

Biodiversidad y diseño agroecológico: un estudio de caso de manejo de plagas en viñedos

Clara Nicholls¹
Miguel Altieri¹

RESUMEN. La evidencia experimental demuestra que en agroecosistemas modernos la biodiversidad puede ser utilizada para mejorar los programas de manejo de plagas. Varios estudios han demostrado que en los agroecosistemas es posible estabilizar las comunidades de insectos diseñando sistemas agrícolas diversos, tales como policultivos y sistemas agroforestales, cultivos de cobertura, etc., que estimulan las poblaciones de enemigos naturales o que exhiben efectos directos y adversos sobre los insectos plaga. Este artículo analiza varias opciones de diseño de agroecosistemas que, basados en la teoría agroecológica, deberían incrementar la biodiversidad funcional para regular las poblaciones de plagas en campos de cultivo. Se presenta un estudio de caso en California, donde la diversificación de un viñedo orgánico, mediante cultivos de cobertura y un corredor de vegetación natural, logró un control biológico eficaz de saltahojas ó chicharritas y trips mediante la acción de un complejo abundante y diverso de enemigos naturales, favorecidos por las prácticas de manejo de hábitat implementadas.

Palabras clave: Agroecosistemas, Biodiversidad, Manejo integrado de plagas, Diseño de agroecosistemas.

ABSTRACT. Biodiversity and agroecological design: a case study of pest management in vineyards. In modern agroecosystems, the experimental evidence suggests that biodiversity can be used for improved pest management. Several studies have shown that it is possible to stabilize the insect communities of agroecosystems by designing vegetationally diverse cropping systems (i.e. polycultures and agroforestry systems, cover cropping in orchards and vineyards, etc) that support and enhance populations of natural enemies or that have direct deterrent effects on pest herbivores. This article analyzes various options of agroecosystem design which, based on current agroecological theory, should lead to enhancement of functional biodiversity for pest regulation in crop fields. The paper is illustrated by a case study in California, where the diversification of an organically managed vineyard with cover crops and a vegetational corridor resulted in effective biological control of leafhoppers and thrips through the action a diverse and abundant complex of natural enemies favored by the specific habitat management schemes used.

Key words: Agroecosystems, Biodiversity, Integrated pest management, Cropping systems designed.

Introducción

Muchos científicos han comenzado a reconocer el papel y la importancia de la biodiversidad en el funcionamiento de los sistemas agrícolas. En ecosistemas naturales, la regulación interna de su funcionamiento es sustancialmente un producto de procesos y sinergias ligadas a la biodiversidad (Altieri 1994). Esta forma de control se pierde progresivamente con la intensifi-

cación y la simplificación agrícola, por tanto, los monocultivos deben ser subvencionados con altos niveles de insumos sintéticos para que puedan funcionar (Thrupp 1998).

La preparación de la cama de semillas y la siembra mecanizada reemplazan los métodos naturales de dispersión de semillas; los plaguicidas sintéticos reempla-

¹ Universidad de California, Berkeley, California, **Estados Unidos.** nicholls@uclink.berkeley.edu, agroeco@nature.berkeley.edu

zan los controles naturales de las poblaciones de insectos y patógenos; y la manipulación genética reemplaza los procesos naturales de evolución y selección de plantas. También se altera la descomposición porque las plantas se cosechan y la fertilidad del suelo se mantiene, pero no mediante el reciclamiento biológico de nutrientes sino con el uso de fertilizantes (Gliessman 1998).

Una de las razones más importantes para mantener y/o incrementar la biodiversidad natural es porque ésta proporciona una gran variedad de servicios ecológicos (Altieri 1994). En ecosistemas naturales, la cubierta vegetativa de un bosque o pradera previene la erosión del suelo, regula el ciclo del agua, controlando inundaciones, reforzando la infiltración y reduciendo la escorrentía del agua. En sistemas agrícolas, la biodiversidad cumple funciones que van más allá de la producción de alimentos, fibra, combustible e ingresos. Algunas de éstas funciones son el reciclamiento de nutrientes, el control del microclima local, la regulación de procesos hidrológicos locales, la regulación de la abundancia de organismos indeseables, y la detoxificación de residuos químicos nocivos.

Estos procesos de renovación y servicios del ecosistema son principalmente biológicos, por lo que su persistencia depende del mantenimiento de la diversidad biológica o biodiversidad. Cuando estos servicios naturales se pierden por la simplificación biológica, los costos económicos y ambientales pueden ser significativos. En la agricultura, los costos económicos incluyen la aplicación de insumos externos costosos, tales como fertilizantes y plaguicidas, dado que los agroecosistemas que han sido privados de sus componentes funcionales básicos no tienen la capacidad para subsidiar la fertilidad del suelo y regular las plagas. En muchos casos estos costos involucran una reducción en la calidad de la vida rural debido a la degradación del suelo, la pérdida de la calidad del agua y de los alimentos cuando se produce contaminación por plaguicidas o nitratos (Altieri 1995).

En ninguna otra situación son más evidentes las consecuencias de la reducción de la biodiversidad que en el manejo de plagas agrícolas. La inestabilidad de los agroecosistemas se manifiesta a través del incremento de los problemas de insectos plaga, ligados a la expansión de monocultivos a expensas de la vegetación natural, disminuyendo la diversidad del hábitat local (Altieri y Letourneau 1982, Flint y Roberts 1988). Las comunidades de plantas que se modifican para satisfacer las necesidades especiales de los huma-

nos quedan inevitablemente sujetas a daños por plagas. Generalmente, mientras más intensa sea la modificación de estas comunidades más abundantes y serios son los problemas de plagas.

En la literatura agrícola están bien documentados los efectos de la reducción de la diversidad de plantas sobre las irrupciones de herbívoros plagas y patógenos (Andow 1991, Altieri 1994). Las reducciones drásticas en la biodiversidad de plantas y los efectos epidémicos resultantes pueden afectar adversamente la función del ecosistema provocando consecuencias graves sobre la productividad y sustentabilidad agrícola.

La evidencia experimental sugiere que en los agroecosistemas modernos la biodiversidad puede usarse para el manejo óptimo de plagas (Andow 1991, Altieri y Letourneau 1994). Varios estudios han demostrado que es posible estabilizar las comunidades de insectos en los agroecosistemas mediante el diseño de arreglos espaciales y temporales de la vegetación que mantiene las poblaciones de enemigos naturales o que tienen un efecto disuasivo directo sobre los herbívoros (Perrin 1980, Risch *et al.* 1983).

Este artículo analiza varias opciones de diseño de agroecosistemas, que basados en la teoría agroecológica actual, llevan el uso óptimo de la biodiversidad funcional para el control biológico de plagas en plantaciones agrícolas. Estos principios se ilustran con un estudio de caso de un viñedo orgánico diversificado con cultivos de cobertura y un corredor biológico, en el norte de California.

La naturaleza y función de la biodiversidad

La biodiversidad se refiere a todas las especies de plantas, animales y microorganismos que existen e interactúan recíprocamente dentro de un ecosistema. El concepto también se puede extender a la variedad genética asociada a estas especies y a los ecosistemas en que se encuentran los organismos. En todos los agroecosistemas existen polinizadores, enemigos naturales, lombrices de tierra y microorganismos del suelo, todos componentes claves de la biodiversidad que cumplen funciones ecológicas importantes, al mediar procesos como introgresión genética, control natural, reciclamiento de nutrientes, descomposición, etc. (Fig. 1). El tipo y la abundancia de biodiversidad depende de la estructura y manejo del agroecosistema en cuestión. Southwood y Way (1970) señalaron que en general, el nivel de biodiversidad de insectos en los agroecosistemas depende de cuatro características principales: a) la diversidad de vegetación en y alrededor del

