

# Conservación de biodiversidad y sustentabilidad en sistemas agroforestales de zonas áridas del valle de Tehuacán, México

ANA ISABEL MORENO-CALLES, ALEJANDRO CASAS

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS, UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO, APARTADO POSTAL 27-3

(SANTA MARIA DE GUIDO), MORELIA, MICHOACÁN 58190, MÉXICO.

Email: [acasas@oikos.unam.mx](mailto:acasas@oikos.unam.mx)

## RESUMEN

Se revisaron hipótesis generales sobre el potencial de los sistemas agroforestales para mantener biodiversidad e interacciones bióticas, así como sobre los factores que influyen en tales procesos en zonas áridas. Se analizaron estas hipótesis con base en información (a nivel de especies y variabilidad genética) obtenida en sistemas de las zonas áridas del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. En esta región los sistemas agroforestales derivados de bosques de cactáceas columnares son capaces de mantener entre el 50 y 90% de la riqueza de especies de plantas que existe en los sistemas silvestres, y en promedio cerca del 93% de la diversidad genética de poblaciones silvestres de las especies de cactáceas representativas de los bosques originales. No obstante, se identificó su limitada capacidad para mantener especies raras. Se abordan nuevas hipótesis y prioridades de investigación en este tema para los sistemas agroforestales de esta región en particular y para los de zonas áridas en general. Finalmente, se discute la contribución de la diversidad vegetal mantenida en los sistemas agroforestales en la conservación de la diversidad biológica de las áreas silvestres que los circundan y en la productividad, estabilidad y resiliencia del sistema. Todos estos atributos cruciales para la comprensión del estado de sustentabilidad, y de las intervenciones que se requieren para mejorarlo.

Palabras clave: Sistemas agroforestales, conservación de la biodiversidad, Valle de Tehuacán-Cuicatlán, cactáceas columnares, intensificación agrícola, sustentabilidad.

## ABSTRACT

*General hypotheses were reviewed on the potential of agroforestry systems to maintain biodiversity and biotic interactions, as well as factors influencing such processes. We analyzed information (at species and genetic variation levels) from cases of agroforestry systems, derived from columnar cacti forests in the arid areas of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, central Mexico. Agroforestry systems of this region maintain 50 to 90% of the plant species richness existing in wild forests, and in average nearly 93% genetic diversity of wild populations of the dominant columnar cacti species. However, a limited capacity of these systems to maintain rare species was identified. New hypotheses and research priorities are discussed for agroforestry systems of the Tehuacán Valley in particular and for agroforestry systems of arid zones in general. Finally, we analyze the role of the plant diversity*

*maintained in agroforestry systems to the general maintenance of biodiversity of wild forest areas and to the productivity, stability, and resilience of the systems, crucial attributes for understanding their state of sustainability and for designing action to improve them.*

Las zonas áridas y semiáridas presentan humedad limitada debido a la baja precipitación y altas tasas de evaporación que las caracterizan. También presentan suelos delgados y baja productividad primaria, y todos estos elementos en su conjunto hacen a los ecosistemas secos particularmente vulnerables en comparación con los de otras áreas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Ha sido común la idea de que las zonas secas son áreas con diversidad biológica muy limitada y por ende han recibido menor atención en programas de conservación que otros ecosistemas. Y es hasta recientemente cuando se ha reconocido que las zonas áridas albergan una alta diversidad biológica de importancia tanto ecológica como cultural (Darkoh, 2003). En México, por ejemplo, cerca del 60% del territorio son zonas áridas y semiáridas, y en éstas se han identificado cerca de 6000 especies de plantas vasculares (aproximadamente el 25% del total estimado para el territorio nacional), siendo endémicas aproximadamente 60% de éstas (Rzedowski, 1976; 1993). El número de especies en las zonas áridas es menor en comparación con las zonas húmedas, y por ello la pérdida de especies en esas zonas tiene un impacto relativamente más alto, más aún si se considera el elevado porcentaje de endemismos que representan (McNeely, 2003).

El Valle de Tehuacán-Cuicatlán es una zona árida ubicada entre los estados de Oaxaca y Puebla, en el centro de México (Fig. 1). Se considera como uno de los principales reservorios de diversidad biológica de las zonas áridas de Norteamérica (Dávila *et al.*, 2002) y tiene una historia cultural de entre 12,000 y 14,000 años de antigüedad (MacNeish, 1967). Tan larga historia de interacción entre las culturas y la diversidad biológica locales ha resultado en una de las mayores riquezas de saberes y técnicas de manejo de los recursos y ecosistemas de México (Casas *et al.*, 2001; 2008). Por ejemplo, el conocimiento etnobotánico comprende alrededor de 1600 especies de plantas útiles, incluyendo el cultivo de 190 especies mesoamericanas y el manejo silvícola de cerca de 123 especies nativas dentro de diferentes sistemas agroforestales (Casas *et al.*, 2008; Lira *et al.*, en prensa). La estrategia de subsistencia de los pueblos que habitan esta región se basa en la agricultura de riego y de temporal, la cría de cabras y vacas bajo el sistema de libre pastoreo y la recolección de recursos forestales, y en todas estas actividades se involucra el aprovechamiento y manejo de numerosas especies vegetales (Casas *et al.* 2001). No obstante, esta zona es afectada por problemas tales como cambios en el uso de la tierra, deforestación, saqueo de especies, sobreexplotación de recursos bióticos y abióticos, degradación de tierras de cultivo, incremento de la pobreza y de la migración (Valiente-Banuet *et al.*, 2006). Todos estos procesos, aunados a las sequías recurrentes propias de estas zonas, significan riesgos para la sobrevivencia de las comunidades indígenas y mestizas que han habitado estos sitios. Es altamente relevante la búsqueda de propuestas para mantener y recuperar la diversidad biológica y cultural del área, pero también los es generar opciones para optimizar el uso de recursos naturales buscando mejorar las condiciones de subsistencia de las comunidades

