsale* y *Tachyporus hypnorum*, se caracterizó por la reducción del número de adultos, con máximos cada vez más tardíos, a lo largo de un transecto desde el borde hasta el centro del cultivo.

Así mismo, en el sur de Georgia, los depredadores fueron más abundantes en los bordes de los campos de soja adyacentes a los cultivos de arveja y zonas de malezas, que en los bordes de soja contigua a campos libres de vegetación (Altieri y Todd, 1981). En Georgia, disminuyó bruscamente el número de depredadores en las líneas de soja más alejadas de una acequia con vegetación espontánea y de un bosque adyacente al campo de cultivo. Van Emden (1965a) observó que los sírfidos, depredadores del pulgón verde de las crucíferas, *Brevicorine brassicae*, se distribuyeron en los bordes de cultivo cerca de las malas hierbas angiospermas; la depredación mantuvo las densidades de la plaga en los bordes del cultivo por debajo del nivel encontrado en el centro del área cultivada.

En Hawai, la presencia de plantas fuente de néctar en los márgenes de cultivos de caña de azúcar posibilitó el aumento de los niveles poblacionales de *Lixophaga sphenophori*, parásito del gorgojo de la caña, e incrementó así su eficacia (Topham y Beardsley, 1975). Los autores sugieren que la distancia efectiva del parásito en los campos de caña es de 45 a 60

pies desde las fuentes de néctar presentes en los márgenes del cultivo. El continuo uso de herbicidas para eliminar plantas del margen del cultivo, que actúan como fuente de néctar, tuvo un efecto adverso sobre las poblaciones de *Lixophaga* y, por consiguiente, condujo a una disminución de la eficiencia del parásito como agente de control biológico del gorgojo.

Maier (1981) observó mayores niveles de parasitación de las larvas de la mosca de la manzana (*Rhagoletis pomonella*) por bracónidos en huertos de manzanos del norte de Connecticut, en cuya proximidad crecían generalmente mora azul (*Vaccinium spp.*), cornejo (*Cornus spp.*) y aliso negro (*Ilex cillata*). Estas plantas albergan poblaciones de muchos tefrítidos carpófagos que sirven como hospederos alternativos a los bracónidos.

En huertos de manzanos de Noruega, el nivel de población de la plaga principal *Argyresthia conjugella* depende de la cantidad de alimento disponible, por ejemplo, el número de bayas del arbusto silvestre *Sorbus aucuparia* producidas cada año. Puesto que se desarrolla solo una larva por fruto, el número de *Argyresthia* nunca puede ser más alto que el número total de bayas. Así, en años cuando en una determinada área *Sorbus* no produce frutos, la larva de *Argyresthia* no se desarrolla y consecuentemente no habrá parásitos (el bracónido *Microgaster politus*) en la zona. Los entomólogos han recomendado la siembra de *Sorbus* para que cada año se obtenga una producción abundante y regular. *Argyresthia* encontrará siempre suficiente alimento para mantener sus poblaciones a niveles razonablemente altos. Bajo tales condiciones, *Microgaster* y otros enemigos naturales también se desarrollarán y se reproducirán lo suficiente para mantener a su hospedero por debajo del nivel para el cual *Argyresthia* se ve forzada a emigrar. De esta manera se evita la infestación de las manzanas (Edland, 1995).

En un estudio de dos años, Landis y Haas (1992) encontraron mayor parasitismo de las larvas de *Ostrinia nubilalis* por el parasitoide *Eriborus terebrans* (Hymenoptera: Ichneumonidae) en los bordes de cultivos de maíz que en el interior de los mismos; en el segundo año, el parasitismo de *E. terebrans* en los bordes de las plantaciones de maíz adyacentes a áreas boscosas fue significativamente más alto que en las áreas no cercanas a áreas no boscosas o que en el interior de los cultivos. En Alemania el parasitismo del escarabajo de la colza fue de alrededor del 50% cerca del borde de todos los cultivos. Hacia el centro del cultivo disminuyó significativamente al 20% (Thies y Tschardtke, 1999). En sus estudios en Illinois, Mayse y Price (1978) encontraron que en campos de soja el número medio de insectos por superficie de hábitat, tanto de especies fitófagas como de especies de depredadores y de parasitoides, fue mayor en la orilla que en el centro del cultivo.

La presencia de vegetación relativamente compleja en los bordes del cultivo fue un importante factor en tales tendencias.

Los carábidos de Europa Central han sido estudiados por muchos investigadores, los cuales han concluido que importantes especies que viven en el suelo, depredadores de plagas de cultivos, utilizan los setos como refugio durante el desarrollo del cultivo y durante el invierno. Pollard (1968) argumenta que en muchas regiones escasamente forestadas la mayoría de la fauna de carábidos presentes en el cultivo dependen en gran medida de los setos para su continua existencia en las áreas agrícolas. *Agonum dorsale* es un carábido que presenta migración estacional entre el cultivo y la vegetación del borde. Sotherton (1984) observó que diferentes depredadores Carabidae y Staphylinidae preferían distintos tipos de bordes del cultivo, pero los setos o los abrigos fueron más atractivos a la mayoría de los depredadores polípagos que las manchas o franjas de hierba. Wallin (1985), investigando la distribución espacial y temporal del Carabidae en cultivos de cereal y en hábitats adyacentes, sugirió que determinadas especies de carábidos parecían preferir los bordes del cultivo en diferentes etapas de su vida. Los bordes del cultivo sirven de importantes hábitats para el refugio en determinado momento de la temporada y funcionan de forma importante como lugares de hibernación para varias especies de carábidos. Más recientemente, Varchola y Dunn (1999) han demostrado de forma convincente que tanto la vegetación simple como compleja de ambos lados del camino que rodea los cultivos de maíz fueron importantes para las comunidades de carábidos, especialmente antes del cierre del dosel de maizal. Al parecer, tales hábitats proporcionaron a los carábidos funciones y recursos necesarios, especialmente lugares de hibernación y reproducción, que no están disponibles en cultivos relativamente desnudos. En la Rhineland (Alemania), Thiele (1977) observó que después de la recolección, el 5 de agosto, las capturas de *A. dorsale* en los bordes del cultivo aumentaron rápidamente durante agosto desde el valor mínimo inicial de Julio. Chiverton y Sotherton (1991) estudiaron los efectos de la exclusión del uso herbicidas en los bordes de cultivos de cereal; llegaron a demostrar que estos bordes tienen gran abundancia de artrópodos que no son plagas y que proporcionan abundantes presas los depredadores. Todos estos estudios previos sobre preferencia de hábitat de los carábidos y de abundancia relativa permitieron la investigación dirigida a conservar y aumentar las poblaciones de carábidos dentro y alrededor de los campos de cultivos anuales. Lo mismo se puede aplicar a otros artrópodos y LeSar y Unzicker (1978) han propuesto el establecimiento de franjas de gramíneas o leguminosas a lo largo de los márgenes del cultivo para favorecer la colonización de los campos de soja por arañas.

Klinger (1987) estableció franjas de *Sinapsis arvensis* y *Phacelia tanacetifolia* en los márgenes de cultivos de trigo y comprobó que, tanto en ellas como en el interior del cultivo, se alcanzaban densidades más altas de depredadores polípagos en comparación con parcelas de trigo sin franjas en los bordes. Así mismo, las densidades poblacionales de sírfidos adultos fueron más altas en las franjas que en el cultivo, probablemente porque las moscas buscaban alimento en *S. arvensis* y *P. tanacetifolia*. El impacto de diferentes grupos de depredadores sobre las poblaciones de áfidos no fue cuantificado en este trabajo, aunque se encontraron menores densidades en el cultivo con franja vegetal en sus márgenes. Sengonca y Frings (1988) encontraron que los adultos fueron más abundantes en parcelas de remolacha azucarera con franjas *P. tanacetifolia* en sus márgenes, con respecto a los monocultivos de remolacha. El efecto de franjas de *Phacelia* también se ha estudiado en cultivos de calabacín, en donde aumentó la cantidad de sírfidos y disminuyeron las poblaciones de áfidos. Speight (1983) cita un trabajo en el que se demuestra que franjas de eneldo y cilantro en cultivos de berenjena hicieron elevar la cantidad de depredadores (*Coleomegilla maculata* y *Chrysoperla carnea*), aumentar los índices de consumo de huevos y disminuir la supervivencia larval del escarabajo de la patata (*Leptinotarsa decemlineata*)

En muchos casos, las malas hierbas y otra vegetación natural alrededor de los campos de cultivo albergan presa/hospedadores alternativos para los enemigos naturales, proporcionándoles recursos temporales para sobrepasar determinados periodos de los ciclos vitales de los insectos entomófagos y las plagas de cultivos. Un ejemplo clásico es el del parasitoide de huevos *Anagrus epos*, cuya efectividad para regular el cicadélido de la vid, *Erythroneura elegantula* aumenta claramente en viñedos situados cerca de las áreas invadidas por zarzamora (*Rubus sp.*). Esta planta hospeda a un cicadélido alternativo (*Dikrella cruentata*) que se desarrolla en sus hojas durante el invierno (Doutt y Nakata, 1973). Estudios recientes han demostrado que ciruelos plantados cerca de los viñedos también favorecen la acumulación de *Anagrus epos* al principio de la temporada. Los adultos, después de pasar el invierno en huevos del cicadélido del ciruelo como hospedero alternativo, se trasladaron en primavera a las viñas, proporcionando un buen control del cicadélido de la vid un mes antes que en las viñas no cercanas a los refugios de ciruelos (Murphy et al., 1996). Murphy et al. (1998) completaron una rigurosa evaluación de la efectividad de árboles de ciruela francesa para aumentar el control del cicadélido de la vid. Los resultados de este estudio indican que en viñas con refugios de ciruelos hay un nivel de parasitismo significativamente mayor que en viñas carentes de refugios. Los investigadores recomiendan

que los árboles siempre deben ser plantados a contraviento de los viñedos, pero a parte de eso pueden ser manejados como una típico huerto comercial de ciruelos; ellos también sugieren que se planten tantos árboles como económicamente sea posible, puesto que cuanto más árboles haya, más productivo será el refugio.

Mediante el muestreo de *Anagrus* marcados con rubidio, Corbett y Rosenheim (1996) encontraron que las poblaciones de *Anagrus* que colonizaron la viña desde fuentes externas exhibieron consistentemente un claro patrón espacial: escasa abundancia en la primera línea de cepas en la dirección a favor del viento respecto de los árboles de ciruela francesa; un gran incremento en la tercera línea de cepas en la dirección del viento; y una disminución gradual desde este máximo conforme aumenta distancia desde el refugio (Figura 3).

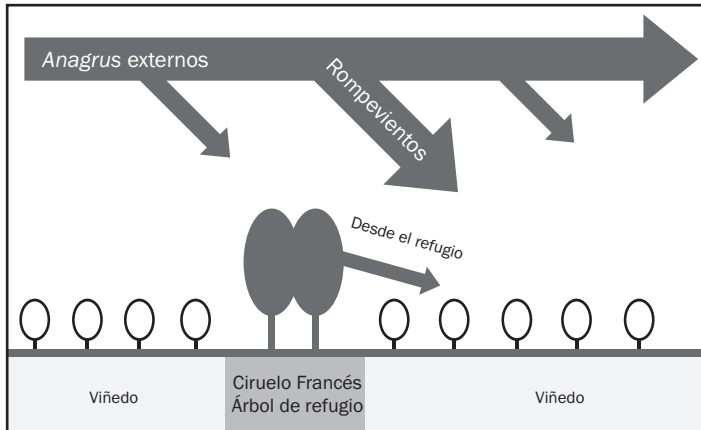


Figura 3. Fuentes hipotéticas de colonizadores tempranos de *Anagrus* en viñedos. *Anagrus* coloniza los viñedos desde el refugio del ciruelo francés. *Anagrus* también coloniza desde lugares externos durante el invierno. El efecto rompe vientos generado por los ciruelos causa incremento de la colonización por *Anagrus* externos en dirección del viento desde los refugios.

Es probable que en este sistema esté produciéndose un efecto de rompevientos: los adultos de *Anagrus* que emergen de hábitats de invernación externos al sistema viñedo-ciruela francesa van colonizando a una velocidad mayor que la media en la dirección del viento más cercana al refugio, como resultado de la turbulencia generada por los ciruelos. Los refugios de los ciruelos ejercen así dos impactos en la abundancia de *Anagrus* al inicio de la temporada: (1) contribuyendo directamente a que *Anagrus* pueda invernarse en el refugio, y

(2) aumentando la velocidad de colonización por los *Anagrus* que han invernado en hábitats externos al sistema.