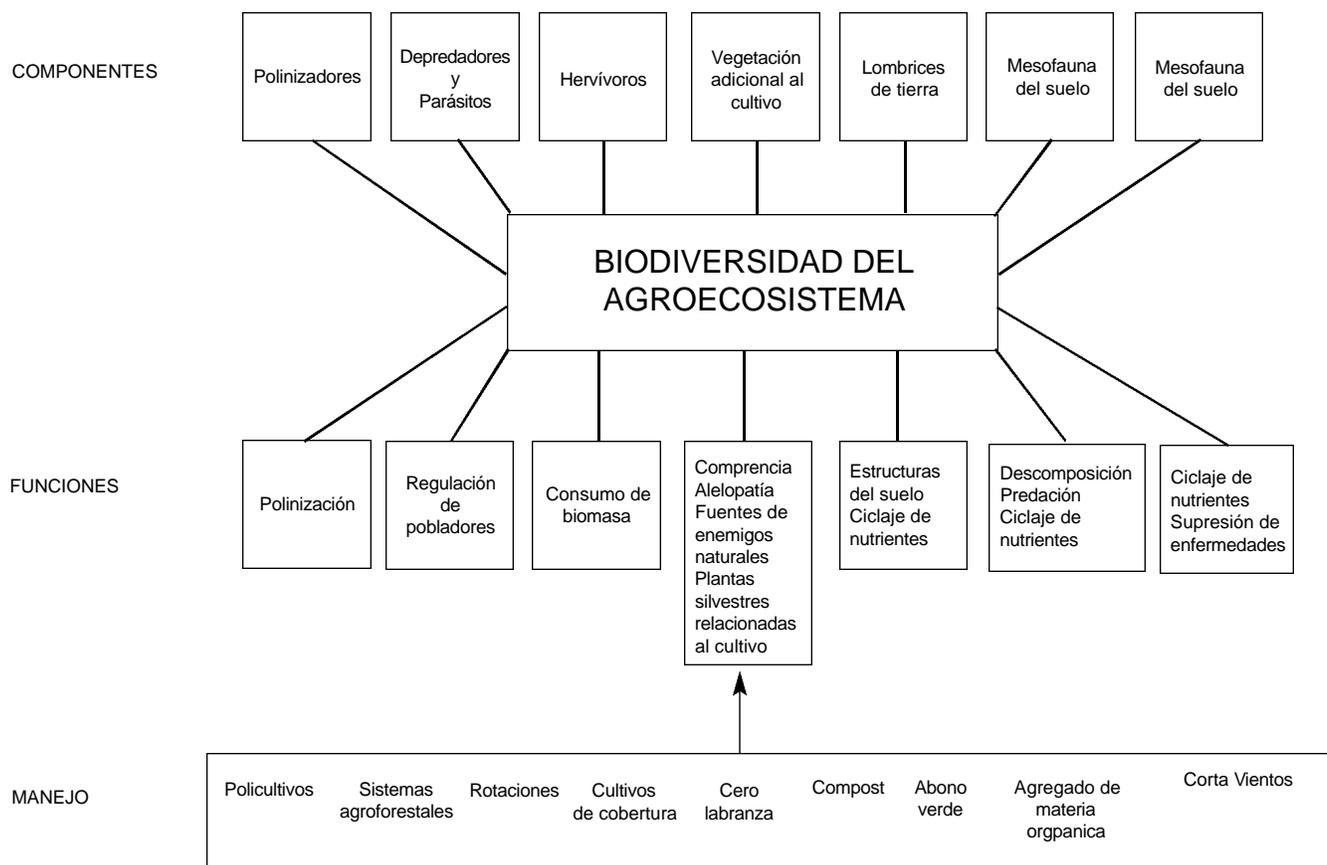


Figura 1. Componentes, funciones y estrategias de mejoramiento de la biodiversidad en agroecosistemas (según Altieri, 1991).

agroecosistema; b) la durabilidad del cultivo dentro del agroecosistema; c) la intensidad del manejo y d) el aislamiento del agroecosistema con respecto a la vegetación natural.

En general, un agroecosistema que es más diverso, más permanente, rodeado de vegetación natural y que se maneja con pocos insumos (p. ej., sistemas tradicionales de policultivos y agrosilvopastoriles) exhibe procesos ecológicos muy ligados a la amplia biodiversidad del sistema. Esto no sucede en sistemas simplificados (monocultivos modernos) que debido a sus bajos niveles de biodiversidad funcional deben ser subsidiados con insumos externos.

Todos los agroecosistemas son dinámicos y están sujetos a diferentes tipos de manejo, por tanto, los arreglos de cultivos en el tiempo y en el espacio están cambiando continuamente, de acuerdo con factores biológicos, socioeconómicos y ambientales. Tales variaciones en el paisaje determinan el grado de heterogeneidad característica de cada región agrícola, la que

a su vez condiciona el tipo de biodiversidad presente y la cual puede o no beneficiar la protección de cultivos en agroecosistemas particulares. Uno de los mayores desafíos para los agroecólogos es identificar conjuntos de biodiversidad, ya sea a nivel del campo o paisaje, que darán resultados favorables tales como regulación de plagas. El desafío de diseñar tales arquitecturas solamente se podrá enfrentar estudiando las relaciones entre la diversificación de la vegetación y la dinámica poblacional de los herbívoros y sus enemigos naturales asociados en agroecosistemas particulares.

Los componentes de la biodiversidad en agroecosistemas se pueden clasificar de acuerdo a la función que cumplen en el agroecosistema. Según esto, la biodiversidad se puede agrupar como:

- a) Biodiversidad productiva: cultivos, árboles y animales que son elegidos por los agricultores y que constituyen el nivel básico de diversidad útil en el sistema.

- b) Biota funcional: organismos que contribuyen a la productividad a través de la polinización, control biológico, descomposición, etc.
- c) Biota destructiva: malezas, insectos plaga y patógenos que reducen la productividad cuando alcanzan niveles poblacionales altos.

Estas categorías pueden agruparse en otra forma, propuesta por Vandermeer y Perfecto (1995), quienes reconocen dos tipos de componentes de la biodiversidad. El primer componente, que es la biodiversidad planificada o productiva, incluye los cultivos y animales incluidos en el agroecosistema por el agricultor, la cual variará de acuerdo al manejo y los arreglos de cultivos. El segundo componente, la biodiversidad asociada, incluye la flora y fauna del suelo, los herbívoros, descomponedores y depredadores, que colonizan al agroecosistema desde los ambientes circundantes y que permanecerán en el agroecosistema dependiendo del tipo de manejo adoptado. La relación entre los dos componentes de biodiversidad se ilustra en la figura 2.

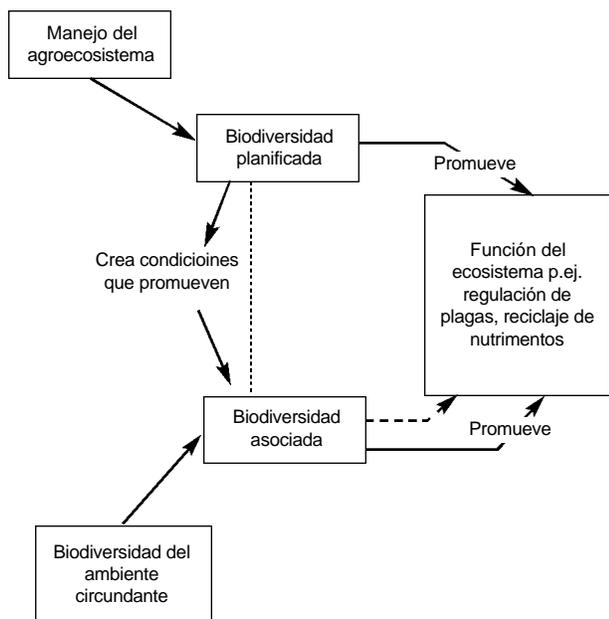


Figura 2. La relación entre los varios tipos de biodiversidad y el funcionamiento de agroecosistemas.

La biodiversidad planificada tiene una función directa como lo señala la flecha que relaciona el recuadro de biodiversidad planificada y el recuadro de la

función del agroecosistema (Fig. 2). La biodiversidad asociada también tiene una función, pero está mediada por la biodiversidad planificada que también exhibe una función indirecta. Por ejemplo, en un sistema agroforestal los árboles crean sombra, y esto permite que sólo crezcan cultivos tolerantes a la sombra. Por lo tanto, la función directa de los árboles es crear sombra. Pero asociadas a los árboles existen pequeñas avispas que buscan el néctar en las flores de los árboles. Estas avispas son parasitoides naturales de plagas que normalmente atacan a los cultivos. Las avispas son parte de la biodiversidad asociada. Así los árboles crean sombra (función directa) y atraen avispas (función indirecta) (Vandermeer y Perfecto 1995).

Es clave identificar el tipo de biodiversidad que es deseable mantener o incrementar de manera que se puedan concretar las funciones (o servicios) ecológicos, y determinar cuáles son las mejores prácticas de manejo para incrementar la biodiversidad deseada. Como se observa en la figura 3, existen muchas prácticas agrícolas que tienen el potencial de incrementar la biodiversidad funcional, y otras de inhibirla o reducirla. Lo importante es utilizar las prácticas que incrementen la biodiversidad y que ésta, a su vez, tenga la capacidad de subsidiar la sostenibilidad del agroecosistema al aportar servicios ecológicos como el control biológico, el reciclamiento de nutrientes, la conservación de suelo y agua, entre otros.

Patrones de biodiversidad de insectos en agroecosistemas

La diversidad de artrópodos ha sido correlacionada con la diversidad vegetal en los agroecosistemas. En general, una mayor diversidad de plantas implica una mayor diversidad de herbívoros, y esto a su vez determina una mayor diversidad de depredadores y parasitoides, creándose cadenas tróficas complejas. Una biodiversidad total mayor puede asegurar la optimización de los procesos ecológicos claves y, así el funcionamiento de los agroecosistemas (Altieri 1984).