humanas que ahí habitan. La experiencia técnica de los habitantes del Valle de Tehuacán ha tenido una larga trayectoria de invención de sistemas de manejo de recursos naturales, y ésta constituye una sólida base sobre la que descansarán las innovaciones tecnológicas para hacer frente a los retos actuales. Entre tales sistemas destacan sin duda los agroforestales, los cuales favorecen el mantenimiento de la diversidad biológica, al mismo tiempo que proporcionan numerosos recursos y servicios ecosistémicos a las comunidades humanas que los practican. En este trabajo revisamos la información disponible y el papel de estos sistemas para mantener diversidad biológica, en términos de riqueza y diversidad de especies, variabilidad genética e interacciones bióticas; analizamos también cómo los procesos de intensificación de la producción agrícola afectan tales capacidades y las posibles alternativas para que estos sistemas mantengan su papel en atributos (productividad, estabilidad y resiliencia) que tienen efecto en la sustentabilidad de los sistemas manejados.

Los sistemas agroforestales han sido estudiados recientemente en diversos ecosistemas de la tierra; sin embargo, los estudios sobre sistemas de zonas áridas son aún escasos y en ello busca contribuir este análisis de la experiencia técnica de los pueblos del Valle de Tehuacán–Cuicatlán.

## EL PAPEL DE LOS SISTEMAS AGROFORESTALES EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

### Diversidad de especies

Los sistemas agroforestales comprenden prácticas que integran árboles y otras plantas leñosas dentro de sistemas agrícolas, ya sea conservando plantas que se encontraban en los bosques antes del aclareo de las parcelas, o bien mediante la propagación, cuidado, o tolerancia del rebrote de algunas de esas plantas (Schroth *et al.*, 2004). En las zonas campesinas de Latinoamérica son comunes los paisajes que incluyen fragmentos de vegetación silvestre, barbechos de distintas edades y campos cultivados. También es común que al realizar el aclareo de la vegetación los campesinos manejen dentro de las parcelas agrícolas relictos del bosque, franjas de vegetación y árboles aislados que se usan como alimentos, fibras, materiales y otros múltiples usos (Vandermeer *et al.*, 1998). Bajo tal forma de manejo, los paisajes pueden mantener una alta proporción de la riqueza de especies de plantas, aves, insectos y mamíferos de las zonas forestales silvestres. Por ejemplo, Nobel y Dirzo (1997) estimaron que los sistemas agroforestales tradicionales pueden mantener entre 50 y 80% de un pool regional de especies, mientras que en una reciente revisión de estudios al respecto Bhagwat *et al.* (2008) estimaron que estos sistemas mantienen en promedio cerca del 60% de especies de los ecosistemas forestales.

Diversos estudios aportan información que permite apreciar que un sistema agroforestal tiende a mantener un mayor número de especies cuando: i) Los ecosistemas forestales poseen una alta diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  y existe en tales áreas una larga historia de interacción entre los humanos y tal diversidad (Casas *et al.*, 2008); ii) los sistemas tradicionales de manejo se basan en una estrategia de uso de los recursos para múltiples propósitos (Wilken, 1977; Toledo *et al.*, 2002; Altieri & Nicholls, 2006); iii) los sistemas forestales han sido recientemente

convertidos en sistemas agroforestales y con el tiempo la selección es dirigida a especies en particular (Augusseau *et al.*, 2006; Bhagwat *et al.*, 2008); iv) el manejo permite el desarrollo de procesos sucesionales y la incorporación de nuevas especies y variedades vegetales (Casas *et al.* 2007); v) el manejo del sistema agroforestal se encuentra sujeto a un nivel intermedio de intensificación o disturbio (Janzen, 1973; Swift *et al.*, 1996; Bhagwat *et al.*, 2008; Perfecto y Vandermeer, 2008); y vi) la cobertura de árboles nativos es alta (Bhagwat *et al.*, 2008).