La cantidad de colonización adicional generada por el efecto rompeviento de los refugios depende de la proximidad y tamaño de los hábitats externos de invernación, puesto que *Anagrus* se debe dispersar en grandes cantidades por las corrientes de aire para que el efecto rompeviento cause mayor colonización. Así, los refugios que están cerca de hábitats ribereños generarán alta colonización, mientras que los refugios que están alejados muchos kilómetros pueden generar una imperceptible colonización inducida por el rompevientos.

Para determinar la influencia de la diversidad del conjunto del paisaje sobre las comunidades de parasitoides del noctuido *Pseudaletia unipunctata*, Marino y Landis (1996) compararon campos de maíz de tamaño pequeño incrustados en un paisaje de abundantes setos y arboledas, con un ecosistema simple de campos de cultivo de gran tamaño incrustados en un paisaje con pocos setos y arboledas. Estos autores encontraron que el nivel de parasitismo fue mayor en el paisaje complejo. Los parasitoides más abundantes de *P. unipunctata* fueron *Meteorus* y la explicación estuvo en la presencia en el paisaje complejo de hospederos alternativos para estos parasitoides. En un estudio en el norte de Alemania, Thies y Tscharncke (1999) encontraron que la simplicidad estructural de paisajes agrícolas estuvo correlacionada con mayores niveles de daños causados por el escarabajo de la colza (*Meligethes aeneus*) y con bajos porcentajes de mortalidad larval causada por tres parasitoides ichneumonídeos.

Estos estudios dieron crédito a nuevos enfoques que destacan la importancia del paisaje como un nivel de organización de procesos tales como la dispersión de las plantas, el movimiento de artrópodos y el flujo de nutrientes (Paoletti et al., 1989). Puesto que la agricultura es una fuerza principal que configura la dinámica y estructura del paisaje, es útil estudiar las relaciones entre artrópodos y patrones de vegetación al nivel ecológico de paisaje, especialmente en regiones dominadas por monocultivos a gran escala, que representan paisajes muy fragmentados. Se ha expresado mucha preocupación respecto a los efectos de estos paisajes fragmentados en la supervivencia de una variedad de entomofauna beneficiosa. Cuanto más fragmentados sean los hábitats, las especies que requieran áreas adecuadas relativamente extensas tendrán grandes dificultades para sobrevivir en los fragmentos cada vez más pequeños; en ellos las poblaciones pueden llegar a extinguirse y posiblemente no volver a aparecer nunca más. Un reto clave es evitar estos efectos mediante la diversificación agrícola.

**Modificación de
la vegetación
en los bordes
de los cultivos**



Banco de carabidos en cereales

Como se deduce de los estudios anteriores, el potencial de los enemigos naturales para la regulación de las poblaciones de fitófagos está relacionado con nuestra capacidad para ejercer algún grado de control sobre los hábitats que circundan los cultivos. ¿Se podría modificar las interacciones fitófago-depredador de un agroecosistema cambiando la composición vegetal u otras características de los bordes y hábitats que lo rodean? Trabajos realizados en Inglaterra en los últimos años nos proporcionan información clave sobre el manejo de los bordes del cultivo para incrementar la abundancia y eficiencia de los enemigos naturales.

Una estrategia desarrollada por la Fundación para la Conservación de la Caza del Reino Unido (UK Game Conservancy Trust) e investigadores de la Universidad de Southampton consiste en reducir la superficie del cultivo para crear nuevos refugio de invernación, para los depredadores. Mediante cuidadosa labranza, se sembraron franjas con gramíneas, tales como *Lolium*, *Dactylis*, *Agrostis* y *Holcus*. La simple eliminación de aplicaciones herbicidas durante las operaciones normales del cultivo de cereal (además de la creación de las franjas de vegetación contiguas) proporcionó centenares de metros de refugio nuevos en los bordes del cultivo. Se utilizaron campos de cultivo pequeños (alrededor de 10 ha) y grandes (alrededor de 40 ha) y, además, se crearon bandas de vegetación que alcanzaban el centro del cultivo. En este tipo de bandas se pueden también sembrar plantas portadoras de polen y néctar para atraer a Hymenoptera y Syrphidae.

Los trabajadores de la Fundación diseñaron unos sencillos "minisetos" que pueden ser colocado en los márgenes del cultivo, ocupando una anchura similar a una alambrada. Estos minisetos pueden ser tan simples como una franja



Familia Carabidae
(Escarabajos de suelo)

estrecha elevada que se siembra con una vegetación adecuada. Las gramíneas *Dactylis glomerata* y *Holcus lanatus* parecen plantas particularmente adecuadas para los escarabajos, pero también hay una amplia gama de angiospermas que pueden servir como fuente de alimento para otros enemigos naturales. Un posterior desarrollo son las denominadas "franjas para la conservación de depredadores" que se disponen paralelas a las líneas de cultivo (estas bandas son de 0,4 m de altura, 1,5 m de anchura y 300-400 m de longitud) y pueden ser colocadas a intervalos atravesando el cultivo para favorecer las poblaciones de enemigos naturales en toda la superficie cultivada. (Thomas y Wratten, 1990). Estas franjas pueden ser creadas de nuevo cada año si el agricultor desea cambiar la dirección de la labranza. Esta investigación demostró que en dos años se consiguieron altas densidades de depredadores (1500 depredadores/m², aproximadamente). La evaluación económica puso de manifiesto que el beneficio del aumento de la eficiencia depredadora podría compensar con creces los costes de la mano de obra y unas pérdidas esperadas del 0,5% en el rendimiento de la cosecha, que en conjunto son menores que las pérdidas de alrededor del 5% causadas por áfidos o el coste del tratamiento insecticida equivalente al 2,5% del rendimiento del cultivo. Resultados de investigaciones realizadas por Chiverton (1989) en Suecia demostraron que las mayores densidades de depredadores de pulgones de los cereales (carábidos como *Bembidion lampros*, estafilínidos del género *Tachyporus* y varias especies de arañas linifiidos) se invernan en las franjas de pasto, tan solo un año después de su establecimiento.

El establecimiento de corredores vegetales dentro del cultivo, estimula el movimiento de los insectos beneficiosos mas haya de su "área normal de influencia".

Corredores biológicos en viñedos

Como ya se ha mencionado, Kido et al. (1981) indicaron que los ciruelos (*Prunus domestica*) contiguos a las viñas podrían también servir como lugares de hibernación para el himenóptero

parásito *Anagrus epos* y Murphy et al. (1996) detectaron un mayor parasitismo de cicadélidos en viñas con ciruelos adyacentes que en viñas sin este refugio. Sin embargo, Corbett y Rossenheim (1996) determinaron que el efecto del refugio de ciruelos estuvo limitado a unas pocas líneas de cultivo en la dirección del viento y que *A. epos* fue disminuyendo gradualmente con el incremento de la distancia desde el refugio. Estos resultados suponen una importante limitación al uso de los ciruelos, puesto que la colonización de las uvas por *A. epos* está limitada a las zonas más exteriores del cultivo, dejando las líneas centrales de las viñas sin la protección del control biológico.

Para superar esta limitación, Nicholls et al. (2000) probaron si el establecimiento de un corredor vegetal estimularía el movimiento de los insectos beneficios más allá de su "área normal de influencia" de áreas adyacentes o refugios. El estudio se llevó a cabo en el Norte de California, entre 1996 y 1997, en dos viñas contiguas rodeadas en la parte norte por vegetación forestal de ribera; la principal diferencia entre las dos viñas es que la viña A fue penetrada y cortada por un corredor vegetal, de 5 m de anchura y 300 m de longitud, compuesto de 65 especies de angiospermas, mientras que la viña B no tuvo corredor. (Foto 2)

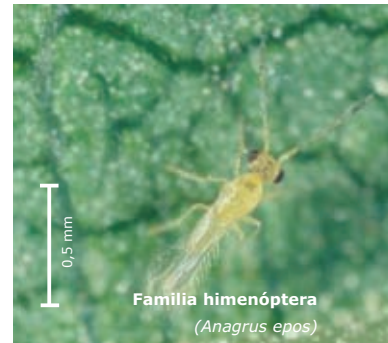


Foto 2. Corredor de más de 60 especies de plantas silvestres, que proveen floraciones durante toda la estación en un viñedo orgánico del norte de California.

En ambos años, en la viña A los adultos de cicadélidos mostraron un claro gradiente de densidad, alcanzando los niveles más bajos en las líneas de vid cercanas al corredor y a la vegetación forestal e incrementando su número hacia el centro del cultivo, alejándose de la vegetación adyacente. La mayor concentración de cicadélidos se dio después de las primeras 20 ó 25 líneas (30 a 40 m) a partir del corredor y siguiendo la dirección del viento. Este gradiente no se detectó en la viña B, en donde la ausencia del corredor resultó en una pauta uniforme de dispersión de los cicadélidos. De forma similar se comportaron las poblaciones de ninfas, alcanzando su mayor número en las líneas centrales de la viña A en los dos años.

Los depredadores generalistas de las familias Coccinellidae, Chrysopidae, Nabidae y Syrphidae presenten un gradiente de densidad poblacional en la viña A, lo que indica que la abundancia y distribución espacial de estos insectos fueron influenciadas por la presencia del corredor que encauzó la dispersión de los insectos hacia las cepas adyacentes. La distribución de los depredadores fue más homogénea (pero su abundancia total fue menor) en la viña B, de forma que los datos de capturas de depredadores no mostraron diferencias en el patrón espacial entre las líneas exteriores y las centrales.

Los adultos del parasitoide *Anagrus epos* colonizaron las viñas desde el corredor y zonas forestales. Desde final de julio y durante todo el mes agosto, en ambos años, las mayores densidades se dieron en las líneas centrales del cultivo, en donde los cicadélidos eran más abundantes. Siguiendo el patrón de abundancia de los cicadélidos, los adultos de *Anagrus* no mostraron la respuesta de distribución exhibida por los depredadores. Por esta razón, estos investigadores concluyeron que el aumento de los depredadores cerca del corredor vegetal explicaba las más bajas poblaciones de cicadélidos y trips en las primeras 25 líneas. Dicho impacto favorable a los depredadores



puede ser aceptado, puesto que se capturaron menos adultos y ninfas de cicadélidos y trips cerca del corredor que en medio de la viña. Durante toda la temporada, en la viña A fue mayor la abundancia total de predadores que en la viña B (Foto 3).



Foto 3. Isla de flores estratégicamente localizada para servir de fuente de irradiación de enemigos naturales en un viñedo orgánico del norte de California.

El corredor proporcionó un constante aporte de alimento alternativo para los depredadores, evitando eficazmente una estricta dependencia de los depredadores por los fitófagos de la vid y evitando la colonización tardía de las viñas. Este complejo de depredadores circuló continuamente en los intersticios de la viña estableciendo un conjunto de interacciones tróficas que condujo a un menor número de cicadélidos y trips en las líneas exteriores de la viña.

Resultados de este estudio sugieren también que la creación de corredores a través de las viñas puede servir como una estrategia principal que permita a los enemigos naturales emerger desde la vegetación forestal de ribera para dispersarse sobre grandes áreas de otros sistemas de monocultivo. Tales corredores vegetales deben de estar constituidos por especies localmente adaptadas y con periodos de floración secuenciales, que atraigan y albergen a una abundante diversidad de depredadores y parasitoides y que incrementen la biodiversidad. Así, estos corredores o franjas podrían enlazar varios cultivos y vegetación forestal, creando una red que permitiera a muchas especies de insectos beneficios dispersarse a través de regiones agrícolas completas mas allá de los límites de la finca (Baudry, 1984).

Manejo de franjas vegetales para aumentar depredadores

En Suiza, como una forma de favorecer la abundancia de depredadores en cereales, se utilizaron bordes en forma de franjas sucesivas en el campo del cultivo. Una parcela de 8 ha de cereal de invierno fue atravesada por cinco franjas anchas que dejaban espacios de 12, 24 y 36 m entra las franjas (Lys y Nentwig, 1972). Los niveles de recapturas fue significativamente mayor (lo que indica mayor actividad depredadora) en la parcela con las franjas que en la parcela testigo, especialmente en el caso de carábidos, tales como *Poecilus cupreus*, *Carabus granulatus* y *Pterostichus melanarius*. Varias observaciones llevaron a la conclusión de que esta mayor actividad se debió generalmente a una prolongación del periodo reproductivo en el área con franjas vegetales.

la creación de corredores puede servir como una estrategia que permita a los enemigos naturales emerger desde la vegetación forestal de ribera para dispersarse sobre grandes áreas de otros sistemas de monocultivo.