Hay varias hipótesis que respaldan la idea de que los sistemas diversificados estimulan una mayor biodiversidad de artrópodos (Altieri y Letourneau 1982), tales como:

1. *Heterogeneidad de hábitat.* Los sistemas de cultivos complejos albergan más especies que los hábitats agrícolas simplificados. Los sistemas con aso-

ciaciones heterogéneas de plantas poseen más biomasa, recursos alimenticios y persistencia temporal; por lo tanto, poseen más especies de insectos asociadas con respecto a los sistemas de monocultivo. Aparentemente la diversidad de especies vegetales y la diversidad estructural de plantas son importantes para determinar la diversidad de insectos.

2. *Depredación.* El incremento de la abundancia de depredadores y parasitoides en diversas asociaciones de plantas reduce la densidad de presas/hospedantes (Root 1973), por lo que la competencia entre herbívoros se reduce, lo que a su vez permite la adición de nuevas especies de herbívoros que sostienen a más especies de enemigos naturales.
3. *Productividad.* En general, los policultivos son más productivos que los monocultivos (Francis 1986, Vandermeer, 1989). Este incremento de la productividad favorece una mayor biodiversidad de insectos, dada la mayor abundancia de recursos alimenticios.
4. *Estabilidad.* Esta hipótesis asume que la productividad en policultivos es más estable y predecible que en monocultivos. La mayor productividad, junto con la heterogeneidad de agroecosistemas complejos, permite a los insectos dividir el ambiente temporal y espacialmente, de modo que coexisten más especies.

Existen varios factores ambientales que afectan la diversidad, abundancia y actividad de parasitoides y depredadores en los agroecosistemas: condiciones microclimáticas, disponibilidad de alimentos (agua, polen, presas, etc.), recursos del hábitat (sitios de reproducción, refugio, etc.), competencia inter-específica y presencia de otros organismos (hiperparásitos, depredadores, etc.). Los efectos de cada uno de estos factores variará de acuerdo al arreglo espacio-temporal de los cultivos y a la intensidad de manejo; debido a que estos atributos afectan la heterogeneidad ambiental de los agroecosistemas (van den Bosch y Telford 1964).

A pesar de que los enemigos naturales varían mucho en su respuesta a la distribución, densidad y dispersión de los cultivos, la evidencia señala que ciertos atributos estructurales del agroecosistema (diversidad vegetal, niveles de insumos, etc.) influyen significativamente en la dinámica y diversidad de depredadores y parasitoides. La mayoría de estos atributos se relacionan con la biodiversidad y están sujetos al manejo (p.

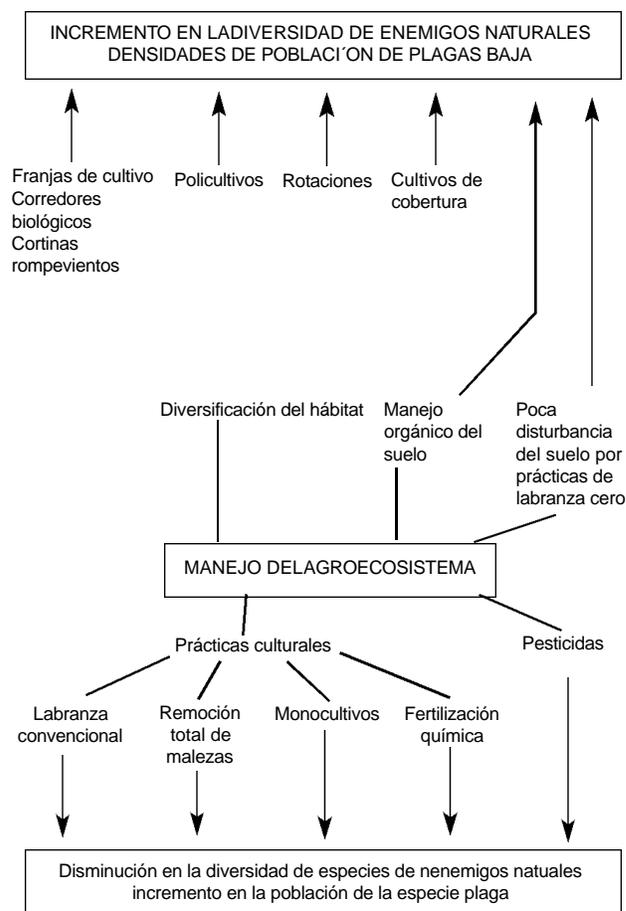


Figura 3. Efectos del manejo del ecosistema y prácticas culturales asociadas con diversidad de enemigos naturales y abundancia de insectos plaga.

ej., asociaciones y rotaciones de cultivos, presencia de malezas en floración, diversidad genética, etc.). Rabb *et al.* (1976) y Altieri y Whitcomb (1979) señalan que con base en la información disponible, la biodiversidad de enemigos naturales y su eficacia se pueden incrementar en los agroecosistemas de las siguientes maneras: a) mediante introducciones múltiples de enemigos naturales a través de enfoques aumentativos de control biológico; b) reduciendo la mortalidad de los enemigos naturales, al eliminar plaguicidas; c) proporcionando recursos alimenticios como polen, néctar, presas/hospedantes; d) incrementando la diversidad vegetal dentro y alrededor del cultivo; y e) manipulando los atributos arquitectónicos, genéticos y químicos de las plantas, tales como kairomonas que estimulan la capacidad de búsqueda y la retención de los enemigos naturales en el campo.

Biodiversidad vegetal y estabilidad de poblaciones de insectos en agroecosistemas

Desde 1970 la literatura contiene cientos de ejemplos de experimentos en los que se documenta que mediante la diversificación de cultivos se logra la reducción de poblaciones de herbívoros plaga (Andow 1991, Altieri 1994). En la mayoría de los experimentos donde se evaluaron asociaciones de un cultivo principal con otras especies vegetales no hospedantes de una plaga específica, se determinó que la población de la plaga era menor en las asociaciones que en los monocultivos (Root 1973, Cromartie 1981, Risch *et al.* 1983). En monocultivos, los herbívoros logran una mayor colonización, mayor reproducción, mayor tiempo de permanencia en el cultivo, menor dificultad para encontrar el cultivo y menor mortalidad debida a enemigos naturales.

Hay varios factores que le permiten a los policultivos limitar el ataque de las plagas. El cultivo puede estar protegido de las plagas por la presencia física de otro cultivo más alto que estaría actuando como barrera o camuflaje. La asociación de repollo con tomate reduce las poblaciones de la palomilla del repollo (*Plutella xylostella*), mientras que las mezclas de maíz, frijol y calabaza tienen el mismo efecto sobre crisomélidos del género *Diabrotica*. El olor de algunas plantas también puede afectar la capacidad de búsqueda de ciertas plagas. Los bordes de pasto repelen a cicadélidos como *Empoasca fabae* del frijol y los estímulos químicos de la cebolla no permiten a ciertas especies de moscas del género *Psila* encontrar la zanahoria sembrada en policultivo (Altieri 1994).

También hay cultivos que dentro de una combinación pueden actuar como cultivo trampa. La siembra de franjas de alfalfa en plantaciones de algodón atraen al chinche *Lygus*; aunque hay una pérdida de área dedicada a la alfalfa, esto representa un menor costo comparado con el costo del control de la plaga sino estuviera la alfalfa (Flint y Roberts 1988). Los cultivos de repollo y brócoli sufren menos daño por áfidos y crisomélidos cuando se intercalan con crucíferas silvestres que actúan como atrayentes de estas plagas (Landis *et al.* 2000).

Hay dos hipótesis que explican la menor abundancia de herbívoros en policultivos: la de la concentración de recursos y la de los enemigos naturales (Smith y McSorely 2000). Ambas hipótesis señalan que pueden haber diferentes mecanismos actuando en agroecosistemas distintos y tienden a sugerir los tipos de conjuntos de vegetación que poseen efectos regu-

ladores y los que no lo hacen, y bajo qué circunstancias agroecológicas y qué tipo de manejo (Root 1973). De acuerdo a estas hipótesis, una menor densidad de herbívoros puede ser el resultado de una mayor depredación y parasitismo, o alternativamente el resultado de una menor colonización y reproducción de plagas ya sea por repelencia química, camuflaje o inhibición de alimentación por parte de plantas no hospedantes, prevención de inmigración u otros factores (Andow 1991).

En un experimento donde se controló la diversidad vegetal en sistemas de praderas se determinó que en la medida en que se incrementaba el número de especies de plantas en la pradera, aumentaba la productividad del ecosistema y el uso de los nutrientes era más eficiente (Tilman *et al.* 1996). Este mismo patrón ocurre frecuentemente en agroecosistemas, donde la regulación de insectos plaga se incrementa con el aumento de especies de plantas. La evidencia demuestra que en la medida que se incrementa la diversidad vegetal, la reducción de plagas alcanza un nivel óptimo, lográndose rendimientos más estables.