En algunos estudios realizados en zonas áridas de distintas partes del mundo se han encontrado condiciones similares entre sí que sugieren un patrón de capacidad de conservación de entre 50 y 90% de las especies de plantas de los sistemas forestales silvestres de los que se derivan (véase Cuadro 1). En el Valle de Tehuacán se practican sistemas agroforestales en las zonas templadas de las montañas que rodean el Valle, en las zonas irrigadas de las partes bajas en el valle aluvial, así como en las zonas de temporal en las laderas de zonas secas (Casas *et al.*, 2008). Son los sistemas de estas últimas zonas sobre los cuales se centró la atención de la presente.

Los sistemas agroforestales más relevantes de las zonas secas referidas, por su extensión e importancia cultural, son los establecidos en bosques de cactáceas columnares (*sensu* Valiente-Banuet *et al.*, 2000) dominados por diferentes especies de este grupo de plantas. En particular, los de mayor importancia son los derivados de la vegetación denominada “chichipera” en donde predominan las cactáceas *Polaskia chichipe* y *P. chende* (Fig. 2), la que recibe el nombre de “jotillal” (Valiente-Banuet *et al.*, 2000) dominada por *Escontria chiotilla* (Fig. 2), y la llamada “garambullal” dominada por *Myrtillocactus schenckii* (Blancas, 2006; Casas *et al.*, 2008, Fig. 2). En estos sistemas agroforestales es posible apreciar el mantenimiento de un elevado número de plantas perennes, principalmente aquellas que los campesinos toleran al realizar el aclareo de la vegetación para abrir campos de cultivo. Estas plantas pueden encontrarse formando parte de los contornos de las parcelas, o en el interior de éstas formando islas de relictos de la vegetación original, pequeños manchones, franjas dispuestas deliberadamente de manera perpendicular a la pendiente, o árboles aislados (Casas *et al.*, 2008).

En muestreos de vegetación llevados a cabo en los sistemas agroforestales y en bosques de cactáceas columnares por los autores, encontramos que éstos pueden mantener en promedio 72% de las especies de plantas registradas en el bosque de chichipera, 58% de las encontradas en los jotillales, y hasta 97% de las encontradas en los garambullales. Se encontró que incluso algunas especies endémicas pueden incrementar su abundancia bajo este manejo, como es el caso de *Escontria chiotilla*. Sin embargo, también se detectó que algunas especies raras frecuentemente están ausentes del sistema, lo que permite identificar una importante limitación en su capacidad de conservación, que amerita establecer explícitamente objetivos para subsanarla.

A escalas de paisaje algunos sistemas agroforestales pueden contribuir a incrementar la diversidad que se encuentra en los sistemas forestales silvestres. Por ejemplo, Blanckaert *et al.* (2007) encontraron dentro de sistemas agrícolas en la zona árida de Tecomavaca, Oaxaca, (también dentro del Valle de Tehuacán) 161 especies pertenecientes a 103 géneros y 40 familias de plantas. De éstas sólo 49% de las especies herbáceas están presentes en los sistemas

naturales, mientras que 51% de las especies sólo se encontraban en las zonas manejadas, incrementando de esta manera los niveles de diversidad en el paisaje. Alrededor de 26% de las especies registradas por Blanckaert *et al.* (2007) tenían una distribución restringida a una parcela, lo que indica que cada parcela contribuye con distintas especies a la diversidad general a nivel de paisaje.

El patrón de mantenimiento de especies en cercos vivos, franjas y manchones de vegetación o árboles aislados, se encuentra frecuentemente en otros sistemas agroforestales tradicionales de zonas áridas. Particularmente en Latinoamérica se han documentado en Nicaragua (Malpasillo), México (Durango, Sonora, Zacatecas, Hidalgo), Bolivia (Aiquile, Sacaca y Chipaya) y Perú (Centro Salvadoreño de Tecnología Apropiaada, 2007). No obstante, aún se requiere profundizar en la caracterización y en el potencial de estos sistemas para mantener diversidad biológica y de los factores que están favoreciendo o desfavoreciendo los procesos que otorgan tal capacidad de conservación. Asimismo es importante generar estudios que destaquen el papel de otras actividades, como por ejemplo el pastoreo, que pueden tener efecto en el incremento de la diversidad en estos sitios. En el caso del pastoreo, estudios previos han documentado el papel del ganado en la dispersión de semillas (Baraza & Valiente-Banuet, 2008), y (dentro de un cierto umbral de disturbio) en el incremento de la abundancia de algunas especies endémicas como es el caso de *Mammillaria pectinifera* (Martorell y Peters, 2005).