Además del marcado incremento en actividad y densidad, se observó también un fuerte aumento de la diversidad de coleópteros de suelo, sobre todo en el primer año. La estructura vegetal de los campos de cereales fue enriquecida con el uso de franjas de vegetación. Después de tres años de investigación, los autores concluyeron que las franjas no solo ofrecen una mayor disponibilidad de alimento, sino también sitios de invernación más adecuados. Además, estas franjas proporcionan refugios durante alteraciones agrícolas o condiciones climáticas desfavorables, tales como sequía. Las franjas vegetales aumentan la probabilidad de supervivencia a muchas especies de carábidos en ecosistemas arables, contrarrestando así la tendencia a la simplificación favorecida por los monocultivos. Nentwig (1998) encontró efectos similares con franjas de 3 a 9 m de anchura sembradas de malas hierbas, separando así grandes campos de cultivo en pequeñas áreas de manera que la distancia entre franjas no excedía de 50 a 100 m. La planta preferida que se usó en las franjas, dentro y alrededor de los cultivos, fue *Phacelia tanacetifolia* (Holland y Thomas. 1996).



**La dinámica de
insectos en
sistemas
agroforestales**



un agricultor es libre para cultivar en parcelas separadas o en asociación, la selección de los cultivos está muy influida por la demanda en el mercado de los productos y por las necesidades familiares.

El ecosistema agroforestal es un sistema intensivo de manejo de tierra que combina árboles y/o arbustos con cultivos y/o ganado (Nair, 1993). Muchos de los beneficios de este sistema se derivan de la mayor diversidad en comparación con los respectivos monocultivos herbáceos o leñosos. A pesar de que se han llevado a cabo pocas investigaciones sobre interacciones de las plagas dentro de sistemas agroforestales, la agroforestación ha sido recomendada para reducir brotes de plagas generalmente asociadas con los monocultivos. Sin embargo, los efectos sobre las poblaciones de los fitófagos de los distintos diseños agroforestales pueden ser de distinta naturaleza (microclimática, nutricional, enemigos naturales, etc.), factores reguladores que no actúan aisladamente unos de otros.

Las pocas revisiones sobre el manejo de plagas en sistemas agroforestales (Schroth et al., 2000; Rao et al., 2000) presuponen que la alta diversidad de plantas los protege de una mayor cantidad de plagas y enfermedades. Estos autores usan las mismas teorías anticipadas por los agroecólogos para explicar los niveles más bajos de plagas en sistemas de policultivo. También advierten que el uso de mayor diversidad vegetal como estrategia para reducir los riesgos de plagas y enfermedades en sistemas agroforestales implica considerables dificultades técnicas y económicas. Mientras un agricultor es libre para cultivar en parcelas separadas o en asociación, la selección de los cultivos (y por tanto la diversidad de cultivos en la finca) está muy influida por la demanda en el mercado de los productos respectivos y por las necesidades familiares. La selección de árboles frutales y de madera también tienen que respetar las condiciones del mercado local, aunque puede existir más libertad de elección para los árboles de “servicio”, por ejemplo, árboles destinados a biomasa, sombra o protección ante el viento.

La influencia de los árboles en sistemas agroforestales sobre las plagas de insectos

La deliberada asociación entre árboles y cultivos agrícolas puede dar buenos resultados en el control de insectos debido a la complejidad y la permanencia estructural de los árboles y a la modificación de los microclimas y la menor apariencia de las plantas dentro del área de producción.

Las plantas individuales en sistemas de cultivo anual están generalmente muy sincronizadas en su fenología y son de vida corta. La carencia de continuidad temporal es un problema para los enemigos naturales, debido a que la disponibilidad de la presa está limitada a cortos períodos de tiempo y no están disponibles continuamente refugios u otros recursos. La incorporación de árboles con distinta fenología y diversas edades, mediante plantaciones escalonadas, puede proporcionar refugio y un suplemento nutricional más constante para los enemigos naturales, puesto que se aumenta la disponibilidad de los recursos a lo largo del tiempo. Los árboles también pueden proporcionar hospederos alternativos para los enemigos naturales, como es el caso de la plantación de ciruelos contiguos a viñedos que proporcionan refugio a poblaciones invernantes del parasitoide *A. epos* (Murphy et al., 1998).

La sombra de los árboles puede reducir marcadamente la densidad de plagas en cultivos intercalados en el sotobosque. Los setos o rompevientos leñosos tienen una gran influencia en el microclima; a barlovento de un seto, se modifican casi todas las variantes microclimáticas (entrada de calor, velocidad del viento, desecación del suelo y temperatura). Cultivos intercalados altos o cubiertas vegetales densas pueden alterar también la reflectividad, temperatura y evapotranspiración de las plantas sombreadas o en la superficie del suelo, lo que posteriormente puede afectar a los insectos que colonizan de acuerdo al color de fondo o están adaptados a gamas específicas del microclima (Cromartie, 1981). Tanto en insectos adultos como en los estados inmaduros, la velocidad del crecimiento, las tasas de alimentación y la supervivencia pueden ser afectadas drásticamente por los cambios de humedad y de temperatura (Perrin, 1977).

En sistemas agroforestales de cacao y café se han estudiado muy intensamente el efecto de la sombra sobre las plagas y enfermedades experimentando una transformación de las especies entre cultivos tradicionalmente sombreados y cultivos sin sombra. En plantaciones de cacao, la sombra insuficiente favorece el desarrollo de numerosas especies de insectos fitófagos, incluyendo trips (*Selenothrips rubrocinctus*) y míridos (*Sahlbergella sp.*,

el hongo entomopatógeno *Beauveria bassiana* presente de forma natural en el ecosistema, se multiplica y se dispersa más rápidamente con mayor humedad

Distantiella sp., etc.). Incluso en plantaciones sombreadas, estos insectos se concentran en puntos donde la sombra de los árboles ha sido eliminada, por ejemplo, a causa del viento (Beer et al., 1997). Bigger (1981) encontró un aumento en las poblaciones de Lepidoptera, Homoptera, Orthoptera y del mírido *Sahlbergella singularis* y una disminución en el número de Diptera y de Hymenoptera parasítica, desde las partes sombreadas hasta las partes sin sombra de una plantación de cacao en Ghana.

El efecto de la sombra sobre las plagas de insectos es menos clara en cultivos de café que en los de cacao; así, las poblaciones del minador de la hoja (*Leucoptera meyricki*) se reducen en sombra, mientras que pueden aumentar los niveles poblacionales del perforador de la baya del café (*Hypothenemus hampei*). Así mismo, el té no sombreado sufre mayores ataques de trips y ácaros, tales como la araña roja (*Oligonychus coffeae*) y el ácaro rosa (*Acaphylla theae*), mientras que las plantaciones muy húmedas y sombreadas son más dañadas por míridos (*Helopeltis* spp.) (Guharay et al., 2000).

En Centro América el perforador de la baya del café parece desarrollarse igual de bien a sol abierto como bajo sombra; sin embargo, el hongo entomopatógeno *Beauveria bassiana* presente de forma natural en el ecosistema, se multiplica y se dispersa más rápidamente con mayor humedad, y las aplicaciones del hongo deben coincidir con el máximo de precipitaciones (Guharay et al., 2000). Staver et al., (2001), después de estudiar la influencia del microclima creado por el manejo de sombras multiestratificadas sobre los fitófagos, enfermedades, malas hierbas y los rendimientos de producción, han definido las condiciones para la mínima expresión del complejo de plagas en plantaciones de café en Centro América. Para una zona de café, seca y de baja altitud, la sombra debe

situarse entre 35% y 65%, para que favorezca la retención de hojas en la temporada seca y reduzca *Cercospora coffeicola*, *Planococcus citri* y malas hierbas. Evidentemente, las condiciones óptimas de sombra para la supresión de plagas difiere con el clima, altitud y suelo. Los factores críticos para el diseño de sombras estratificadas son: la selección de las especies y asociaciones leñosas, la densidad y la planificación espacial, así como los regímenes de manejo de la sombra.

La eliminación total de árboles de sombra puede tener un enorme impacto en la diversidad y densidad de hormigas. Estudiando a la comunidad de hormigas en plantaciones de café, Perfecto y Vandermeer (1996) encontraron una disminución significativa en la diversidad de especies entre las plantaciones con alta densidad de sombra y plantaciones sin sombra. Aunque no se conoce suficientemente la relación entre diversidad de hormigas y control de plagas, se puede suponer que una comunidad diversa de hormigas puede ofrecer más garantías contra los brotes de plagas que una comunidad en donde predominan pocas especies. En Colombia, resultados preliminares apuntan a niveles más bajos del perforador del café, la plaga principal del café en la región, en plantaciones sombreadas. Hay más referencias de que una especie de hormiga no dominante sea la responsable del control. Aparentemente, esta especie no vive en plantaciones no sombreadas. El cacao es otra planta que tradicionalmente se cultiva bajo árboles de sombra. Las especies de hormigas que han controlado las plagas del cacao son todas las que se desarrollan mejor en condiciones sombreadas.

Una de las consecuencias más obvias de la poda o eliminación de sombra, en lo que se refiere a la comunidad de hormigas, es el cambio de las condiciones microclimáticas. En concreto, el microclima se hace más variable y con niveles más

Las especies de hormigas que han controlado las plagas del cacao son todas las que se desarrollan mejor en condiciones sombreadas.

extremos de humedad y temperatura. En un estudio reciente, mediante modificaciones de sombra y hojarasca, se observaron cambios en la composición de la comunidad de hormigas, similares a los que aparecen después de una labor de arado (Perfecto y Vandermeer, 1996).

Las señales químicas usadas por fitófagos pueden ser alteradas en un sistema agroforestal. Los árboles pueden presentar un perfil químico drásticamente diferente al de las plantas herbáceas anuales intercaladas en el sistema, enmascarando o disminuyendo el impacto de las sustancias químicas producidas por el cultivo anual. Varios estudios han demostrado que la interferencia olfativa es un factor que influye en la disminución de la abundancia de artrópodos (Risch, 1981).

La atracción que especies vegetales ejercen a plagas de insectos de otras plantas puede ser aprovechada en las asociaciones agroforestales en la forma de cultivos trampas, que concentre las plagas o vectores de enfermedades en un lugar donde causen menos daños o puedan ser más fácilmente neutralizados (p.ej., mediante insecticidas o captura). Estos cultivos trampas son una opción interesante cuando atraen a plagas del cultivo principal dentro del campo (atracción local) pero no cuando atraen plagas desde las áreas situadas fuera del campo (atracción regional). Nascimento et al., (1986) demostraron la fuerte atracción de la *Cratosomus flavofasciatus*, plaga de Citrus, por el pequeño árbol *Cordia verbenacea* en Bahía (Brasil) y recomendaron la inclusión de este árbol a distancias de 100 a 150 m en los huertos de Citrus. Estos autores especularon sobre la posibilidad de que esta especie podría servir también de trampa para plagas de otros frutales.

En determinados sistemas agroforestales, tales como cultivo en callejones o sistemas con cultivos perennes y leguminosas arbóreas de sombra, se pueden aplicar a los cultivos relativamente grandes cantidades de biomasa rica en N. Altos niveles foliares de N, puede resultar en una disminución de la resistencia de cultivos a las plagas. La reproducción o abundancia de muchas plagas de insectos, especialmente Homoptera, son estimuladas por la alta concentración de nitrógeno libre en las hojas.

Girma et al. (2000) evaluaron los efectos de nueve especies de setos sobre la abundancia de las principales plagas de maíz y frijol y de los artrópodos depredadores/parásitos asociados. La infestación de la mosca del frijol (*Ophiomyia spp.*) fue significativamente mayor en presencia de setos (35%) que en ausencia (25%). Los setos no influyeron en la infestación de los frijoles por áfidos (*Aphis fabae*). Por el contrario, el maíz asociado con setos tuvo significativamente mayor infestación de los perforadores del tallo de maíz (*Busseola fusca* y *Chilo spp.*) y del áfido (*Rhopalosiphum maidis*) que el maíz aislado,

siendo la diferencia del 13% y 11% respectivamente para las dos plagas. Las mariquitas (coccinélido) siguieron la misma tendencia que sus presas, los áfidos, con capturas significativamente mayores en los cultivos aislados que en parcelas con setos o lejos de los setos. La actividad de los himenópteros parásitos fue significativamente mayor cerca de los setos que lejos de ellos. Las capturas de arañas durante el ciclo del maíz aumentaron el 77% en presencia de setos en comparación con cultivos sin setos, pero las capturas durante otras estaciones fueron similares entre los dos sistemas de cultivo.