Aparentemente, mientras más diverso es el agroecosistema y menos perturbada es la diversidad, aumentan los nexos tróficos, desarrollándose sinergismos que promueven la estabilidad en las poblaciones de insectos. Sin embargo, es claro que esta estabilidad depende no sólo de la diversidad trófica, sino más bien de la respuesta que está asociada a la densidad que tengan los niveles tróficos más altos (Southwood y Way 1970). En otras palabras, la estabilidad depende de la precisión de la respuesta de cada nivel trófico al incremento poblacional en un nivel inferior. Aunque no existen conexiones simples entre diversidad de especies y estabilidad en ecosistemas, lo clave para alcanzar la regulación biótica es la diversidad selectiva y no una colección de especies al azar (Dempster y Coaker 1974).

En estudios realizados en los últimos años se demuestra que las características funcionales de las especies que componen los agroecosistemas son tan importantes como el número total de especies. Los papeles funcionales representados por las especies de plantas son claves para determinar procesos y servicios en los agroecosistemas (Tilman *et al.* 1996). Esto tiene implicaciones prácticas para el manejo del hábitat. Si es más fácil emular un proceso ecológico específico que duplicar la complejidad de la naturaleza, entonces se deberían realizar esfuerzos para incorporar un componente específico de la biodiversidad que cum-

pla un papel especial (p. ej. que fija nitrógeno o que sus flores atraen parasitoides). Dependiendo de las condiciones del agricultor, todo lo que necesita podría ser una rotación o la adición de un cultivo asociado. En el caso de agricultores de pocos recursos, que no pueden correr muchos riesgos, probablemente la mejor opción sea la adopción de policultivos muy diversos.

Desde un punto de vista práctico, es más fácil diseñar estrategias de manejo de insectos en policultivos utilizando la hipótesis de los enemigos naturales que la de la concentración de recursos. Esto se debe a que aún no se han identificado bien las situaciones ecológicas o los rasgos en el sistema de vida, que hacen a ciertas plagas más o menos sensibles a la organización de los cultivos en el campo (Kareiva 1986).

Los monocultivos son ambientes difíciles para inducir una operación eficiente de enemigos naturales, debido a que éstos carecen de recursos adecuados para el desempeño óptimo de depredadores y parasitoides, y porque en general, se usan prácticas que afectan negativamente el control biológico. Sin embargo, los policultivos poseen condiciones intrínsecas (p. ej. diversidad de alimentos y refugios, y generalmente no son asperjados con plaguicidas) que favorecen a los enemigos naturales. En estos sistemas, la elección de una planta alta o baja, una en floración, una de maduración prematura o una leguminosa puede aumentar o disminuir los efectos de la mezclas de cultivos sobre las plagas (Vandermeer 1989). De esta forma, reemplazando o adicionando una diversidad adecuada de plantas es posible ejercer cambios en la diversidad del hábitat, que a su vez mejoran la abundancia y eficacia de los enemigos naturales.

Estructura del paisaje agrícola y biodiversidad de insectos

Una tendencia desafortunada que acompaña la expansión de los monocultivos, es que ésta ocurre a expensas de la vegetación natural circundante, la cual sirve para mantener la biodiversidad a nivel del paisaje. Como consecuencia de esta tendencia, la cantidad total de hábitat disponible para insectos benéficos está descendiendo a tasas alarmantes.

El impacto hipotético de la fragmentación del paisaje sobre la sobrevivencia de enemigos naturales se visualiza en la figura 4. En la medida que se homogeneiza el paisaje y aumenta la perturbación del ambiente, este se torna cada vez más desfavorable para los enemigos naturales. Las implicaciones de la pérdi-

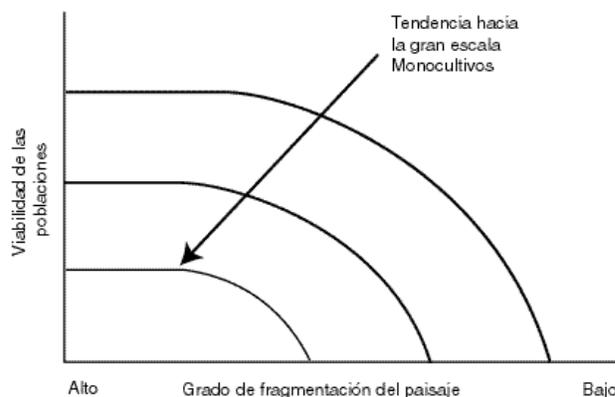


Figura 4. Efectos de la fragmentación del paisaje en la viabilidad de las poblaciones de enemigos naturales en los agroecosistemas al variar los diferentes niveles de artificialización de los sistemas agrícolas.

da de hábitat para el control biológico de plagas pueden ser serias según las evidencias que demuestran un incremento de plagas en los paisajes agrícolas homogéneos (Altieri y Letourneau 1982). Datos recientes demuestran que hay un incremento de enemigos naturales y un control biológico más eficaz en áreas donde permanece la vegetación natural en los bordes de las plantaciones (Barbosa 1998). Estos hábitats son importantes como sitios de refugio y proveen alimento para enemigos naturales en épocas de escasez de plagas en el campo (Landis *et al.* 2000).

Las cortinas rompeviento, bordes, linderos y otros componentes del paisaje han recibido mucha atención en Europa por sus efectos en la distribución y abundancia de artrópodos en campos adyacentes (Fry 1995). Hay una amplia aceptación sobre la importancia de la vegetación en los márgenes de los campos, por su función como reservorios de enemigos naturales de plagas (van Emden 1965). Muchos estudios han demostrado movimientos de artrópodos benéficos desde los márgenes hacia el cultivo, y se ha observado un mayor control biológico en las hileras de cultivos cerca de los márgenes, que en el centro de las plantaciones (Pickett y Bugg 1998, Thies y Tscharrntke 1999).

En muchos casos, las malezas y otro tipo de vegetación alrededor de los campos albergan presas y hospedantes para los enemigos naturales, proporcionando así recursos estacionales y cubriendo las brechas en los ciclos de vida de los insectos entomófagos y de las plagas (Altieri y Whitcomb 1979). Un ejemplo clásico es el de la avispa parasitoide de huevos *Anagrus epos*, cuya eficacia en regular las poblaciones del cica-délido de la vid, *Erythroneura elegantula*, se incrementa de manera importante en viñedos rodeados por

mora silvestre (*Rubus* sp.) en California. Esta planta alberga poblaciones de un cicadélido neutral (*Dikrella cruentata*), que en el invierno se reproduce en sus hojas y que sirve de alimento alternativo a *A. epos* (Doutt y Nakata 1973). Estudios recientes demuestran que los huertos de ciruelo adyacentes a viñedos ofrecen refugio invernal a *A. epos* y por lo tanto, estos viñedos cercanos se benefician por el parasitismo temprano que ejerce la avispa, la cual encuentra alimento y refugio en los ciruelos circundantes.

Diversas investigaciones en el norte de California han demostrado que existe un movimiento considerable de insectos entomófagos desde los bosques riparios hacia los huertos de manzanos adyacentes, siendo los huertos orgánicos los que muestran mayor colonización con respecto a los huertos asperjados con insecticidas (Altieri y Schmidt 1986). Varias especies de depredadores y parasitoides recolectados en los márgenes del bosque fueron capturados en la interfase huerto-bosque y más tarde recolectados dentro de los bosques, sugiriendo que la organización de la fauna benéfica de los huertos está condicionada por el tipo de vegetación natural circundante.

En zonas templadas, los investigadores han intentado incrementar los depredadores utilizando “banco” de coleópteros, franjas en floración y bordes de vegetación para crear condiciones de hábitat favorables para los insectos benéficos, en especial carábidos depredadores. En Inglaterra, cuando se utilizan estas estrategias de diversificación vegetal (especialmente franjas de pastos) y se elimina el uso de plaguicidas en cereales, los carábidos depredadores colonizan los campos y proliferan, controlando las poblaciones de áfidos que tienden a ser más numerosos en los centros de las plantaciones (Wratten 1988). El costo de establecer un “banco” de coleópteros de 400 m en 20 ha es de aproximadamente US\$200, incluyendo la arada, la semilla de pasto y la pérdida de área para el cultivo principal. Una sola aplicación de insecticidas contra áfidos cuesta US\$750, más el costo de la pérdida de rendimientos por el ataque de áfidos.

A pesar de estas observaciones, existen pocos esfuerzos en el mundo para diversificar agroecosistemas modernos a nivel del paisaje, con márgenes naturales compuestos por especies en floración que actúen como plantas “insectarias”. Las experiencias de este tipo llenarían una brecha en la información de cómo los cambios en el diseño físico y a nivel de biodiversidad en agroecosistemas afectarían la distribución y abun-

dancia de una comunidad compleja de insectos plaga y sus enemigos naturales asociados.