### Diversidad genética

La biodiversidad encontrada en estos sistemas agroforestales es una manifestación de su capacidad de conservación, pero tal capacidad adquiere mayor relevancia cuando visualizamos el mantenimiento de especies dentro de una matriz de ambientes que incluye fragmentos de zonas silvestres, sistemas agroforestales y cultivos como un continuo a través del paisaje (Leakey, 1999). Generalmente los fragmentos de zonas silvestres mantienen una mayor diversidad de especies y de variabilidad genética que los sistemas transformados, incluyendo los agroforestales. Pero es posible que los sistemas transformados, generalmente más pobres en biodiversidad, funcionen como puentes o corredores que permitan el movimiento de organismos, propágulos y gametos (flujo génico) de algunas especies, y la capacidad para funcionar como tales dependerá de la cobertura vegetal y de la diversidad de especies que mantenga. En consecuencia, es posible diseñar estrategias de conservación dirigidas a optimizar esta función, en las que una matriz de fragmentos de zonas silvestres y sistemas agroforestales de alta diversidad (tanto en términos de especies como de variabilidad genética) mantenga vías que aseguren el flujo de organismos y genes (véase Perfecto y Vandermeer, 2008). Así, si bien la fragmentación de los hábitats y la disminución del tamaño de los fragmentos de zonas forestales silvestres favorecen la endogamia y la disminución de la diversidad genética de una especie, los sistemas agroforestales pueden constituir una importante estrategia para incrementar el flujo génico y contrarrestar los efectos de la endogamia. Incluso, las áreas agroforestales pueden constituir áreas manejadas para promover la retención de diversidad genética (o la introducción de variantes que la incrementen) de las especies de plantas

perennes manejadas por los agricultores (Leakey, 1999), y aún de especies forestales altamente utilizadas o especies raras afectadas por los cambios de uso del suelo. Un ejemplo de manejo tradicional que favorece el mantenimiento de flujo génico entre manchones de vegetación se documentó en las especies de cactáceas columnares *Stenocereus stellatus*, *S. pruinosus*, *Escontria chiotilla*, *Polaskia chichipe* y *P. chende* en el Valle de Tehuacán (Casas *et al.* 2007). Los frutos de estas especies tienen un valor económico relativamente alto, y son recolectados de las poblaciones silvestres, pero también las plantas suelen ser toleradas o propagadas dentro de sistemas agroforestales y pueden constituir el primer lugar en cuanto a abundancia e índices de dominancia dentro de las comunidades manejadas de chihipera, garambullal y jiotillal (Casas *et al.*, 1999). Los estudios que compararon la diversidad genética de poblaciones silvestres y la de poblaciones en sistemas agroforestales de estas especies indican que la variación genética es muy similar y en el caso de *S. stellatus* incluso superior (Cuadro 2). Este patrón, en el caso de las especies de *Stenocereus*, puede atribuirse al manejo tradicional que involucra un continuo reemplazo e introducción de plantas desde distintas zonas silvestres a los sistemas agroforestales (Casas *et al.*, 2006; Parra *et al.*, 2008). Se ha documentado en todos los casos mencionados una baja diferenciación genética y un alto flujo genético entre poblaciones silvestres y agroforestales, que también contribuyen a explicar la alta diversidad genética de las poblaciones en sistemas agroforestales (Lucio, 2005; Otero-Arnaiz *et al.* 2005, Tinoco *et al.* 2005; Blancas, 2006; Casas *et al.*, 2006; Ruíz-Duran, 2007; Parra *et al.*, 2008). Tan alto flujo génico se explica por la participación de murciélagos (*Leptonycteris curasoë* y *Choeronycteris curasoë*) y abejas (*Xylocopa mexicanorum*, *Plabeia mexicana*, *Bombus pensylvanicus* y *Apis mellifera*) en la polinización, así como diversas especies de aves y otros murciélagos como dispersores de semillas (Valiente-Banuet, 2002), y la activa participación humana en la dispersión de semillas y propágulos vegetativos. Interacciones bióticas como las mencionadas pueden ser mantenidas por medio de los sistemas agroforestales como se discute adelante.

### Interacciones bióticas

Cuando disminuye la cobertura de los sistemas forestales silvestres se puede esperar la reducción de la diversidad y abundancia de las especies que los componen, pero también se afectan las interacciones bióticas. Estas últimas son de gran relevancia en el mantenimiento de las comunidades bióticas en general y particularmente en los sistemas de zonas áridas, como se discute en el párrafo anterior y como lo han analizado diversos autores como Yeaton (1978), Valiente-Banuet y Ezcurra (1991), Sosa y Fleming (2000), Gutiérrez y Squeo (2004), Valiente-Banuet *et al.*, (2006). La forma en que tales procesos pueden afectar las interacciones bióticas puede incluir, por ejemplo, la disminución de las especies de plantas nodrizas y por lo tanto de sitios seguros para la regeneración de poblaciones de un importante número de especies suculentas. También pueden afectar el abatimiento de la notoriedad de las poblaciones atrayentes ó la disminución de recursos atrayentes (polen, néctar o frutos) y con ello debilitar las interacciones de polinización y frugivoría, determinando una baja producción y dispersión de semillas (Leakey, 1999). En tales contextos, el mantenimiento e introducción de especies

perennes nativas en los sistemas agrícolas podría aumentar la probabilidad de conservar la ocurrencia de tan importantes interacciones.