En uno de los pocos estudios en zonas templadas sobre la influencia de prácticas agroforestales sobre los artrópodos benéficos, Peng et al. (1993) confirmaron el aumento en la diversidad de insectos y la mejora de la abundancia de enemigos naturales en un sistema de cultivo en callejones con respecto a un monocultivo. En este estudio se examinó la diversidad de artrópodos en parcelas de control sembradas con guisantes (*Pisum sativum* var. Sotara) en comparación con guisantes intercultivados con cuatro especies leñosas (nogal, sicomoro, fresno y cerezo) y arbustos de avellano. Hubo mayor abundancia de artrópodos en estas parcelas de cultivo en callejones con respecto a las parcelas de control y los enemigos naturales fueron más abundantes en las líneas de árboles y en los callejones que en las parcelas de control. Los autores atribuyeron este incremento de enemigos naturales a la mayor disponibilidad de sitios de hibernación y refugio en los sistemas agroforestales. De hecho, Stamps y Linit (1997) argumentan que el sistema agroforestal mantiene la promesa de aumentar la diversidad de insectos y de reducir los problemas de plagas, puesto que la combinación de árboles y cultivos proporciona mayor diversidad y complejidad de nichos tanto en el tiempo como en el espacio que el policultivo de cultivos anuales.

Los efectos de las plantas agroforestales sobre las plagas y enfermedades pueden ser divididos en componentes biológicos (relacionados con las especies) y físicos (por ejemplo, el microclima). Los primeros son muy específicos para cada combinación plaga-planta o enfermedad-planta y deben ser estudiados caso por caso. Los segundos son más fáciles de generalizar, pero aun así dependen de las condiciones climáticas regionales. Con base en resultados de estudios de cultivos intercalados, se espera que los sistemas agroforestales puedan proporcionar oportunidades para aumentar perceptiblemente la diversidad de artrópodos y reducir las poblaciones de plagas, en comparación con el policultivo de cultivos anuales o de árboles por sí solos. Sin embargo, se necesita un mayor esfuerzo investigador en áreas específicas, como por ejemplo, el estudio de las diferencias en

poblaciones de artrópodos entre sistemas agroforestales y sistemas agrícolas tradicionales, el conocimiento de los mecanismos específicos que hay detrás de la regulación de plagas mediante prácticas agroforestales, así como investigación básica en los ciclos biológicos de las plagas y de sus potenciales enemigos naturales. Un entendimiento de cuáles son las características de los árboles que modifican las poblaciones de plagas - refugio, alimento o recursos de hospederos para enemigos naturales, continuidad temporal, alteración del microclima o apariencia - debe contribuir al desarrollo de futuras prácticas de diseño agroforestal (Rao et al., 2000).

El buen diseño de los sistemas agroforestales puede reducir el estrés del cultivo al proporcionar a las plantas la cantidad correcta de sombra, reducir las temperaturas extremas, protegerlas de fuertes vientos, y mejorar la fertilidad del suelo. Todo ello favorece la tolerancia de los cultivos a los daños por las plagas y a las enfermedades e influye, al mismo tiempo, sobre las condiciones de desarrollo de los organismos causantes de plagas y enfermedades y de sus enemigos naturales. Por otro lado, los sistemas pobremente diseñados pueden aumentar la susceptibilidad de los cultivos a las plagas.

El buen diseño de los sistemas agroforestales puede reducir el estrés del cultivo al proporcionar a las plantas la cantidad correcta de sombra, reducir las temperaturas extremas, protegerlas de fuertes vientos, y mejorar la fertilidad del suelo.

**Diseño de
agroecosistemas
botánicamente
diversos y
resilientes a
las plagas**



Como se ha subrayado en este capítulo, una estrategia clave en agricultura sostenible es la de restablecer la diversidad ecológica del paisaje agrícola (Altieri, 1997). La diversidad puede ser aumentada en el tiempo, a través de rotaciones y secuenciación de cultivos, y en el espacio en forma de cubiertas vegetales, cultivos intercalados, agroforestación, mezclas cultivo-ganadería y manejo de la vegetación fuera de la zona cultivada. La diversificación vegetal no solo resulta en una regulación de las plagas mediante el restablecimiento del control natural, sino que también produce un reciclado óptimo de nutrientes, la conservación de suelo, la conservación de energía y la menor dependencia de aportaciones externas al ecosistema.

Como se ha mostrado en las secciones anteriores, los sistemas de cultivo diversificados, tales como los basados en cultivos intercalados y agroforestación o cubiertas vegetales en huertos, han sido recientemente objeto de muchas investigaciones. Este interés se basa principalmente en la nueva evidencia emergente de que estos sistemas son más estables y conservan mejor los recursos (Vandermeer y Perfecto, 1995). Muchos de estos atributos están relacionados con los altos niveles de biodiversidad funcional asociada a los sistemas complejos de cultivo. La conexión entre biodiversidad y la función del ecosistema ha sido un tema principal en la investigación agroecológica. Los diversos estudios y los diseños utilizados para probar los efectos que tiene la diversidad vegetal sobre la regulación de las poblaciones de insectos fitófagos son una fuente clave de información para desarrollar estrategias que aumenten la abundancia y la eficacia de los enemigos naturales asociados (Altieri y Letourneau, 1984).

Las características de autoregulación inherentes a las comunidades naturales se pierden cuando el hombre modifica y simplifica estas comunidades rompiendo el delgado hilo de las interacciones que existen entre sus componentes. Los agroecólogos sostienen que este daño en los agroecosistemas puede ser reparado restableciendo la homeostasis comunitaria por medio de la adición o fomento de biodiversidad (Altieri y Nicholls, 2000).

Un paso estratégico es identificar el tipo de biodiversidad que se quiere mantener y/o aumentar en orden a realizar los servicios ecológicos fundamentales, y entonces determinar las mejores prácticas que favorecerán los componentes de dicha biodiversidad. Hay muchas prácticas y diseños agrícolas que tienen la capacidad de aumentar la diversidad funcional y otros que la afectan negativamente. La idea es aplicar las mejores prácticas de manejo para mejorar o regenerar el tipo de biodiversidad que

subvenciona la salud y sostenibilidad de los agroecosistemas al proporcionar servicios ecológicos, tales como control biológico de plagas, reciclado de nutrientes, conservación de agua y suelo, etc. (Gliessman, 1999).

Los conceptos básicos de un sistema agrícola autosostenible, de bajos inputs, diversificado y eficiente deben ser concretados en sistemas alternativos prácticos que se adapten a las necesidades específicas de las comunidades agrícolas en las diferentes regiones agroecológicas del mundo. Una estrategia principal de la agricultura sostenible es restaurar la diversidad agrícola en el tiempo y en el espacio mediante rotaciones de cultivo, cubiertas vegetales, cultivos intercalados, mezclas de cultivo-ganadería, etc. (Altieri, 1987). Se dispone de diferentes opciones para diversificar los sistemas de cultivo dependiendo de si los actuales monocultivos a modificar están basados en cultivos anuales o perennes (Figura 4).

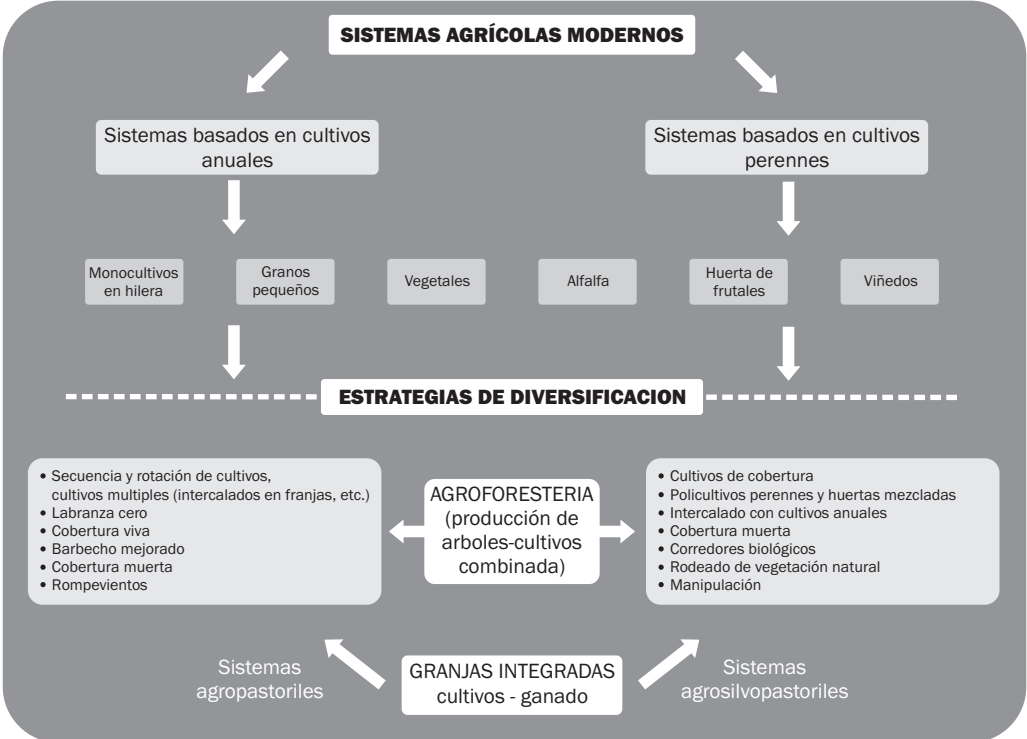


Figura 4. Estrategias de diversificación de agroecosistemas modernos basados en cultivos anuales o perennes.

La diversificación también se puede dar fuera del cultivo, por ejemplo, en sus bordes mediante rompevientos, refugios y setos o corredores vegetales, que pueden mejorar el hábitat para la vida silvestre e insectos beneficios, proporcionar madera, materia orgánica y recursos para abejas polinizadoras y, además, modificar la velocidad del viento y el microclima (Altieri y Letourneau, 1982; Kemp y Barrent, 1989).

En resumen, los principales principios ecológicos para el diseño de agroecosistemas diversificados y sostenibles incluyen:

- 1.** Incremento de la diversidad de especies, ya que esto permite un uso más completo de los recursos (nutrientes, radiación, agua, etc.), protección a plagas y crecimiento compensatorio. Muchos investigadores han destacado la importancia de varias combinaciones espaciales y temporales de plantas que facilitan el uso de recursos complementarios o que proporcionan las ventajas de cultivos intercalados, como es el caso de leguminosas que favorecen el crecimiento de cereales al suministrarle una fuente extra de nitrógeno. El crecimiento compensatorio es otro rasgo atractivo: cuando una especie sucumbe a las plagas, clima cosecha, otra especie ocupa el vacío y mantiene el pleno de los recursos disponibles. Los cultivos mixtos también reducen los riesgos al crear un tipo de textura vegetal que controla las plagas especialistas.
- 2.** Aumento de longevidad mediante la incorporación de cultivos perennes que proporcionan una cubierta vegetal continua que puede también proteger el suelo. La caída constante de las hojas incorpora materia orgánica y permite la circulación ininterrumpida de los nutrientes. Sistemas densos de plantas leñosas de larga vida y de raíz profunda actúan como sistema efectivo para capturar nutrientes, compensando las pérdidas negativas de la lixiviación.
- 3.** Existencia de barbecho para restaurar la fertilidad del suelo a través de mecanismos biológicos y reducir las poblaciones de plagas agrícolas al ser interrumpidos sus ciclos biológicos por la renovación forestal.

4. Aumento de aporte de materia orgánica al incluir plantas productoras de biomasa. La acumulación de materia orgánica, tanto “activa” como de "fracción lenta", es clave para activar la biología, mejorar la estructura y macroporosidad y elevar el estatus de nutrientes de los suelos.
5. Incremento de la diversidad paisajística teniendo un mosaico de agroecosistemas representativo de varias etapas de sucesión. El riesgo de fallo total se diluye entre varios sistemas de cultivo y dentro de cada uno de ellos. Un mejor control de plagas está también relacionado con la heterogeneidad espacial a escala de paisaje.