Determinar que la dispersión de insectos funciona como respuesta a la diversidad de la vegetación a nivel de paisaje, y si las franjas o bordes de vegetación sirven como corredores para el movimiento de enemigos naturales en campos adyacentes, tendría implicaciones mayores en el diseño de estrategias de manejo integrado de plagas (MIP) a nivel de paisaje. Se esperaría que estos corredores pudieran servir como rutas para la dispersión de depredadores y parasitoides en los agroecosistemas. Dada la gran relación perímetro-área de los corredores, la interacción con campos adyacentes es sustancial, aportando protección a los cultivos dentro de un área de influencia determinada por la distancia de los movimientos de los depredadores, desde los corredores hacia cierto ámbito del campo. Al documentar estos efectos será posible entonces determinar el largo, ancho, distancia y frecuencia a la que los corredores deberán colocarse en los campos, para mantener un nivel óptimo de entomofauna benéfica, evitando así la necesidad de utilizar plaguicidas.

Un sistema de corredores y márgenes en agroecosistemas podría también tener efectos importantes a nivel ecológico, tales como interrupción de la dispersión de propágulos de patógenos y semillas de malezas, barreras al movimiento de insectos dispersados por el viento, reducción del acarreo de sedimentos y pérdida de nutrientes, producción de biomasa incorporable al suelo, y modificación de la velocidad del viento y microclima local. Lo más importante es que el diseño de corredores puede convertirse en una estrategia importante para la reintroducción de biodiversidad en monocultivos de gran escala, facilitando así la reestructuración de agroecosistemas para su conversión a un manejo agroecológico.

Estudio de caso: biodiversificación de viñedos en el norte de California

En el norte de California, muchos viñedos están insertados en una matriz de bosques riparios, transformándose en modelos para el estudio de colonización de artrópodos y el intercambio de éstos entre campos agrícolas y áreas no cultivadas.

Se realizó un estudio en dos bloques adyacentes a un viñedo Chardonnay, localizado en Hopland, 200 km al norte de San Francisco, en una región típica de producción de vino. En el estudio se aprovechó la

existencia de un corredor vegetal de 300 m de largo y 5 m de ancho, compuesto por al menos 65 especies de plantas en floración. Este corredor, con conexión al bosque ripario, atraviesa el viñedo, permitiendo así evaluar si esa faja de vegetación puede incrementar el control biológico de insectos plaga en el viñedo.

El principal interés era evaluar si el corredor actuaba como un hábitat que aporta recursos alimenticios alternativos, continuos, abundantes y bien distribuidos para una comunidad diversa de depredadores generalistas y parasitoides, permitiendo a las poblaciones de estos enemigos naturales desarrollarse en el área de influencia del corredor, antes que las poblaciones de plagas en el viñedo. También se pensó que el corredor podría servir como una carretera biológica para la dispersión de depredadores y parasitoides desde el bosque y hacia el viñedo, y de este modo proporcionar protección contra los insectos plaga en el área de influencia del corredor (Nicholls *et al.* 2001).

Como el cultivo también estaba diversificado con cultivos de cobertura, se evaluó otra hipótesis: si la presencia de insectos neutrales, polen y néctar en los cultivos de cobertura aportan un suministro de recursos alimenticios abundante para los enemigos naturales. Así los depredadores y parasitoides rompen su dependencia estricta de herbívoros de la uva, lo que permite a los enemigos naturales aumentar sus densidades y mantener las poblaciones de plaga a niveles aceptables (Nicholls *et al.* 2000).

Los dos bloques del viñedo evaluado (Bloques A y B) de 2,5 ha cada uno, estaban rodeados en la zona norte por bosque ripario, pero el bloque A era penetrado y atravesado por el corredor. Ambos bloques estaban manejados orgánicamente durante los dos años del estudio.

Metodología

Para monitorear la diversidad y abundancia de la entomofauna se colocaron trampas adhesivas amarillas y azules en diferentes puntos del viñedo, y a diferentes distancias desde el corredor (en el bloque A) o la zona de borde sin corredor (Bloque B) (hileras 1, 5, 15, 25, 45) de abril a setiembre en 1996 y 1997. Las trampas amarillas fueron usadas para monitorear el cicadélido de la uva *E. elegantula*, su parasitoide de huevos *A. epos*, y varias especies de depredadores. Las trampas azules fueron usadas principalmente para determinar las poblaciones de trips y del depredador *Orius*.

En las mismas hileras donde se colocaron las trampas adhesivas, se examinaron hojas del cultivo, directamente en el campo, y se contó el número de ninfas de *E. elegantula*.

La mitad de cada bloque se mantuvo libre de otra vegetación durante la primavera y finales del verano (monocultivo). En abril, las otras dos mitades de cada bloque fueron sembradas hilera de por medio con una mezcla de girasol (*Helianthus annuus*) y trigo sarraceno (*Fagopyrum esculentum*) (viñedo con cultivo de cobertura). El trigo sarraceno florece de mayo a julio y el girasol de julio hasta el final de la estación.

De abril a setiembre de 1996 y 1997, se evaluó la abundancia y diversidad de los adultos del cicadélido de la uva, adultos y ninfas de trips (*Frankliniella occidentalis*), adultos de *A. epos*, *Orius* sp. y otros depredadores, en los bloques de viñedo con cultivos de cobertura y en los viñedos en monocultivo, para lo cual se utilizaron trampas adhesivas amarillas y azules, colocadas en 10 hileras seleccionadas al azar en cada bloque. También se determinó el número de ninfas de *E. elegantula* y el parasitismo de huevos (Settle y Wilson 1990). Los huevos eclosionados fueron examinados para determinar la presencia o no de hendiduras del huevo, lo cual indica la emergencia de *A. epos* (Murphy *et al.* 1996).

Con el propósito de determinar si el corte del cultivo de cobertura forzaba el movimiento de los enemigos naturales desde esos cultivos hacia los viñedos, se seleccionaron tres hileras diferentes en el bloque B, las cuales se cortaron tres veces cada año. En ambos años, se colocaron trampas adhesivas amarillas y azules en hileras al azar, en los bloques de cultivo de cobertura cada vez que estas fueron cortadas, y en sistemas donde las coberturas no se cortaron.

Influencia del corredor sobre *E. elegantula* y *F. occidentalis*

En el bloque A, en los dos años, los adultos de *E. elegantula* mostraron una clara gradiente de densidad, alcanzando los niveles poblacionales más bajos en las hileras de los viñedos localizados cerca del corredor y del bosque ripario e incrementando sus niveles hacia el centro del campo, en hileras progresivamente alejadas de la vegetación adyacente (Fig. 5). En el bloque B, la ausencia del corredor provocó una dispersión uniforme de la plaga. Las poblaciones de ninfas se comportaron de forma similar, alcanzando sus

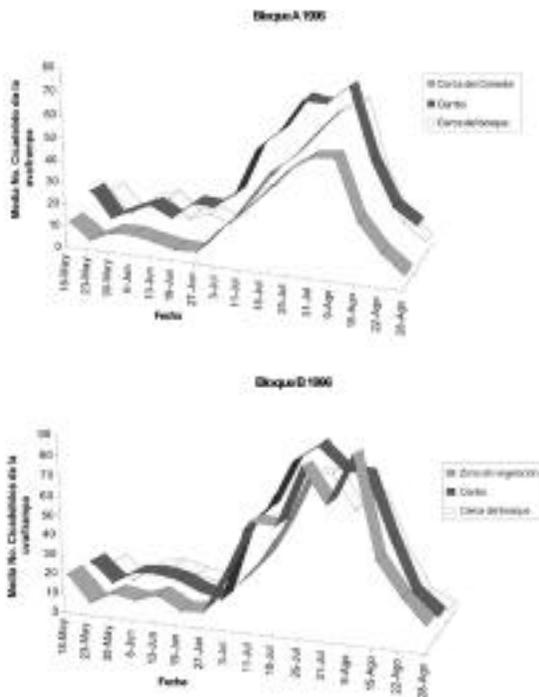


Figura 5. Densidades poblacionales (promedios/trampa) de adultos de *E. elegantula* en ambos bloques del viñedo, influenciado por la presencia del bosque ripario y el corredor (Bloque A) y la zona libre de vegetación (Bloque B). Hopland, California, 1996.

niveles más altos en las hileras del centro del bloque A, durante todo el estudio. Aparentemente, el área de influencia del corredor se extendió 15-20 hileras (25-30 m), mientras que el área de influencia del bosque ripario sobre la población de ninfas alcanzó 10-15 hileras (20-25 m). En el bloque B, el cual carecía de corredor, las ninfas presentaron una distribución homogénea en todas las hileras.

Un gradiente poblacional parecida se observó en la distribución de *F. occidentalis*. En ambos años, las capturas en el bloque A fueron sustancialmente más altas en las hileras centrales que en las hileras adyacentes al bosque; las capturas fueron menores en las hileras cerca del corredor. En el bloque B, no hubo diferencias en las capturas entre las hileras centrales y las cercanas al borde sin vegetación adyacente; sin embargo, las capturas cerca del bosque ripario fueron menores, especialmente durante 1997.