Es sabido que algunas plantas de zonas áridas y semiáridas proveen protección a sus plántulas o a las de otras especies, mientras éstas crecen lo suficiente para hacer frente a las condiciones difíciles o bien para llegar a ser plantas adultas, fenómeno al que se le denomina nodricismo (Nobel, 1998). Por ejemplo, este tipo de interacción está bien documentado para la asociación entre *Mimosa luisana* (arbusto) y *Neobuxbaumia tetetzo* (cactácea columnar), en la que la sombra del arbusto tiene un efecto disminuyendo la radiación solar directa y, consecuentemente, menores temperaturas diarias y menor demanda evaporativa en las plántulas de la cactácea (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991). Pero también se ha documentado que los murciélagos y aves que consumen los frutos de la cactácea frecuentemente perchan en el arbusto, bajo cuya sombra depositan las semillas del fruto consumido (Godínez –Alvarez y Valiente-Banuet, 2000). *Mimosa luisana*, puede no ser muy relevante en términos económicos, pero de su presencia depende la regeneración de esta cactácea columnar, cuya dominancia en la vegetación permite valorar su gran importancia ecológica, y cuyos botones florales y frutos se emplean y comercializan localmente para consumirse como alimentos.

Además del papel de “puentes” para permitir o incrementar el flujo génico entre poblaciones silvestres y cultivadas referido anteriormente, otro efecto positivo del mantenimiento de plantas en sistemas agrícolas es el incremento de recursos atrayentes para los polinizadores y dispersores que benefician directamente a los cultivos. Por ejemplo, se ha descrito la vulnerabilidad en la reproducción de algunos grupos de plantas del Valle de Tehuacán, frente a la escasez de sus polinizadores ocasionada por cambios en el uso de la tierra. En esta región, 14 especies de cactáceas de los géneros *Pachycereus*, *Stenocereus*, *Mitrocereus* y *Neobuxbaumia* sólo producen frutos después de haber sido visitadas por murciélagos, y en todas ellas los murciélagos también consumen la pulpa de sus frutos y son importantes dispersores de sus semillas (Valiente-Banuet *et al.*, 2006). Aunque se ha documentado que los murciélagos y aves pueden tener largas distancias de vuelo (Valiente-Banuet, 2002), el costo de forrajeo a tales distancias es elevado y es probable que ocurra con menor frecuencia que el forrajeo a cortas distancias, por lo que la fragmentación estaría limitando realmente el flujo de polen y semillas entre parches distantes, a menos que existan parches de vegetación a distancia intermedia. Otras especies que constituyen el 6% de las cactáceas son polinizadas por insectos como abejas, lo cual ocurre en los géneros *Escontria*, *Polaskia* y *Myrtillocactus* otro 6% (como en el caso de *Acanthocereus*) es polinado por esfíngidos o mariposas nocturnas (Valiente-Banuet, 2002). Estos animales tienen rangos de vuelo mucho más cortos que los de los murciélagos y las aves, de tal manera que sin puentes entre poblaciones silvestres, podría disminuirse las conexiones entre éstas. En tales casos, la ausencia de parches de vegetación intermedios puede tener un efecto aún más drástico en la limitación del flujo génico.

Otra expresión de la importancia de las interacciones mantenidas en sistemas agroforestales es la relación entre la diversidad de plantas y la diversidad de micorrizas. Se ha documentado que a mayor diversidad de plantas generalmente existe una mayor diversidad de micorrizas, debido a la especificidad de la interacción entre tales organismos (Camargo-Ricalde, 2008) y

en particular esta asociación se ha registrado con cactáceas columnares como *Neobuxbaumia tetetzo* (Reyes-Quintanar *et al.*, 2008) y con varias especies del género *Mimosa* (Mimosaceae), las cuales funcionan como trampas de las esporas de las micorrizas fungales. Se ha encontrado que el suelo debajo de estas plantas tiene un mayor nivel de nutrientes que otras condiciones de suelo, de manera que conforman islas de recursos (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2003). Esto puede tener importantes efectos en la producción agrícola, así como en el favorecimiento de la diversidad vegetal en el sistema. Especies de la familia Agavaceae y Cactaceae de gran importancia ecológica y cultural en la comunidad, pueden beneficiarse del alto número de propágulos de micorrizas arbusculares (Camargo-Ricalde, 2008).