Un ejemplo de la aplicación de estos principios es el diseño de diversificación de cebollas en Michigan para optimizar la mortalidad de la plaga principal de la cebolla (la mosca de la cebolla). Este diseño de un agroecosistema funcionalmente diverso acentúa la diversidad funcional o planificada. El pasto para el ganado y los bordes con hierbas proporcionan néctar y hospederos alternativos al parásito de la mosca de la cebolla, *Aphaereta pallipes* (Grodén, 1982). El pasto proporciona también una rica fuente de lombrices de tierra, que de este modo elevan potencialmente al máximo las densidades de libélulas depredadoras de la mosca de la cebolla. Las franjas largas y estrechas de cebollas reducen al mínimo la distancia desde un punto del cultivo a los bordes herbáceos y al pasto. Esto es importante pues la cantidad de *A. pallipes* disminuye exponencialmente desde estos bordes hacia el centro del cultivo (Grodén, 1982). También es verdad que las moscas de la cebolla se infectaron con el hongo *Entomophthora muscae*. Los bordes con hierba segada proporcionan lugares de acoplamiento a las moscas enfermas. Los bordes estrechos hacen máxima la probabilidad de que las esporas de *E. muscae* encuentren allí moscas sanas cuando se agrupan en los lugares de reposo y cuando van a copular durante el medio día. Cortando algo las hierbas del borde, este efecto de hacinamiento puede incrementarse. La siembra de rábanos contiguos a las cebollas proporciona un hospedador alternativo para la mosca y, por tanto, el suministro continuo de alimento para el estafilínido *Aleochara bilineata*. Se deben utilizar varias siembras para proporcionar recursos alimenticios para la mosca a lo largo de la temporada y se deben incorporar al diseño varias fechas de siembra de cebollas (Grodén, 1982). Grodén también demostró que cebollas de siembra temprana adyacentes a cebollas de siembra tardías servían como cultivo trampa muy atrayente, lo que resultaba en una concentración de las poblaciones de la mosca de la cebolla en las plantas de siembra temprana.

Debido a que las cebollas de siembra tardía no son prácticamente afectadas, las de siembra temprana pueden ser colocadas cerca del interfase del rábano a fin de concentrar el conjunto de hospederos para *A.bilineata*, haciendo de este modo más eficiente la búsqueda de la presa.

Con objeto de solucionar el problema de la emergencia de la mosca después de la recogida de cebollas, el manejo de las cebollas desechadas se convierte en una cuestión principal. Una opción consiste en la siembra de una cubierta vegetal de centeno o avena de otoño inmediatamente después de la recolección, de manera que en una semana la cubierta esconde las cebollas no recogidas, dificultando que sean localizadas por las moscas. Una modificación a esto es no cosechar una pequeña porción de líneas de cebollas y luego, mientras se siembra la cubierta vegetal, cortar las puntas de éstas y dejarlas en la tierra. Las puntas cortadas son muy atractivas para la mosca de la cebolla (más que las cebollas no recogidas); sin embargo, los estados inmaduros de la mosca no pueden sobrevivir en ellas porque éstas se secan antes de que se complete el desarrollo del insecto. Así, las puntas cortadas sirven para evitar que las moscas realicen la puesta en las cebollas no recogidas hasta que crece la cubierta vegetal y, entonces, se reduce drásticamente la eficacia de búsqueda de las hembras. Además, la rotación de cultivos reduce significativamente la cantidad de moscas que colonizarán un campo de cebollas en primavera (Mortison et al., 1988).

Principios ecológicos para el diseño de agroecosistemas

1. Incremento de la diversidad de especies
2. Incorporación de cultivos perennes
3. Existencia de barbecho
4. Aumento de aporte de materia orgánica
5. Incremento de la diversidad paisajística

Conclusiones



En este artículo se examinan varios estudios que muestran las interacciones complementarias que se producen entre cultivos y/o entre cultivos y malas hierbas en los policultivos y entre los componentes vegetales cultivados y no cultivados adyacentes en los agroecosistemas. Estas interacciones pueden tener efectos positivos o negativos, directos o indirectos, en el control biológico de las plagas específicas del cultivo. La explotación de estas interacciones en situaciones reales implica el diseño del agroecosistema y su manejo, y requiere el conocimiento de las numerosas relaciones entre plantas, fitófagos y enemigos naturales (Altieri y Letourneau, 1982). El objetivo principal de este enfoque es restaurar los mecanismos de control natural por medio del aumento de biodiversidad, más que forzar el establecimiento del control biológico en ambientes simplificados (como monocultivos), en donde los elementos ecológicos esenciales no permiten el funcionamiento óptimo de los enemigos naturales (Van Driesche y Bellows, 1996).

Una estrategia clave en agroecología es explotar la complementariedad y sinergia que derivan de las diferentes combinaciones de cultivos, árboles y animales en agroecosistemas que se rigen por arreglos espaciales y temporales, tales como policultivos, sistemas agroforestales y mezclas cultivo-ganadería. Esto implica la identificación del tipo de biodiversidad que es deseable mantener y/o fomentar, con objeto de llevar a cabo servicios ecológicos, y luego determinar las mejores prácticas que favorezcan los componentes de esta biodiversidad. Muchas prácticas y diseños agrícolas tienen potencial para aumentar la biodiversidad funcional mientras que otros la afectan negativamente. Lo ideal es aplicar las mejores prácticas de manejo para favorecer o regenerar el tipo de biodiversidad que mejor pueda colaborar en la sostenibilidad de los agroecosistemas, al proporcionar servicios ecológicos como el control biológico de plagas, el reciclado de nutrientes, la conservación de agua y suelo, y otros. La función de los agroecólogos debe ser fomentar las prácticas agrícolas que aumentan la abundancia y la diversidad de los organismos beneficiosos epígeos e hipógeos, que a su vez proporcionan servicios ecológicos claves para los agroecosistemas (Altieri y Nicholls, 2000).

Para que esta estrategia de diversificación se lleve más rápidamente a la práctica, es necesario un conocimiento mucho más profundo de la ecología de los parasitoides y depredadores dentro y fuera del hábitat cultivado, identificando los recursos que son necesarios para su supervivencia y reproducción (Gurr et al., 1998). También es importante determinar en qué medida las poblaciones del interior del cultivo contribuyen a la población global del enemigo natural en los años siguientes.

Si estas contribuciones fueran mínimas, las inversiones en el manejo de hábitat deberían orientarse específicamente a aumentar la fuente poblacional fuera del cultivo para asegurar un mayor número de inmigraciones anuales, una acción paralela al aumento de la dosis de un biocida químico. Sin embargo, si las subpoblaciones dentro del cultivo contribuyen significativamente cada año a la dinámica de la metapoblación del enemigo natural, entonces las modificaciones del hábitat deben considerar no solo tácticas favorecedores de la inmigración en el cultivo, sino también las que aumenten la probabilidad de emigraciones sucesivas cuando estos hábitats llegan a ser inadecuados. Tales acciones, podrían incluir: la adición de especies vegetales que proporcionen hospederos alternativos y/o fuentes alimenticias, la incorporación de hábitats que sirvan como lugares de invernación o la utilización de corredores dentro del sistema de cultivo que faciliten el movimiento entre los subcomponentes metapoblacionales. En resumen , hay cuatro temas claves a considerar cuando se pone en práctica el manejo del hábitat:

- 1.** La selección de las especies vegetales más apropiadas y su despliegue espacial y temporal.
- 2.** Los mecanismos de comportamiento del depredador-parasitoide que son influidos por el manejo del hábitat.
- 3.** La escala espacial sobre la cual opera la mejora del hábitat.
- 4.** Los aspectos negativos potenciales asociados a la adición de nuevas plantas en el agroecosistema (Landis et al., 2000).

Las técnicas propuestas de manejo de hábitat deben, por supuesto, encajar en los sistemas de cultivo existentes y adaptarse a las necesidades y circunstancias de los agricultores.

Prokopy (1994) ha advertido que todas las interacciones de diversificación deberían ser evaluadas en el contexto de un programa amplio del manejo integrado del cultivo. La razón de esta advertencia es que los beneficios potenciales pueden ser menores que los costes imprevistos. Por ejemplo, aunque las plantas de zarzamoras, en California, sirven como una planta hospedadora alternativa para el parasitoide *A. epos*, estas mismas plantas pueden ser un reservorio para la bacteria responsable de la enfermedad de Pierce, una grave enfermedad de la vid transmitida por cicadelido verdeazulado. Así, una acción tomada para aumentar la eficacia de los enemigos naturales podría provocar pérdidas por el incremento de los niveles de plantas enfermas. Sin embargo, las acciones para reducir la enfermedad de

Pierce consistentes en la eliminación de plantas hospedadoras del cicadélido en los hábitats de ribera, como se recomendó en Napa Valley de California, pueden a su vez conducir a una reducción de los enemigos naturales del cicadélido *Erythroneura spp.* Es, por tanto, de gran importancia proporcionar la clase de diversidad correcta en un agroecosistema.

Estudios recientes en sistemas de pradera sugieren que no hay conexiones simples entre la diversidad de especies y la estabilidad del ecosistema. Lo que está claro es que las características biológicas de las especies son al menos tan importantes como el número total de especies. Recientes experimentos en parcelas de pradera han concluido que las diferentes funciones de las plantas son, al menos, tan importantes como el número total de especies en la determinación de los procesos y los servicios de los agroecosistemas (Tilman et al., 1996).

Este último hallazgo tiene implicaciones prácticas para el manejo de los agroecosistemas. Cuando sea más fácil imitar procesos específicos en lugar de duplicar toda la complejidad de la naturaleza, el objetivo se debe centrar en la incorporación de un componente específico de biodiversidad que desempeñe un papel específico, tal como una planta fijadora de nitrógeno, que proporcione cubierta para la protección del suelo, o que albergue recursos para los enemigos naturales. En el caso de agricultores sin limitaciones importantes de recursos y económicas, capaces de afrontar cierto riesgo, se puede establecer una rotación o una simple asociación de cultivos para conseguir un nivel deseado de estabilidad. En el caso de agricultores de escasos recursos, que no pueden tolerar un fallo de producción, la mejor opción puede ser un sistema de policultivo altamente diversificado. Es evidente que el beneficio de los agroecosistemas complejos es de bajo riesgo; si una especie muere por enfermedad, ataque de plagas, o clima, otra especie está disponible para llenar el vacío y mantener la utilización completa de recursos.

El tema central en agricultura sostenible no es alcanzar la máxima producción, sino la estabilización a largo plazo (Reaganold et al., 2001). La productividad agrícola sostenida requerirá más que una simple modificación de las técnicas tradicionales. El desarrollo de agroecosistemas autosuficientes, diversificados y económicamente viables, nace de nuevos diseños de sistemas de cultivo y/o ganadería manejados con tecnologías adaptadas al medioambiente local que están dentro de las posibilidades de los agricultores. La conservación de energía, la calidad ambiental, salud pública y desarrollo socioeconómico equitativo deben considerarse para tomar decisiones sobre especies de cultivo, rotaciones, distancia entre líneas, fertilización, control de plagas y enfermedades y cosecha.

Muchos agricultores no se cambiarán a sistemas alternativos si no hay unas buenas perspectivas de beneficio económico, generado por una mayor producción o por menores costes de producción. Las diferentes actitudes dependerán principalmente de la percepción por los agricultores de beneficios económicos a largo y corto plazo de la agricultura sostenible.

La restauración del control natural en los agroecosistemas por medio del manejo de la vegetación, no solo sirve para regular las poblaciones de las plagas sino que también ayuda a conservar energía, mejorar la fertilidad del suelo, minimizar los riesgos y reducir la dependencia de los recursos externos. El objetivo final del diseño agroecológico es la integración de los componentes de forma que se mejore la eficiencia biológica completa, se conserve la productividad del agroecosistema y se mantenga su autosostenibilidad. La meta es diseñar un conjunto de agroecosistemas dentro de una unidad paisajística, cada uno imitando la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales, esto es, sistemas que incluyan:

- 1.** Cobertura vegetal como un medio de conservación eficiente de suelo y agua, a través del uso de practicas de no laboreo, acolchado, uso de cubiertas vegetales y otros métodos apropiados.
- 2.** Suministro periódico de materia orgánica mediante el uso de estiércol, biomasa vegetal, compost y fomento de la actividad biótica del suelo.
- 3.** Mecanismos de reciclado de nutrientes mediante rotaciones de cultivo, sistemas agropecuarios basados en las leguminosas, etc.
- 4.** Control de plagas mediante la mejora de la actividad de los agentes de control biológico, por introducción y/o conservación, o mediante diseño de la vegetación.