Efectos del corredor sobre los enemigos naturales

La abundancia y distribución espacial de los depredadores generalistas de las familias Coccinellidae, Chrysopidae, Nabidae, y Syrphidae en el bloque A estuvo influenciada por la presencia del bosque ripario y del

corredor, el cual encauzó la dispersión de insectos benéficos dentro del viñedo (Fig. 6). Los depredadores mostraron una distribución más homogénea en el bloque B, donde no hubo diferencias en las capturas espaciales de los depredadores entre el borde de suelo desnudo y las hileras del centro. Sin embargo, se pudo observar que su abundancia tendió a ser mayor en las hileras cerca al bosque ripario.

La distribución de *Orius* sp. fue afectada por el corredor y el bosque ripario. Así, mientras en el bloque A, las poblaciones más altas de este insecto se presentaron en los viñedos cercanos a los bordes (hasta 20 m), en el bloque B no se presentó un gradiente poblacional aparente (Cuadro 1).

El parasitoide *A. epos* colonizó los viñedos desde el corredor y el bosque ripario hacia el área de muestreo, presentando las densidades más altas en las hileras del centro, desde finales de julio hasta finales de agosto en los dos años de estudio, donde las poblaciones de *E. elegantula* eran más abundantes (Fig. 7). El incremento en las capturas de *A. epos* especialmente a partir de finales de junio, indica que el parasitoide empezó a colonizar el viñedo a principios de junio, semanas después

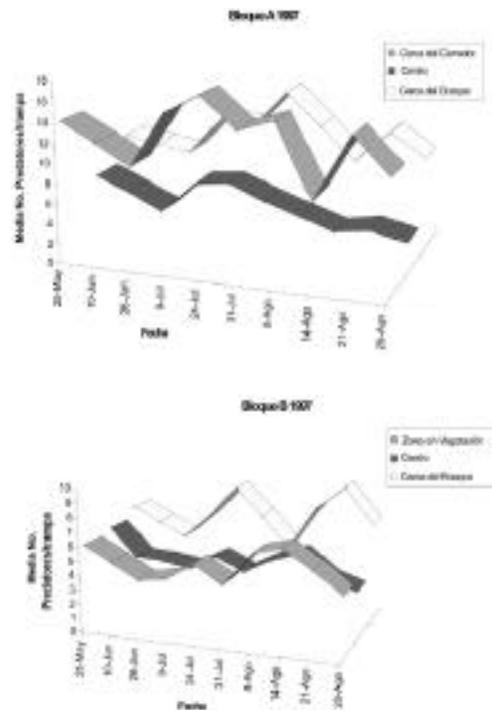


Figura 6. Densidad poblacional de depredadores (promedio/trampa) en los bloques del viñedo, influenciado por la presencia del bosque ripario y el corredor (Bloque A) y la zona libre de vegetación (Bloque B), Hopland, California, 1997.

Cuadro 1. Densidad* media (+ ES) de *Orius* sp. en hileras del borde y del centro de dos bloques de un viñedo en Hopland, California, 1996.

	Junio		Julio		Agosto	
	A	B	A	B	A	B
Cerca del corredor (borde limpio)	1,33±0,08	1,20±0,3	3,75±0,94	2,54±0,84	1,53±0,51	1,85±0,56
Centro del campo	1,16±0,05	1,36±0,45	2,11±0,52	2,96±0,98	1,20±0,4	1,70±0,62
Cerca del bosque	1,90±0,47	1,40±0,46	4,52±1,5	3,01±0,75	1,42±0,38	2,03±0,84

Densidad = número promedio de insectos por trampa adhesiva azul, durante cuatro fechas de muestreo

de que los adultos de *E. elegantula* colonizaron los viñedos. La aparición de *A. epos* coincidió con el inicio del período de oviposición de los adultos de la plaga.

Se observaron niveles altos de parasitismo a través de las generaciones en los dos bloques y en ambos años del estudio (Cuadro 2). Los huevos presentes en las hileras del centro alcanzaron una tasa de parasitismo levemente más alta que los huevos localizados en las hileras cercanas al bosque o al corredor. La proporción de huevos parasitados mostró una tendencia de distribución uniforme entre las hileras de ambos bloques. Se asume que la presencia del bosque ripario está asociada con la colonización de *A. epos*, pero no se determinó prevalencia en el parasitismo de huevos de *E. elegantula* durante la estación en hileras adyacentes a tales hábitats.

Cuadro 2. Porcentaje de parasitismo de huevos (promedio + ES) de *E. elegantula* * por *A. epos*, en hileras del borde y del centro, de los bloques de viñedo en Hopland, California.

	Bloque A		Bloque B	
	1996	1997	1996	1997
Cerca del corredor (borde limpio)	46±16	59±14	62±21	73±45
Centro del campo	61±23	82±33	75±32	80±37
Cerca del bosque	57±31	77±27	74±43	75±29

* Porcentaje promedio de 12 fechas de muestreo durante la estación

Efecto de los cultivos de cobertura de verano sobre cicadélidos

En ambos años, las densidades fueron menores en los viñedos con cultivos de cobertura de verano con respecto al viñedo en monocultivo (Fig. 8). Comparando ambos tipos de viñedo, se observó que el incremento en la diversidad de plantas causó también una dismi-

nución en el número de ninfas de la plaga. Las densidades de ninfas fueron generalmente menores en secciones de los viñedos con cultivos de cobertura en 1996, pero esto fue más evidente en 1997 (Fig. 9).

Efecto de las coberturas sobre las poblaciones de *A. epos* y en las tasas de parasitismo

Durante 1996, en las secciones con cultivo de cobertura y en las secciones en monocultivo las densidades promedio de *A. epos* fueron similares, aunque al final de la estación logró alcanzar niveles altos en las secciones en monocultivo. De igual forma, durante 1997,

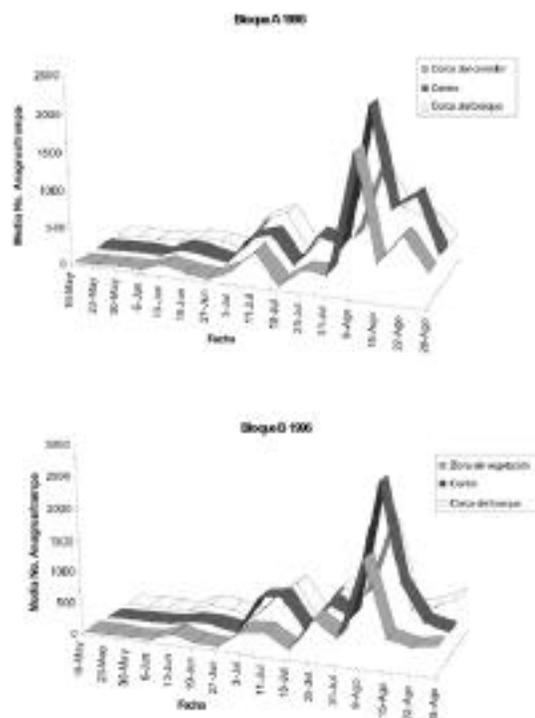


Figura 7. Densidad poblacional de *A. epos* (promedio de adulto/trampa) influenciado por la presencia del bosque ripario y el corredor (Bloque A) y la zona libre de vegetación (Bloque B), Hopland, California, 1996.

un año de capturas particularmente elevadas, el número de *A. epus* fue significativamente mayor en las secciones de monocultivo, especialmente a finales de julio. *A. epus* fue más abundante en el viñedo en monocultivo, lo cual estuvo asociado con las altas densidades del cicadélido hospedante.

Las diferencias en las capturas de *A. epus* en secciones con cultivos de cobertura y secciones en monocultivo no se reflejaron en las tasas de parasitismo de *E. elegantula*. Tampoco hubo una relación entre la abundancia del cicadélido y los niveles de parasitismo observados en este estudio. No se presentaron diferencias estadísticas en las tasas de parasitismo entre los tratamientos durante el estudio, aunque en julio de 1996 y 1997, las tasas de parasitismo fueron levemente más altas en las secciones con cultivos de cobertura, pero sin ser estadísticamente significativas.

Efecto del corte de los cultivos de cobertura en la población de *E. elegantula* y *A. epus*

Antes del corte, las densidades de las ninfas de *E. elegantula* en los viñedos fueron similares en las hileras con cultivos de cobertura. Una semana después

del corte, el número de ninfas disminuyó en los viñedos donde el cultivo de cobertura fue cortado, coincidiendo con un incremento en las densidades del parasitoide *A. epus*. Durante la segunda semana, esta disminución fue más notoria, aunque las diferencias en la población de *A. epus* entre ambos sistemas no fueron significativas (Fig. 10).