### **Intensificación agrícola, sistemas agroforestales y biodiversidad**

Bajo la consideración de que la demanda de alimentos a nivel mundial se duplicará para el año 2050 (Tilman *et al.*, 2002), algunos autores pronostican que el área para la agricultura se incrementará en un 25% en ese intervalo de tiempo y que los impactos serán más dramáticos en las zonas tropicales (Balmford *et al.*, 2005). Cifras similares se esperan para las zonas áridas, donde habita la tercera parte de la población mundial (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Como consecuencia, tales autores plantean que será inminente la pérdida de una importante cantidad de biodiversidad y de los servicios asociados a ella (Norris, 2008). La contundencia de este planteamiento debe tomarse con reservas pues, de acuerdo con otros autores (véase por ejemplo Chossudovsky, 2008), el origen de la crisis alimentaria radica en los excedentes de producción, más que en su déficit, y está más relacionado con la pobreza y la desigual distribución de los recursos (Matson *et al.*, 1997). Ello muestra que la crisis alimentaria requiere soluciones eminentemente políticas y económicas, no sólo productivas. Sin embargo, el desarrollo de tecnología que concilie la producción de alimentos con la conservación de la biodiversidad es, de cualquier manera, un tema de alta prioridad. En este contexto ha adquirido fuerza la propuesta de generar soluciones a partir de incrementar la producción agrícola intensificando las zonas actualmente cultivadas. Esta ha sido vista como una forma de reducir la presión sobre las áreas forestales, y se le conoce como estrategia de intensificación agrícola o “land sparing” (Green *et al.*, 2005). Bajo tal propuesta se esperan cambios en la estructura de los agroecosistemas y en las prácticas de manejo dirigidos a intensificar la producción (Swift *et al.*, 1996). Pero también se esperan consecuencias negativas de tal proceso de intensificación. Por ejemplo, se ha observado que los procesos de intensificación frecuentemente determinan una reducción de la calidad de la vida rural y urbana debido al decremento de la calidad de los alimentos por la erosión y la contaminación por pesticidas y fertilizantes (Altieri, 1999). Además se ha documentado que en distintas áreas estos procesos involucran generalmente una elevación de la actividad económica, mayor demanda de productos y servicios, aumento de migración, el desplazamiento de los pequeños agricultores y los trabajadores agrícolas (quienes se establecen entonces en las tierras marginales) y todos estos procesos en interacción pueden elevar los índices de deforestación y pérdida de biodiversidad (Perfecto y Vandermeer, 2008). También es probable que varios sistemas agroforestales que actualmente son importantes en la conservación de la biodiversidad sufran cambios hacia formas de agricultura más intensiva.

En este caso es necesario entender cómo se expresan tales procesos, cuáles son las causas que los dirigen y cuáles serán los posibles efectos sobre la diversidad que sostienen y los recursos que proporcionan y sobre los procesos ecológicos de las zonas forestales silvestres adyacentes (Jackson *et al.*, 2007).

La intensificación agrícola tiene expresiones a escala local o de paisaje. Autores como Swift *et al.* (1996), Matson *et al.* (1997), Vandermeer *et al.* (2002), Tshartneke *et al.* (2005) y Perfecto y Vandermeer (2008) (véase Cuadro 3), han destacando entre éstas la disminución del tiempo de rotación o descanso de la tierra, el aumento de las intervenciones de manejo, la sustitución del control biológico por control económico, la especialización en los procesos de producción, la reducción de la diversidad y el aumento en la relación con la economía de mercado. Los estudios sobre la relación entre la intensificación y la biodiversidad en sistemas agrícolas sugieren dos hipótesis (Swift *et al.*, 1996; Vandermeer *et al.*, 2002; Perfecto y Vandermeer, 2008): i) la biodiversidad se abate dramáticamente cuando algún hábitat es perturbado por cualquier intervención agrícola y ii) la biodiversidad declina poco a niveles bajos de intensificación, y declina dramáticamente a niveles altos de intensificación. Ambas hipótesis, sin embargo, han sido sustentadas con pocos trabajos (Donald *et al.*, 2001; Perfecto *et al.*, 2003), y no es posible aún establecer generalizaciones acerca de lo que sucede en gradientes de intensificación, en distintos ecosistemas y con diferentes taxa (Perfecto y Vandermeer, 2008).

La intensificación puede tener expresiones muy variadas incluso en sistemas de manejo muy parecidos. En los sistemas agroforestales de cactáceas columnares de la zona árida del Valle de Tehuacán, por ejemplo, en el sistema agroforestal derivado de chichiperas, se ha detectado un proceso de disminución de la cobertura vegetal y de pérdida de prácticas tradicionales de propagación de plantas útiles y una disminución de la riqueza de árboles y arbustos (Casas *et al.*, 2008); pero este proceso no se encuentra acompañado de un aumento en el uso de agroquímicos, irrigación, o empleo de maquinaria. En los sistemas agroforestales derivados de garambullal, la intensificación está ocurriendo asociada a la introducción de la cactácea epífita *Hylocereus undatus* (“pitahaya”), cuyo fruto es destinado al mercado. La producción de esta planta requiere agroquímicos y riego, y aunque la cobertura de especies arbóreas se mantiene, pues la “pitahaya” requiere de tutores para desarrollarse, las especies de tutores son muy específicas, lo que tiende a disminuir la riqueza de especies del sistema. Otra consecuencia ha sido la disminución de cultivos básicos como el maíz y el frijol, los cuales tienen que adquirirse en el mercado. No obstante, la intensificación agrícola ha favorecido prácticas como la elaboración de composta y la construcción de terrazas; y así, aunque disminuye la diversidad de plantas, la de otros taxa de la biota del suelo puede aumentar bajo estos procesos.