Todo ello es particularmente importante en países subdesarrollados donde no se dispone de inversiones sofisticadas o puede que no sean económica o ambientalmente aconsejables, especialmente par los agricultores de escasos recursos. La futura investigación en esta área debe proporcionar una base ecológica para el diseño de agroecosistemas diversificados, estables y autosostenibles. Estos sistemas son urgentemente necesarios en todo el mundo, en una era de deterioro de la calidad medioambiental, empeoramiento de la situación energética y costos de producción cada vez mayores.

Este enfoque de la agricultura será práctico solo si es económicamente sensible y se lleva a cabo dentro de los requerimientos de un correcto sistema de manejo agrícola. Sin embargo, dada la tendencia mundial hacia la producción especializada a gran escala, realmente no hay mucho espacio para la puesta en práctica de un programa regional de manejo de hábitat. Nuevas alternativas tecnológicas, tales como los cultivos transgénicos, utilizados en más de 80 millones de hectáreas en el año 2005, están conduciendo a la agricultura hacia una nueva especialización, y los efectos potenciales de los cultivos transgénicos en organismos benéficos son foco de preocupación para los profesionales del control biológico (Rissler y Mellon, 1996; Hilbeck et al., 1998; Altieri, 2000).

El mantenimiento de diversidad a largo plazo requiere una estrategia de manejo que considere los patrones del paisaje y de la biogeografía regional, así como el diseño de agroecosistemas respetuosos con el medioambiente, por encima de los intereses puramente económicos. Es por ello que varios autores se han preguntado repetidamente si los problemas de plagas de la agricultura moderna pueden ser ecológicamente aliviados en el contexto de la actual estructura agrícola intensiva en capital. Buttel (1980) sugiere que muchos problemas de la agricultura moderna radican en esa estructura y pide la consideración de un importante cambio social, reforma agraria, rediseño de maquinaria, investigación y reorientación de la extensión en el sector agrícola para aumentar las posibilidades de mejorar la protección del cultivo a través del manejo de la vegetación. El que se lleve a la práctica el potencial y expansión del manejo de plagas con base ecológica, dependerá de cambios de actitud por parte de los investigadores y políticos, de políticas agrarias conducentes, de la existencia de mercado para los productos ecológicos y, también, de los movimientos de agricultores y consumidores en demanda de una agricultura más sana y viable.

Es crucial que los científicos involucrados en la búsqueda de tecnologías agrícolas sostenibles se interesen en quienes finalmente se beneficiarán con ellas. Qué se produce, cómo se produce y para quién se produce, son preguntas clave que necesitan ser contestadas si se quiere que emerja una agricultura socialmente justa. Cuando se plantean estas preguntas, es inevitable que surjan cuestiones sobre la propiedad de la tierra, la condición de la mano de obra, tecnología apropiada, sanidad pública y política de investigación. Hay sin duda importantes desafíos de los que ocuparse a la hora del desarrollo de una agricultura sostenible en el siglo XXI. Tales cuestiones deben ser urgentemente resueltas por científicos y agricultores comprometidos trabajando en asociación.

Bibliografía citada

Adams, J. B. and M. E. Drew, 1965. Grain aphids in New Brunswick. III. Aphid populations in herbicidetreated oatfields. *Canadian Journal of Zoology* 43: 789794.

Allen, W. W. and R. F. Smith. 1958. Some factors influencing the efficiency of *Apanteles medicagines* Muesebeck (Hymenoptera: Braconidae) as a parasite of the alfalfa caterpillar, *Colias philodice eurytheme* Boisduval. *Hilgardia* 28:1.

Altieri, M. A. 1987. *Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture*. Westview Press, Boulder, CO.

Altieri, M.A. 1991. Increasing biodiversity to improve insect pest management in agro-ecosystems. In *Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*, ed. DL Hawksworth, pp. 165-82. Wallingford, UK: CAB Int. 302 pp.

Altieri, M. A. 1991. How best can we use biodiversity in agroecosystems. *Outlook on Agriculture* 20: 1523.

Altieri, M.A. 1995. *Agroecology: the science of sustainable agriculture*. Westview Press, Boulder.

Altieri, M.A. 2000. The ecological impacts of transgenic crops on agroecosystem health. *Ecosystem Health* 6:13-23.

Altieri, M.A. and C.I. Nicholls. 2000. Applying agroecological concepts to development of ecologically based pest management systems. In: *Proc. of a Workshop "Professional societies and ecological based pest management systems."* pp. 14-19. National Research Council. Washington D.C.

Altieri, M. A., C. A. Francis, A. Schoonhoven, and J. Doll. 1978. A review of insect prevalence in maize (*Zea mays* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L.) polycultural systems. *Field Crops Research* 1: 3349.

Altieri, M. A. and D. K. Letourneau. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Protection* 1: 405430.

Altieri, M. A. and D. K. Letoumeau. 1984. Vegetation diversity and insect pest outbreaks. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences* 2: 131169.

Altieri, M. A. and M. Liebman, 1988. Weed management: ecological guidelines. In: *Weed management in agroecosystems: Ecological approaches*. M. A. Altieri and M. Z. Liebman, eds. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 183218.

Altieri, M. A. and L. L. Schmidt. 1985. Cover crop manipulation in northern California orchards and vineyards: effectson anthropod communities. *Biological Agriculture and Horticulture* 3: 124.

Altieri, M. A. and L. L. Schmidt. 1987. Mixing cultivars of broccoli reduces cabbage aphid populations. *California Agriculture* 41: 2426.

Altieri, M. A., A. V. Schoonhoven, and J. D. Doll. 1977. The ecological role of weeds in insect pest management systems: A review illustrated with bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cropping systems. *PANS* 23: 195205.

Altieri, M. A. and J. W. Todd. 1981. Some influences of vegetational diversity on insect communities of Georgia soybean fields. *Protection Ecology* 3: 333338.

Altieri, M. A. and W. H. Whitcomb. 1979. The potential use of weeds in the manipulation of beneficial insects. *Hort. Science* 14: 1218,

Altieri, M. A. and W. H. Whitcomb. 1980. Weed manipulation for insect management in com. *Environmental Management* 4: 483489.

Andow, D. 1983. Effect of agricultural diversity on insectpopulations, pp. 91-115. In W. Lockeretz [ed.], *Environmentally sound agriculture*. Praeger, New York.

- Andow, D. A. 1991a. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology* 36: 561-586.
- Andow, D.A. 1991b. Yield loss to arthropods in vegetational diverse agroecosystems. *Environ. Entomol.* 20: 1228-1235.
- Bach, C. E. 1980. Effects of plant density and diversity on the population dynamics of a specialist herbivore, the striped cucumber beetle, *Acalymma vittata* (Fab.). *Ecology* 61: 1515-1530.
- Baliddawa, C.W. 1985. Plant species diversity and crop pest control: an analytical review. *Insect Sci. Appl.* 6: 479-487.
- Barbosa, P, ed. 1998. *Conservation Biological Control*. San Diego, CA: Academic. 396 pp.
- Baudry, J. 1984. Effects of landscape structure on biological communities: the case of heterogeneous network landscapes. Vol I. pp. 55-65 in: *Methodology in landscape ecological research and planning*. J. Brandt and P. Agger (eds.). Roskilde University Center, Roskilde, Denmark.
- Beer, J., R. Muschler, D. Kass, E. Somarriba. 1997. Shade management in coffee and cacao plantations. American Society of Agronomy. (Symposium on Tropical Agroforestry Indianapolis, Indiana, USA November 5, 1996). Nair, P. K. R. Latt, C. R., (eds). In: *Forestry Sciences: Directions in tropical agroforestry research*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. 139-164.
- Bigger, M. 1981. Observations on the insect fauna of shaded and unshaded Amelonado cocoa. *f1Bull. Entomol. Res.* 71 (1): 107-119.
- Bobb, M. L. 1939. Parasites of the oriental fruit moth in Virginia. *Journal of Economic Entomology* 32: 605.
- Boller, E.F. 1992. The role of integrated pest management in integrated production of viticulture in Europe. *Brighton Crop Protection Conference* pp. 499-506.
- Bugg, R.L. and Dutcher, J.D. 1989. Warm-season cover crops for pecan orchards: horti-cultural and entomological implications. *Biol. Agric. Hort.* 6: 123-148.
- Bugg, R. L. and J. D. Dutcher. 1989. Warmseason cover crops for use in pecan orchards: Horticultural and entomological implications. *Biological Agriculture and Horticulture* 6: 123-148.
- Bugg, R.L. and Waddington, C. 1994. Using cover crops to manage arthropod pests of orchards: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 50: 11-28.
- Buttel, F. H. 1980. Agricultural structure and rural ecology: toward a political economy of rural development. *Sociologia Ruralis* 20: 446-2.
- Chiverton, P. A. 1989. The creation of withinfield overwintering sites for natural enemies of cereal aphids. In: *Brighton Crop Protection Conference Weeds*. Fam, Surrey. British Crop Protection Council. pp. 1093-1096.
- Chiverton, P.A. and N.W. Sotherton. 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *J. Appl. Ecol.* 28: 1027-1039.
- Chumakova, B. M. 1960. Supplementary feeding as a factor increasing the activity of parasites of harmful insects. *Trudy Vsesoyuznogo Nauchnoissledovatel'skogo Instituta Zashchity Rastenii* 15: 5770.
- Coaker, T.J. 1980. Insect pest management in *Brassica* crops by intercropping. Integrated control of *Brassica* Crops. *IOBC WPRS Bull.* 3: 117-125.
- Coll, M. 1998. Parasitoid activity and plant species composition in intercropped systems. In: *Enhancing Biological Control*. C. Pickett and R. Bugg, eds. University of California Press, Berkeley.
- Corbett, A., Plant, R.E. 1993. Role of movement in the response of natural enemies to agroecosystem diversification: a theoretical evaluation. *Environ. Entomol.* 22: 519-31.
- Corbett, A., Rosenheim J.A. 1996. Impact of a natural enemy overwintering refuge and its interaction with the surrounding landscape. *Ecol. Entomol.* 21: 155-64.
- Cromartie, W. J. 1991. The environmental control of insects using crop diversity. In: *CRC handbook of pest management in agriculture*. D. Pimentel, ed. Vol. 1. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 223-251.

- Dambach, C. A. 1948. *Ecology of crop field borders*. Ohio State University Press, Columbus, OH, 203 pp.
- Dempster, J. P. and T. H. Coaker. 1974. Diversification of crop ecosystems as a means of controlling pests. In: *Biology in pest and disease control*. D. P. Jones and M. E. Solomon, eds. Wiley & Sons, New York, pp. 106-114.
- Dennis, P., Fry, G.L.A. 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farms? *Agric. Ecosyst. Environ.* 40: 95-115.
- Doutt, R.L. and J. Nakata. 1973. The *Rubus* leafhopper and its egg parasitoid: an endemic biotic system useful in grapepest management. *Environmental Entomology* 2: 381-386.
- Edland, T. 1995. Integrated pest management in fruit orchards. In: *Biological Control: benefits and risks*. pp. 97-105. H.M.T. Hokkanen and J.M. Lynch (eds.) Cambridge University Press, Cambridge.
- Finch, S. and R.H. Collier. 2000. Host-plant selection by insects: A theory based on appropriate/inappropriate landings' by pest insects of cruciferous plants. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 96 (2): 91-102.
- Finch, C. V. and C. W. Sharp. 1976. *Cover crops in California Orchards and Vineyards*. USDA Soil Conservation Service, USDA, Washington, DC.
- Flaherty, D. 1969. Ecosystem trophic complexity and the Willamette mite, *Eotetranychus willamettei* (Acarine: Tetranychidae) densities. *Ecology* 50: 911-916.
- Flint, M. L. and P. A. Roberts. 1988. Using crop diversity to manage pest problems: some California examples. *American Journal of Alternative Agriculture* 3: 164-167.
- Francis C.A. 1986. *Multiple cropping systems*. MacMillan, New York.
- Frank, T. 1997. Species diversity of ground beetles (Carabidae) in sown weed strips and adjacent fields. *Biol. Agric. Hort.* (In press).
- Frank, T. and W. Nentwig. 1995. Ground dwelling spiders (Araneae) in sown weed strips and adjacent fields. *Acta Oecologia* 16: 179-193.
- Fry, G. 1995. Landscape ecology of insect movement in arable ecosystems. In: *Ecology and Integrated Farming Systems*. D. M. Glen, M.P. Greaus and H.M. Anderson (eds.) John Wiley & Sons, Briston, UK. pp. 177-202.
- Fye, A. E. 1983. Cover crop manipulation for building pear psylla (Homoptera: Psyllidae) predator population in pear orchards, *Journal of Economic Entomology* 76: 3063-3066.
- Girma, H., M.R. Rao, S. Sithanatham. 2000. Insect pests and beneficial arthropod populations under different hedgerow intercropping systems in semi-arid Kenya. *Agroforestry Systems* 50 (3): 279-292.
- Gliessman, S.R. 1999. *Agroecology: ecological processes in agriculture*. Ann Arbor Press, Michigan.
- Gliessman, S. R. and M. Amador A. 1980. Ecological aspects of production in traditional agroecosystems in the humid lowland tropics of Mexico. In: *Tropical ecology and development*. J. I. Furtado, ed. ISTE, Kuala Lumpur. pp. 601-608.
- Goodman, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Review of Biology* 50: 237-266.
- Groden, E. 1982. The interactions of root maggots and two parasitoids, *Aleochara bilineata* (Gyll.) and *Aphaereta pillipes* (Say). M.S. thesis. Michigan State University, East Lansing. p. 152.
- Guharay, F., J. Monterrey, D. Monterroso, and C. Staver. 2000. Manejo integrado de plagas en el cultivo de café. CATIE. Managua, Nicaragua.
- Gurr, G.M., van Emden, H.F., Wratten, S.D. 1998. Habitat manipulation and natural enemy efficiency: implications for the control of pests. In: *Conservation biological control*. P. Barbosa (ed). Academic Press, New York. pp. 155-183.