Efecto de los cultivos de cobertura sobre las poblaciones de trips y depredadores generalistas

Las densidades de trips en 1996 fueron menores en las secciones del viñedo con cultivos de cobertura que en aquellas que crecía en monocultivo. Las densidades de trips permanecieron bajas durante toda la temporada. Tales diferencias fueron también aparentes en 1997, un año con alta presión poblacional de trips. Las poblaciones en 1997 fueron significativamente mayores en las secciones de monocultivo, especialmente al final de julio. En el cuadro 3 se presenta la densidad poblacional de depredadores en los viñedos con cultivos de cobertura y en los de monocultivo. Los principales depredadores fueron arañas, *Nabis* sp., *Orius* sp., *Geocoris* sp., coccinélidos, y *Chrysoperla* sp.

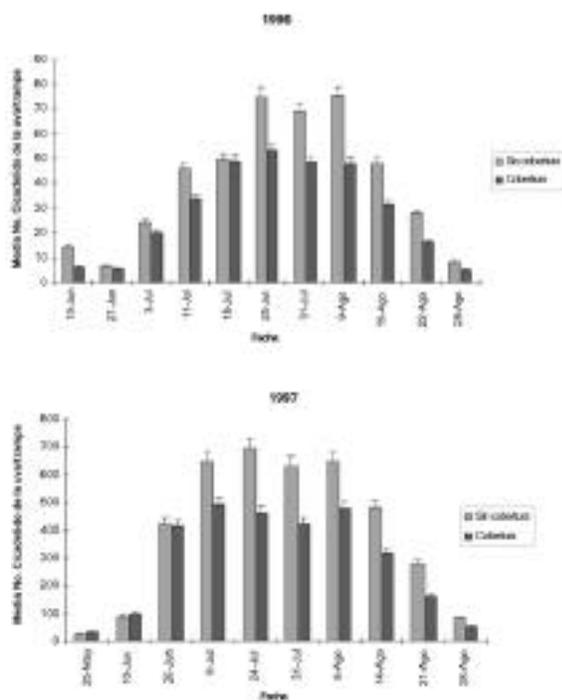


Figura 8. Densidades de adultos de *E. elegantula* en sistemas con cultivos de cobertura y en sistemas en monocultivo en el viñedo, Hopland, California, 1996- 1997.

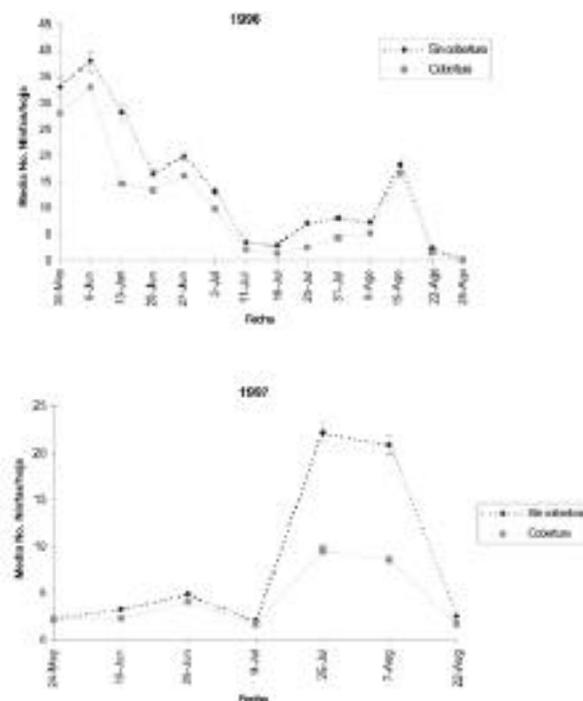


Figura 9. Densidades de ninfas de *E. elegantula* en sistemas con cultivos de cobertura y en sistemas en monocultivo en el viñedo durante dos temporadas, Hopland, California, 1996-1997.

Generalmente, las poblaciones fueron menores al inicio de la estación y se incrementaron cuando las presas también comenzaron a incrementarse. El cuadro 3 muestra que durante 1996, las poblaciones de los depredadores generalistas fueron más altas en las secciones del viñedo con cultivos de cobertura que en las secciones en monocultivo.

En 1996, el depredador más abundante en las flores de trigo sarraceno y girasol fue *Orius*, seguido por varias especies de coccinélidos. Entre las arañas encontradas, las especies de la familia Thomisidae fueron los más abundantes. En 1997, *Orius* fue nuevamente el depredador más abundante en las secciones del viñedo con cultivo de cobertura, seguido por varias especies de Thomisidae y algunas especies de Coccinellidae, Nabidae y *Geocoris* sp. Muchos de estos depredadores probablemente respondieron al complejo de insectos neutrales y al polen y néctar presente en el cultivo de cobertura.

Implicaciones del estudio

Esta investigación demuestra que los cultivos de cobertura mantienen un gran número de *Orius*, coccinélidos, arañas, especialmente de la familia Thomisidae, y otras especies de depredadores. La comparación de la abundancia de depredadores en los sistemas con y sin cultivos de cobertura muestran que la presencia de trigo sarraceno y girasol produce un incremento en la densidad de éstos. La pregunta es si esos incrementos en la abundancia de depredadores (especialmente porque *A. epos* actúa de manera similar en los dos sistemas) explican las bajas poblaciones de *E. elegantula* y de trips observados en los viñedos diversificados. Este estudio revela que la alta densidad de depredadores está correlacionada con las poblaciones menores de la plaga y esta relación es más clara en el caso de la interacción *Orius*-trips.

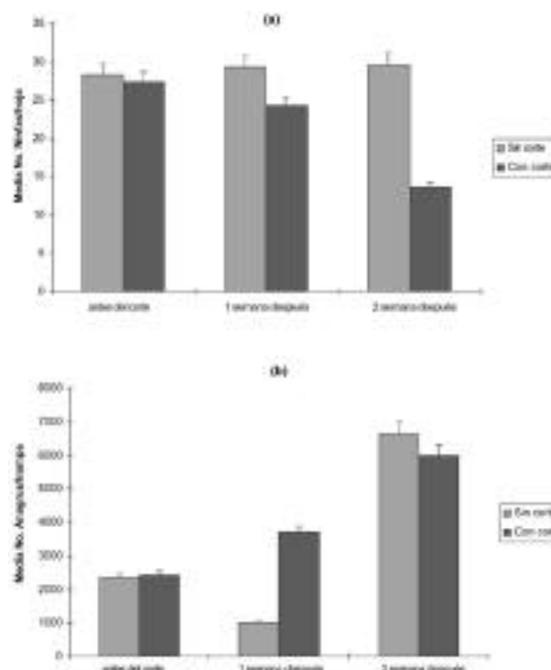


Figura 10. Efectos del corte del cultivo de cobertura en el viñedo en (a) las ninfas del cicadélido de la uva y (b) *Anagrus epos* (Hopland, California, 1997).

La evaluación del efecto del corte de la cobertura sugieren una conexión ecológica directa, debido a que el corte forzó el movimiento de *A. epos* y de los depredadores que se encontraban en las flores, provocando así en una disminución de la población de la plaga en los viñedos adyacentes a los sistemas donde la cobertura fue cortada.

Esta investigación también sugiere que la dispersión y las subsecuentes densidades de los herbívoros y sus enemigos naturales asociados, están influenciadas por las características del paisaje, tales como el bosque ripario y el corredor adyacente al viñedo. La presencia de los hábitats riparios incrementa la colonización

Cuadro 3. Densidad promedio mensual* (+ ES) de diferentes especies de artrópodos depredadores en viñedos con y sin cultivos de cobertura, Hopland, California. 1996.

		<i>Orius</i> sp.	Arañas	Coccinellidae	<i>Geocoris</i> sp.	<i>Nabis</i> sp.	<i>Chysoperla</i> sp.
Con cobertura	Junio	3±0,7	3±1,3	0	0	1±0,3	3±2,2
	Julio	5±1,9	9±3,4	4±1,9	2±1,7	1±0,6	5±3,1
	Agosto	4±2,0	12±3,7	1±0,8	4±2,3	2±1,1	2±1,0
Sin cobertura	Junio	2±1,3	2±1,1	2±0,7	0	0	2±0,7
	Julio	3±0,9	8±2,6	2±0,4	1±0,5	0	4±1,5
	Agosto	2±0,8	9±3,4	1±0,3	2±0,9	1±0,7	2±0,8

*Número de individuos por transecto de 25 m, muestreado con D-Vac

de los depredadores y su abundancia en los viñedos adyacentes; sin embargo, esta influencia es limitada por la distancia a la cual los enemigos naturales se dispersan dentro del viñedo. No obstante, el corredor amplifica esta influencia, permitiendo incrementar la dispersión y circulación de los depredadores al centro del campo, lo cual incrementa el control biológico, especialmente en las hileras de viñedos cerca a los hábitats que proveen este alimento alternativo.

Conclusiones

Los sistemas de cultivos diversificados, como los basados en policultivos y los agroforestales (p. ej., los huertos frutales con cultivos de cobertura) han sido objeto de mucha investigación. Este interés se basa en la nueva y emergente evidencia de que estos sistemas son más sustentables y conservan mejor los recursos (Vandermeer 1995). Estos atributos están relacionados con los altos niveles de biodiversidad funcional asociada a agroecosistemas complejos.