### Sistemas agroforestales y sustentabilidad

Algunos sistemas manejados se han mantenido a lo largo del tiempo, lo que, hipotéticamente, está relacionado con su capacidad de favorecer procesos y funciones con efectos positivos en la productividad, resiliencia, equidad y autogestión del sistema (Maser *et al.*, 1999). Desde una perspectiva ecológica, se ha planteado que los cambios en la diversidad biológica afectan estos

atributos y la sustentabilidad del sistema. Sin embargo, autores como Green (2005) y Pascual y Perrings (2007) advierten que aunque la promoción del mantenimiento de la diversidad en los sistemas agroforestales puede ser una buena estrategia de conservación, puede afectar otras características del sistema como la producción de los cultivos, lo que hace necesarias medidas que compensen los beneficios para los agricultores, lo cual es difícil de lograr. Bajo esta consideración, la clave para desarrollar alternativas que optimicen las prácticas de manejo radica en abordar el problema desde una perspectiva sistémica, que permita identificar cómo las plantas perennes y la diversidad en su conjunto pueden favorecer a los cultivos dentro de los sistemas agroforestales y a los atributos de la sustentabilidad del sistema.

### **Productividad**

En los sistemas manejados la productividad puede ser definida como la capacidad de un sistema para brindar el nivel requerido de bienes y servicios en un tiempo determinado (Maser *et al.*, 1999) y es, por lo tanto, un atributo relevante de la sustentabilidad. En los sistemas agroforestales tradicionales, la productividad debe visualizarse en términos de la productividad de los cultivos, pero también en términos de los bienes y servicios proporcionados por otras especies presentes. La diversidad de plantas en los sistemas agroforestales depende de la interacción que establecen las especies perennes con los cultivos, las cuales no siempre son positivas; y depende también de la selección de las especies, de las prácticas de manejo y de la limitación de recursos del medio en que se encuentran (García-Barrios & Ong, 2004). Tal interacción puede evaluarse por el efecto de la diversidad en su conjunto, así como por el efecto de algunas especies en particular que modifican funciones de los agroecosistemas que repercuten en la productividad de los cultivos, como las que se describen a continuación:

1. Procesos del paisaje y del suelo. En sistemas áridos, el viento y el flujo del agua son los mecanismos principales de transporte de sedimentos; tales procesos disminuyen su efecto conforme aumenta la cohesión del suelo y se mejora la calidad y cantidad de la materia orgánica. Estas propiedades del suelo pueden favorecerse por la presencia de especies con baja palatabilidad, raíces profundas, y que contribuyan más a la acumulación que a la rápida mineralización que ocurre en las zonas áridas (Van Noordwijk & Ong, 1999). También pueden mejorarse mediante prácticas de podas, cosechas controladas y manejo de densidades adecuadas de cultivos y plantas leñosas. La distribución compacta de los componentes vegetales reduce la erosión del suelo por agua, actuando como una barrera física contra las corrientes de agua superficiales, mejorando la infiltración del agua debido a mejores estructuras del suelo, y fungiendo como barreras rompevientos que disminuyen la erosión eólica e hídrica debido que el dosel intercepta la lluvia y el viento (Kryshnamurthy & Ávila, 1999). No obstante, también se ha documentado que el dosel de los árboles puede tener efectos negativos al favorecer la coalescencia de las gotas de lluvia en las hojas, generando gotas más grandes cuyo poder erosivo es superior al de la lluvia (Donald *et al.*, 2001).
2. Movimiento y disponibilidad del agua. Los cambios en la composición de la comunidad de

plantas puede afectar tanto la disponibilidad como el movimiento del agua (Eviner, 2003). Las especies con más biomasa disminuyen la evaporación desde el suelo (Evans y Young, 1970) y la cantidad de agua usada por las especies también altera la disponibilidad de agua y puede ser independiente de la biomasa (Gordon y Rice, 1993). Cuando cambia la composición de las especies, es probable que existan cambios en la disponibilidad del agua en distintos estratos del suelo debido a diferencias en los índices de transpiración, en la interceptación del dosel y en la infiltración (Le Maitre *et al.*, 1999). Las plantas de zonas áridas poseen mecanismos para obtener agua, pueden extender sus raíces a distintas profundidades, bombear el agua desde zonas muy profundas, o redirigir el flujo hacia las raíces por medio de sus brazos, además un dosel denso y cerrado puede controlar la evaporación y la disponibilidad del agua en el suelo, pero la distribución espacial en mosaicos o islas de vegetación puede maximizar la cosecha total de agua, pues las zonas aparentemente desnudas están cubiertas por raíces superficiales que absorben agua (Pugnaire *et al.*, 1996). No obstante, también se ha propuesto (Shachak *et al.*, 2005) que en un sistema limitado por agua, diferencias en características de las plantas tales como eficiencia en el uso del agua, o en la resistencia a la sequía, pueden tener un profundo efecto en la producción de biomasa. En áreas donde las especies se traslapan y no son complementarias en el uso del agua, hay un costo para el funcionamiento del ecosistema cuando el número de especies se incrementa; y la pérdida de especies que son inferiores en su uso del agua puede tener un efecto positivo en la productividad del ecosistema (Shachak *et al.*, 2005). En general, entonces, podría esperarse que la diversidad de plantas en los sistemas de zonas áridas contribuya a disminuir la erosión e incrementar la disponibilidad de agua y nutrientes. Con ello la diversidad puede favorecer la productividad de los cultivos, pero esta propiedad depende de las características de las especies involucradas. En general se acepta que las plantas leñosas en zonas áridas compiten con los cultivos por el agua, pero la sombra y los nutrientes que proporcionan pueden favorecerlos (Van Noordwijk & Ong, 1999).