Gurr, G.M., Wratten, S.D., Irvin, N.A., Hossain, Z., Baggen, L.R., et al. 1998. Habitat manipulation in Australasia: recent biological control progress and prospects for adoption. In *Pest Management—Future Challenges: Proc. 6th Aust. App. Entomol. Res. Conv. 29 Sept.—2 Oct. Vol. 2*, ed. M.P. Zaluki, R.A.I. Drew, G.G. White, pp. 225035. Brisbane: Univ. Queensland. 356 pp.

Hagen, K. S. 1986. Ecosystem analysis: plant cultivars (HPR) entomophagous species and food supplements. In: *Interactions of plant resistance and parasitoids and predators of insects*. D. J. Boethal and R. D. Eikenbary, eds. Ellis Harwood, Chichester, England. pp. 151-195.

Hart, R. D. 1980. *Agroecosistemas*. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Harwood, R. R. 1979. *Small farm development understanding and improving farming systems in the humid tropics*. Westview Press, Boulder, CO.

Hausammann, A. 1996a. The effects of weed strip management on pests and beneficial arthropods in winter wheat fields. *J. Plant Dis. Prot.* 103: 70-81.

Haynes, R. J. 1980. Influence of soil management practice on the orchard agroecosystem. *Agroecosystems* 6: 332. Helenius, J. 1998. Enhancement of predation through within-field diversification. In: *Enhancing biological control*. E. Pickett and R.L. Bugg (eds.) University of California Press, Berkeley. pp. 121-160.

Helenius, J. 1991. Insect numbers and pest damage in intercrops vs. monocrops: concepts and evidence from a system of faba bean, oats and *Rhopalosiphum padi* (Homoptera, Aphididae). *J. Sustainable Agric.* 1:57-80.

Hickman, J.M. Wratten, S.D. 1996. Use of *Phacelia tanacetifolia* strips to enhance biological control of aphids by hoverfly larvae in cereal fields. *J. Econ. Entomol.* 89: 832-40.

Hilbeck, A., M. Baumgartner, P.M. Fried, F. Bigler. 1998. Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27 (2): 480-487.

Hodek, I. 1973. *Biological of Coccinellidae*. Junk NX Publishers, Academia, The Hague, The Netherlands. Holland, J.M., Thomas S.R. 1996. *Phacelia tanacetifolia* flower strips: their effect on beneficial invertebrates and gamebird chick food in an integrated farming system. *Acta Jutl.* 71: 171-82. Idris, A.B., Grafius, E. 1995. Wildflowers as nectar sources for *Diadegma insulare* (Hymenoptera: Ichneumonidae), a parasitoid of diamondback moth (Lepidoptera: Yponomeutidae). *Environ. Entomol.* 24: 1726-35.

Iguzburkie, M. U. 1971. Ecological balance in tropical agriculture. *Geographical Review* 61: 519529.

Jmhasly, P., Netwig, W. 1995. Habitat management in winter wheat and evaluation of subsequent spider predation on insect pests. *Acta Oecol.* 16: 389-403.

Khan, Z.R., J.A. Pickett, J. van der Berg and C.M. Woodcock. 2000. Exploiting chemical ecology and species diversity: stemborer and *Striga* control for maize in Africa. *Pest Management Science* 56: 1-6.

Kido, H., D. L. Flaherty, C. E. Kennett, N. R. McCalley, and D. E. Bosch. 1981. Seeking the reasons for differences in orange tortrix infestations. *California Agriculture* 35: 2728.

Klinger, K. 1987. Effects of margin-strips along a winter wheat field on predatory arthropods and the infestation by cereal aphids. *Journal of Applied Entomology* 104(1):47-58

Landis, D.A., and Haas, M.J. 1992. Influence of landscape structure on abundance and within field distribution of European corn borer (Lepidoptera: Pyralidae) larval parasitoids in Michigan. *Environ. Entomol.* 21: 409-416.

Landis, D.A., P. Marino. 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecological Applications* 6 (1): 276-284.

Landis, D.A., F.D. Menalled, J.C. Lee, D.M. Carmona, A. Perez-Valdez. 1999. Habitat modification to enhance biological control in IPM, In: *Emerging Technologies for Integrated Pest Management: Concepts, Research, and Implementation*. ed. G.G. Kennedy, T.B. Sutton. St. Paul: APS Press. In press.

Landis, D.A., S.D. Wratten and G.A. Gurr. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomolog.* 45: 175-201.

- Leius, K. 1967. Influence of wild flowers on parasitism of tent caterpillar and codling moth. *Canadian Entomologist* 99: 444446.
- Leston, D. 1973. The ant mosaictropical tree crops and the limiting of plots and diseases. *PANS* 19: 311.
- Letourneau, D. K. and M. A. Altieri. 1983. Abundance patterns of a predator *Orius tristicolor* (Hemiptera: Anthoconidae) and its prey, *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae): habitat attraction in polycultures versus monocultures. *Environmental Entomology* 122: 14641469.
- Liang, W. and Huang, M. 1994. Influence of citrus orchard ground cover plants on arthropod communities in China: A review. *Agric. Ecosys. Environ.* 50: 29-37
- Liebman, J. 1997. Rising toxic tide: pesticide use in California, 1991-1995. Pesticide Action Network, San Francisco.
- Litsinger, J. A. and K. Moody. 1976. Integrated pest management in multiple cropping systems, pp. 293-316. In: *Multiple Cropping*. eds. R.I. Papendick, P.A. Sanchez, and G.B. Triplett. Special Publication 27. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Lys, J.A. 1994. The positive influence of strip-management on ground beetles in a cereal field: increase, migration and over-wintering. In *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. ed. K. Desender, M. Dufrene, M. Loreau, M.L. Luff, J.P. Maelfait. pp. 451-55. Dordrecht/Boston/London: Kluwer. 474 pp.
- Lys, J.A. and Nentwig. 1992. Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. 4. Surface activity, movements and density of abundant carabid beetles in a cereal field. *Oecologia* 92: 373-382.
- Lys, J.A., Zimmermann, M., Netwig, W. 1994. Increase in activity, density and species number of carabid beetles in cereals as a result of strip-management. *Entomol. Exp. Appl.* 73:1-9.
- Maier, C. T. 1981. Parasitoids emerging from puparia of *Rhagoletis pomonella* (Diptera: Tephritidae) infesting hawthorn and apple in Connecticut. *Canadian Entomologist* 113: 867.
- Marcovitch, S. 1935. Experimental evidence on the value of strip cropping as a method for the natural control of injurious insects, with special reference to plant lice. *Journal of Economic Entomology* 28: 26-70.
- Marino, P.C., Landis, D.L. 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecol. Appl.* 6:276-84.
- Marvier, M. 2001. Ecology of transgenic crops. *American Scientist* 89: 160-167.
- Matteson, P.C. 1982. The effects of intercropping with cereals and minimal permethrin applications on insects of cowpea and their natural enemies in Nigeria. *Trop. Pest Manage.* 28: 372-380.
- Matteson, P. C., M. A. Altieri, and W. C. Gagne 1984. Modification of small farmer practices for better management. *Annual Review of Entomology* 29: 383402.
- Mayse, M. A. 1983. Cultural control in crop fields: a habitat management technique. *Environmental Entomology* 7: 1522.
- Mayse, M. A. and P. W. Price. 1978. Seasonal development of soybean arthropod communities in east central Illinois. *Agroecosystems* 4: 387405.
- McClure, M. 1982. Factors affecting colonization of an orchard by leafhopper (Homoptera: Cicadellidae) vectors of peach x-disease. *Environmental Entomology* 11: 695.
- Menalled, F.D., Marino, P.C., Gage, S.H., Landis, D.A. 1999. Does agricultural landscape structure affect parasitism and parasitoid diversity? *Ecol. Appl.* 9:634-41.
- Michigan State University Extension. 2000. Michigan Field Crop Pest Ecology and Management. Bulletin E2704 p. 102.
- Monteith, L. G. 1960. Influence of plants other than the food plants of their host on hostfinding by tachinid parasites. *Canadian Entomologist* 92: 641652.
- Mortinson, T. E., J. P. Nyrop, and C. J. Eckenroed. 1988. Dispersal of the onion fly (Diptera: Anthomyiidae) and larval damage in rotated onion field. *Journal of Economic Entomology* 81: 509514.

- Murdoch, W. W. 1975. Diversity, stability, complexity and pest control. *Journal of Applied Ecology* 12: 745807.
- Murphy, B.C., J.A. Rosenheim, J. Granett. 1996. Habitat diversification for improving biological control: Abundance of *Anagrus epos* (Hymenoptera: Mymaridae) in grape vineyards. *Environ. Entomol.* 25(2):495-504.
- Murphy, B.C., J.A. Rosenheim, R.V. Dowell, J. Granett. 1998. Habitat diversification tactic for improving biological control: Parasitism of the western grape leafhopper. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 87 (3): 225-235. air, P.K. 1993. An introduction to agroforestry. Kluever Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands.
- Nascimento, A S., A.L.M. Mesquita, R.C. Caldas. 1986. Population fluctuation of the citrus borer, *Cratosomus flavofasciatus* Guerin, 1844 (Coleoptera: Curculionidae), on the trap plant, *Cordia verbenacea* (Boraginaceae). *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil* 15:125-134. entwig, W. 1998a. Weedy plant species and their beneficial arthropods: potential for manipulation in field crops. See Ref. 125, pp. 49-72.
- Nentwig, W., C. Heidger. 1989. Augmentation of beneficial arthropods by strip management: 3. Artificial introduction of a spider species which preys on wheat pest insects. *Entomophaga* 34(4):511-522
- Nicholls, C.I., M.P. Parrella and M.A. Altieri. 2000. Reducing the abundance of leafhoppers and thrips in a northern California organic vineyard through maintenance of full season floral diversity with summer cover crops. *Agricultural and Forest Entomology* 2: 107-113.
- Nicholls, C.I., M.P. Parrella and M.A. Altieri. 2001. The effects of a vegetational corridor on the abundance and dispersal of insect biodiversity within a northern California organic vineyard. *Landscape Ecology* 16: 133-146.
- O'Connor, B. A. 1950. Premature nutfall of coconuts in the British Solomon Islands Protectorate. *Agriculture Journal*, Fiji Department of Agriculture 21: 122.
- Paoletti, M. G., B. R. Stinner, and G. G. Lorenzoni. 1989. *Agricultural ecology and environment*. Elsevier, Amsterdam.
- Peng, R. K., L.D. Incoll, S.L. Sutton, C. Wright, A. Chadwick. 1993. Diversity of airborne arthropods in a silvoarable agroforestry system. *Journal of Applied Ecology* 30 (3): 551-562.
- Peppers, B. B. and B. F. Driggers. 1934. Noneconomic insects as intermediate hosts of parasites of the oriental fruit moth. *Annals of the Entomological Society of America* 27:593598.
- Perfecto I. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5 (4): 1084-1097.
- Perfecto, I. and J.H. Vandermeer. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* 108: 577-582.
- Perrin, R. M. 1975. The role of the perennial stinging nettle *Urtica dioica* as a reservoir of beneficial natural enemies. *Annals of Applied Biology* 81: 289297.
- Perrin, R. M. 1977. Pest management in multiple cropping systems. *Agroecosystems* 3: 93118.
- Perrin, R.M., and M.L. Phillips. 1978. Some effects of mixed cropping on the population dynamics of insect pests. *Entomol. Exp. Appl.* 24: 385-393.
- Peterson, P. 1926. Oriental fruit moth damage in cultivated and uncultivated orchards. *Proc. Annual Meeting of the New Jersey State Hort. Soc.* 3: 8386.
- Pickett, C.H. and R.L. Bugg. 1998. *Enhancing biological control: habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. University of California Press, Berkeley. 422 pp.
- Pimentel, D. 1961. Species diversity and insect population outbreaks. *Annals of Entomological Society of America* 54: 7686.
- Pimentel, D., D. Andow, R. DysonHudson, D. Gallahan, S. Jacobson, M. Irish, S. Kroop, A. Moss, 1. Schreiner, M. Shepard, T. Thompson, and B. Vinzant. 1980. Environmental and social costs of pesticides: a preliminary assessment. *Oikos* 34: 126140.
- Pollard, E. 1968. Hedges IV. A comparison between the carabidae of a hedge and field site and those of a woodland glade. *Journal of Applied Ecology* 5: 649657.