De hecho, la mayor parte de la información científica que documenta la regulación de plagas en sistemas diversificados, sugiere que esto sucede por la gran variedad y abundancia de depredadores y parasitoides en estos sistemas (Altieri 1994, Landis *et al.* 2000).

Se han sugerido varias hipótesis donde se postulan los mecanismos que explican la relación entre un mayor número de especies de plantas y la estabilización de agroecosistemas, incluyendo la regulación de las plagas (Tilman *et al.* 1996). Sin embargo, un aspecto claro es que la composición de especies es más importante que el número de especies *per se*, y que hay ciertos conjuntos de plantas que ejercen papeles funcionales claves, mientras que otros grupos de plantas no lo hacen.

El desafío está en identificar los conjuntos de especies que, mediante sus sinergias, aportarán servicios ecológicos claves, tal como el reciclamiento de nutrientes, control biológico de plagas y conservación del suelo y el agua. La explotación de estas sinergias, en situaciones reales, requieren del diseño y manejo de los agroecosistemas basado en el entendimiento de las múltiples interacciones entre suelos, plantas, artrópodos y microorganismos. La idea es restaurar los mecanismos de regulación natural adicionando biodiversidad selectiva dentro y alrededor de los agroecosistemas.

Como lo ilustra el estudio del viñedo, un manejo agroecológico del hábitat con la biodiversidad adecuada, lleva al establecimiento de la infraestructura

necesaria que aporta los recursos (polen, néctar, presas alternativas, refugio, etc.) para una óptima diversidad y abundancia de enemigos naturales. Estos recursos deben integrarse al paisaje agrícola de una manera espacial y temporal, que favorezca a los enemigos naturales y por supuesto, fácil de implementar por los agricultores. El éxito depende de: a) la selección de las especies de plantas más apropiadas; b) la entomofauna asociada a la biodiversidad vegetal; c) la manera como los enemigos naturales responden a la diversificación y d) la escala espacial a la cual operan los efectos reguladores de la manipulación del hábitat.

La experiencia práctica de miles de agricultores tradicionales en el Tercer Mundo y de algunos agricultores orgánicos en países industrializados, demuestran que es posible estabilizar las comunidades de insectos en sistemas de cultivo diseñando arreglos de vegetación que albergan poblaciones de enemigos naturales, o que tengan efectos disuasivos directos sobre las plagas (Altieri 1991). Lo que hace difícil de masificar esta estrategia agroecológica, es que cada situación se debe analizar independientemente, dado que en cada zona los complejos herbívoros-enemigos naturales varían de acuerdo a la vegetación presente dentro y fuera del cultivo, la entomofauna, la intensidad del manejo agrícola, etc.

Sin embargo, lo que es universal es el principio de que la diversificación vegetal es clave para un control biológico eficiente. Las formas específicas de manejo y diseños de diversificación dependerán entonces de las condiciones socioeconómicas y biofísicas de cada región y su definición será el resultado de un proceso de investigación participativa, en la que agricultores e investigadores trabajando juntos determinan los diseños más adecuados para incrementar el control natural en agroecosistemas específicos.

Literatura citada

- Altieri, MA; Whitcomb, WH. 1979. The potential use of weeds in the manipulation of beneficial insects. *HortScience* 14: 12-18.
- Altieri, MA; Letourneau, DK. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Protection* 1: 405-430.
- Altieri, MA. 1984. Patterns of insect diversity in monocultures and polycultures of brussel sprouts. *Protection Ecology* 6:227-232.
- Altieri, MA; Letourneau, DK. 1984. Vegetation diversity and insect pest outbreaks. *CRC Critical Reviews in Plant Sciences* 2: 131-169.
- Altieri, MA; Schmidt, LL. 1986. The dynamics of colonizing arthropod communities at the interface of abandoned

- organic and commercial apple orchards and adjacent woodland habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 16: 29-43.
- Altieri, MA. 1991. How best can we use biodiversity in agroecosystems?. *Outlook on Agriculture* 20:15-23.
- Altieri, MA. 1994. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. New York, Haworth Press.
- Altieri, MA. 1995. *Agroecology: the Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder.
- Andow, DA. 1983. The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 9: 25-35.
- Andow, DA. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology* 36: 561-586.
- Barbosa, P. 1998. *Conservation Biological Control*. New York, Academic Press. 396 p.
- Cromartie, WJ. 1981. The environmental control of insects using crop diversity. In Pimentel, D. Ed. *CRC Handbook of Pest Management*. Boca Raton, CRC Press. p. 223-251.
- Dempster, JP; Coaker, TH. 1974. Diversification of crop ecosystems as a means of controlling pests. In Jones, DP; Solomon, ME. Ed. *Biology in Pest and Disease Control*. New York, John Wiley. p. 106-114.
- Doutt, RL; Nakata, J. 1973. The *Rubus* leafhopper and its egg parasitoid: an endemic biotic system useful in grape pest management. *Environmental Entomology* 2: 381-386.
- Flint, ML; Roberts, PA. 1988. Using crop diversity to manage pest problems: some California examples. *American Journal of Alternative Agriculture* 3:164-167.
- Francis, CA. 1986. *Multiple cropping systems*. New York, MacMillan.
- Fry, G. 1995. Landscape ecology of insect movement in arable ecosystems. In *Ecology and integrated farming systems*. Glen, DM. Ed. Bristol, UK John Wiley.
- Gliesman, SR. 1998. *Agroecology: ecological process in sustainable agriculture*. Chelsea, MI, Ann Arbor Press.
- Kareiva, P. 1986. Trivial movement and foraging by crop colonizers. In Kogan, M. Ed. *Ecological Theory and Integrated Pest Management Practice*. New York, John Wiley. p. 59-82.
- Landis, DA; Wratten, SD; Gurr, GA. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45:175-201.
- Murphy, BC; Rosenheim, JA; Granett, J. 1996. Habitat diversification for improving biological control: abundance of *Anagrus epos* (Hymenoptera: Mymaridae) in grape vineyards. *Environmental Entomology* 25(2):495-504.
- Nicholls, CI; Parrella, MP; Altieri, MA. 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, CI; Parrella, MP; Altieri, MA. 2001. Effects of a vegetational corridor on the abundance and dispersal of insect biodiversity within a northern Californian organic vineyard. *Landscape Ecology* 16:133-146.
- Perrin, RM. 1980. The role of environmental diversity in crop protection effects of temporal and spatial diversity in agroecosystems on phytophagous insects, diseases, weeds and natural enemies. *Prot-Ecol.* 2 (2):77-114.
- Pickett, CH; Bugg, R. 1998. *Enhancing Biological Control: habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. Berkeley, University of California. 422 p.
- Rabb, RL; Stinner, RE; van den Bosch, R. 1976. Conservation and augmentation of natural enemies. In Huffaker, CB; Messenger, PS. Ed. *Theory and Practice of Biological Control*. New York, Academic Press. p. 233-253.
- Risch, SJ; Andow, D; Altieri, MA. 1983. Agroecosystem diversity and pest control: data, tentative conclusions and new research directions. *Environmental Entomology* 12:625-629.
- Root, RB. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassicae oleraceae*). *Ecological Monographs* 43: 95-124.
- Settle, WH; Wilson, LT. 1990. Behavioral factors affecting differential parasitism by *Anagrus epos* (Hymenoptera: Mymaridae), of two species of erythroneuran leafhoppers (Homoptera: Cicadellidae). *Journal of Animal Ecology* 59(3):877-891.
- Smith, HA; McSorely, R. 2000. Intercropping and pest management: a review of major concepts. *American Entomologist* 46:154-161.
- Southwood, TRE; Way, MJ. 1970. Ecological background to pest management. In Rabb, RL; Guthrie, FE. Ed. *Concepts of Pest Management*. Raleigh, North Carolina State University. p. 6-29.
- Thies, C; Tschardtke, T. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285: 893-895.
- Thrupp, LA. 1998. *Cultivating diversity: agrobiodiversity and food security*. Washington DC., World Resources Institute.
- Tilman, D; Wedin, D; Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Van den Bosch, R; Telford, AD. 1964. Environmental modification and biological control. In DeBach, P. Ed. *Biological Control of Insect Pests and Weeds*. London, Chapman and Hall. p. 459-488.
- Vandermeer, J. 1989. *The ecology of intercropping*. Cambridge, UK, Cambridge Univ. Press.
- Vandermeer, J. 1995. The ecological basis of alternative agriculture. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 26:201-224.
- Vandermeer, J; Perfecto, I. 1995. *Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction*. Oakland, Food First Books.
- Van Emden, HF. 1965. The role of uncultivated land in the biology of crop pests and beneficial insects. *Scientific Horticulture* 17: 121-126.
- Wratten, SD. 1988. The role of field margins as reservoirs of natural enemies. In *Environmental management in agriculture*. London, Belhaven Press.