- Pollard, E. 1971. Hedges. VI. Habitat diversity and crop pests: a study of *Brevicoryne brassicae* and its syrphid predators. *J. Appl. Ecol.* 8: 751-780.
- Powell, W. 1986. Enhancing parasitoid activity in crops. In: *Insect Parasitoids*. J. Waage and D. Greathead, eds. Academic Press, London. pp. 319-335.
- Power, A. G. 1987. Plant community diversity, herbivore movement, and an insect-transmitted disease of maize. *Ecology* 68: 1658-1669.
- Price, P. W., C. E. Bouton, P. Gross, B. A. McPherson, J. N. Thompson and A. E. Weise. 1980. Interactions among three trophic levels: influence of plants on interaction between insect herbivores and natural enemies. *Annual Review of Ecology* 11: 4160.
- Prokopy, R.C. 1994. Integration in orchard pest and habitat management: a review. *Agric. Ecosys. Environ.* 50: 1-10.
- Puvuk, D.M. and Stinner, B.R. 1992. Influence of weed communities in corn plantings on parasitism of *Ostrinia nubilalis* (Lepidoptera: Pyralidae) by *Erioborus terebrans* (Hymenoptera: Ichneumonidae). *Biol. Cont.* 2: 312-316.
- Rabb, R. L., R. E. Stinner, and R. van den Bosch. 1976. Conservation and augmentation of natural enemies. In: *Theory and practice of biological control*. C. B. Huffaker and P. Messenger, eds. Academic Press, New York. pp. 233-254.
- Rao, M. R., M.P. Singh, R. Day. 2000. Insect pest problems in tropical agroforestry systems: Contributory factors and strategies for management. *Agroforestry Systems* 50 (3): 243-277.
- Reganold, J.P., J.D. Glover, P.K. Andrews and H.R. Hinman. 2001. Sustainability of three apple production systems. *Nature* 410: 926-930.
- Risch, S. J. 1981. Insect herbivore abundance in tropical monocultures and polycultures: an experimental test of two hypotheses. *Ecology* 62: 1325-1340.
- Risch, S.J. 1983. Intercropping as a cultural pest control: prospects and limitations. *Environ. Management* 7: 9-14.
- Risch, S. J., D. Andow, and M. A. Altieri. 1983. Agroecosystem diversity and pest control: Data, tentative conclusions, and new research directions. *Environmental Entomology* 12(3): 625-629.
- Rissler, J. and M. Mellon. 1996. The ecological risks of engineered crops. MIT Press, Cambridge.
- Robinson, R.A. 1996. Return to resistance: breeding crops to reduce pesticide resistance. Ag. Access. Davis, CA.
- Robinson, R.R., J.H. Young, and R.D. Morrison. 1972. Strip-cropping effects on abundance of predatory and harmful cotton insects in Oklahoma. *Environ. Entomol.* 1: 145-149.
- Root, R. B. 1973. Organization of a plantarthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* 43: 951-24.
- Root, R. B. 1975. Some consequences of ecosystem texture. In: *Ecosystem analysis and prediction*. S. A. Levin, ed. Ind. Appl. Math., Philadelphia, PA.
- Russell, E. P. 1989. Enemies hypothesis: a review of the effect of vegetational diversity on predatory insects and parasitoids. *Environmental Entomology* 18: 590-599.
- Schellhorn, N.A., V.L. Sork. 1997. The impact of weed diversity on insect population dynamics and crop yield in collards, *Brassica oleracea* (Brassicaceae). *Oecologia* 111 (2): 233-240.
- Schuster, M.F. 1980. Cotton ecosystem diversification and plant bug trapping with interplanted alfalfa in the delta of Mississippi. *Miss. Agric. For. Exp. Stn. Tech. Bull.* 98.
- Schroth, G., U. Krauss, L. Gasparotto, J. Aguilar, A. Duarte, K. Vohland. 2000. Pests and diseases in agroforestry systems of the humid tropics. *Agroforestry Systems* 50 (3): 199-241.

- Seongonca, C., B. Frings. 1988. The influence of *Phacelia tanacetifolia* to pests and beneficial insects in sugar beet plots. *Pedobiologia* 32 (5-6): 311-316.
- heehan, W. 1986. Response by specialist and generalist natural enemies to agroecosystem diversification: a selective review. *Environmental Entomology* 15: 456-461.
- Smith, H.A. and R. McSorley. 2000. Intercropping and pest management: a review of major concepts. *American Entomologist* 46: 154-161.
- Smith, J. G. 1969. Some effects of crop background on populations of aphids and their natural enemies on brussels sprouts. *Annals of Applied Biology* 63: 326-330.
- Smith, J.G. 1976b. Influence of crop background on natural enemies of aphids on Brussels sprouts. *Ann. Appl. Biol.* 83: 1-13.
- Solomon, M. G. 1981. Windbreaks as a source of orchard pests and predators, In: *Pests, pathogens and vegetation: the role of weeds and wild plants in the ecology of crop pests and diseases*. J. M. Thresh, ed., Pitman, Boston, MA. pp. 273-283.
- Sotherton, N.W. 1984. The distribution and abundance of predatory arthropod overwintering on farmland. *Ann. Appl. Biology.* 105: 423-424.
- Southwood, T. R. E. and M. J. Way. 1970. Ecological background to pest management. In: *Concepts of pest management*. R. L. Rabb and F. E. Guthrie, eds. North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Speight, M. and J. H. Lawton. 1976. The influence of weed cover on the mortality imposed on artificial prey by predatory ground beetles in cereal fields. *Oecologia* 23: 211-223.
- Stamps, W. T., M.J. Linit. 1997. Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. *Agroforestry Systems* 39 (1): 73-89.
- Staver, C., F. Guharay, D. Monteroso, and R.G. Muschler. 2001. Designing pest-suppressive multistrata perennial crop systems: shade-grown coffee in Central America. *Agroforestry Systems.* 53: 151-170.
- Stem, V M. 1979. Interplanting alfalfa in cotton to control *Lygus* bugs and other insect pests. *Proceedings of Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management* 1: 2126.
- Syme, P. D. 1975. The effects of flowers on the longevity and fecundity of two native parasites of the European pine shoot moth in Ontario. *Environmental Entomology* 4: 337-346.
- Tahvanainen, J. O., and R. B. Root. 1972. The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialized herbivore, *Phyllotreta cruciferae* (Coleoptera: Chrysomelidae). *Oecologia* 10: 321-346.
- Telenga, N. A. 1958. Biological method of pest control in crops and forest plants in the USSR. In: *Report of the Soviet Delegation*. Ninth International Conference on Quarantine and Plant Protection, Moscow. pp. 115.
- Theunissen, J. and H. den Ouden, 1980. Effects of intercropping with *Spergula arvensis* on pests of brussel sprouts. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 22: 260-268.
- Thiele, H. 1977. *Carabid beetles in their environments*. Springer-Verlag, New York.
- Thies, C. and T. Tschardtke. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285: 893-895.
- Thomas, M.B. and S.D. Wratten. 1990. Ecosystem diversification to encourage natural enemies of cereal aphids, pp. 691-696. In: *Pests and disease*, Brighton Crop Protection Conf.
- Thomas, M.B., Wratten, S.D., and Sotherton, N.W. 1992. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. *J. Appl. Ecol.* 29: 524-531.
- Thopham, M. and J. W. Beardsley. 1975. An influence of nectar source plants on the New Guinea sugarcane weevil parasite, *Lixophaga sphenophori* (Villeneuve). *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society* 22: 145-155.
- Tilman, D., D. Wedin, J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379 (6567): 718-720.

- Tonhasca, A. 1993. Effects of agroecosystem diversification on natural enemies of soybean herbivores. *Entomol. Exp. Appl.* 69: 83-90.
- Uvah, I. L. 1. and T. H. Coaker. 1984. Effect of mixed cropping on some insect pests of carrots and onions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 36: 159-167.
- van den Bosch, R. and A. D. Telford. 1964. Environmental modification and biological control. In: *Biological control of insect pests and weeds*. P. DeBach, ed. Chapman and Hall, London. pp. 459-488.
- Van Driesche, R.G. and T.S. Bellows, Jr. 1996. Biological Control. Chapman and Hall, New York.
- van Emden, H. F. 1965. The role of uncultivated land in the biology of crop pests and beneficial insects. *Scientific Horticulture* 17: 121-136.
- Van Emden, H.F. 1990. Plant diversity and natural enemy efficiency in agroecosystems, pp. 63-80. In: *Critical issues in biological control*. [eds.] M. Mackauer, L.E. Ehler and J. Roland. Intercept Ltd, Andover, U.K.
- Van Emden, H. F. and G. F. Williams. 1974. Insect stability and diversity in agroecosystem. *Annual Review of Entomology* 19: 455-475.
- Vandermeer, J. 1989. The ecology of intercropping. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vandermeer, J. and I. Perfecto. 1995. Breakfast of biodiversity. *Food First Books*, Oakland, California.
- Varchola, J. M., J.P. Dunn. 1999. Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 73 (1): 41-49.
- Watt, R. E. F. 1973. *Principles of environmental science*. McGraw Hill, New York.
- Way, M.J. 1977. Pest and disease status in mixed stands vs. monocultures: the relevance of ecosystem stability, pp. 127-138. In: *Origins of pest, parasite, disease and weed problems*. [eds.] J.M. Cherrett and G.R. Sagar. Blackwell, Oxford.
- White, A.J., written, S.D., Berry, N.A., and Weigmann, U. 1995. Habitat manipulation to enhance biological control of Brassica pests by hover flies (Dipter: Syrphidae). *J. Econ Entomol.* 88: 1171-1176.
- William, R. D. 1981. Complementary interactions between weeds, weed control practices, and pests in horticultural cropping systems. *HortScience* 16: 508-513.
- Wood, B. J. 1971. Development of integrated control programs for pests of tropical perennial crops in Malaysia. In: *Biological control*. C. B. Huffaker, ed. Plenum Press, New York. pp. 422-457.
- Wratten, S.D. and van Emden. 1995. Habitat management for enhanced activity of natural enemies of insect pests. In: *Ecology and Integrated Farming Systems*. [eds.] D.M. Glen, M.P. Greaves, and H.M. Anderson). pp. 117-145. John Wiley and Sons. Chichester, U.K.
- Wyss, E., U. Niggli and W. Nentwig. 1995. The impact of spiders on aphid populations in a strip-managed apple orchard. *Journal of Applied Entomology*. 114: 473-478.
- Yan, Y.H., Y. Yi, X.G. Du, B.G. Zhao. 1997. Conservation and augmentation of natural enemies in pest management of Chinese apple orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment* 62 (2-3): 253-260.
- Zandstra, B. H. and P. S. Motooka. 1978. Beneficial effects of weeds in pest management a review. *PANS* 24: 333-338.

**Autores**

Miguel Angel Altieri, Ph.D y Clara Ines Nicholls, Ph.D

Diseño gráfico

Alejandro Henao Salazar

Publicado por

Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA)

Foto de la portada

Tomas León Sicard

Publicación no sujeta a derechos de autor, por lo tanto es de libre uso siempre que se citen y se de crédito a los autores y a la Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA)

Publicado en Medellín, Colombia

Primera edición, Abril de 2010



SOCLA

Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA)

<http://agroeco.org/socla/>