Ahora bien, aunque la competencia entre los árboles y los cultivos puede verse como un aspecto negativo de los sistemas agroforestales, autores como Cannell *et al.*, (1996) y Van Noordwijk & Ong (1999) proponen que los beneficios de las especies leñosas resultan de la alta complementariedad utilitaria que permiten a los agricultores. Este es el caso de las especies de plantas leñosas que se encuentran en los sistemas agroforestales de chichipera y jiotillal. En estos sistemas existe un porcentaje de especies útiles mayor que en los sistemas forestales silvestres, de tal manera que existe favorecimiento selectivo de aquellas especies que más valoran los agricultores. Por ejemplo, algunas especies como *Escontria chiotilla*, *Polaskia chichipe* y *P. chende* (cactáceas columnares) producen frutos altamente apreciados por los pobladores, por lo que estas especies son toleradas cuando se abre algún terreno a la agricultura para la producción de milpa, o incluso son transplantadas o propagadas vegetativamente dentro de las parcelas de cultivo (Casas *et al.*, 2008). En la zona árida del Valle de Tehuacán la producción de maíz de temporal es generalmente deficitaria (Torres, 2004) y las cactáceas mencionadas compiten por espacio, generan sombra a las plantas de maíz y sus raíces superficiales dificultan las labores de cultivo; sin embargo, son mantenidas

dentro del sistema agroforestal, lo que indica su importancia en la subsistencia campesina.

### **Estabilidad y Resiliencia**

Estudios sobre la relación entre diversidad y estabilidad de los sistemas han encontrado que aunque un incremento en la diversidad no disminuye las fluctuaciones en la presencia de especies en particular, la producción general del ecosistema resulta más estable (Tilman, 1996; Naeem, 1998). Ello puede deberse a la presencia de especies que tienen un efecto significativo en la producción de biomasa y a que el aumento en el número de especies favorece que estas especies estén presentes (Huenneke & Noble, 1996; Tilman, 2001). Las distintas formas de crecimiento de las plantas pueden contribuir diferencialmente a la productividad, y la remoción de una forma de crecimiento particular puede afectar la estructura del ecosistema y la producción (Huenneke & Noble, 1996). Diferentes formas de crecimiento no proveen redundancia unas con otras, de manera que, por ejemplo, la remoción de un arbusto puede implicar biomasa que no puede reemplazarse con pastos (Sala *et al.*, 1998). La riqueza de especies puede minimizar fluctuaciones en la cobertura de plantas y la producción en el tiempo, y la complementariedad y la facilitación entre especies puede favorecer que las mezclas de numerosas especies sean más productivas que los sistemas de pocas especies (Huenneke & Noble, 1996).

En los sistemas agroforestales, la forma en la que se puede mantener la estabilidad está relacionada con las diferentes opciones de uso de las especies de plantas; por ejemplo, la gente procura mantener especies cuyos productos están destinados a la comercialización, otras para el consumo directo, otras para favorecer a los cultivos, etc. Así, la estabilidad del sistema se favorece en un contexto variable, más que por el favorecimiento de la estabilidad de un componente en particular (Naeem, 1998). En los sistemas agroforestales de zonas áridas es difícil predecir los recursos que serán obtenidos de un solo componente, pues el estado de los componentes depende de factores externos altamente variables (como la precipitación y la temperatura) que no pueden ser controlados por los campesinos.

En este contexto, entonces, los sistemas agroforestales involucran el manejo de una alta diversidad a escalas de genes, especies y paisajes (Jackson *et al.*, 2007). En los sistemas agrosilvícolas de temporal del Valle de Tehuacán podemos observar en una sola parcela los siguientes componentes que favorecen la estabilidad:

1. Manchones de vegetación, franjas de vegetación, o árboles aislados. Cada una de estas formas expresa objetivos particulares; por ejemplo, los árboles destinados a proporcionar sombra, las cactáceas destinadas a la obtención de frutos, las franjas de vegetación comúnmente compuestas por agaves, cuyo potencial para evitar la erosión es bien reconocido, y de los cuales también se emplea el escape para la construcción, las hojas como leña, como hábitat de una larva de lepidóptero (llamada localmente “condicho”) muy valorada como alimento por la comunidad.
2. Policultivos, que incluyen variedades de maíz, frijol, calabaza y en ocasiones amaranto. La diversidad morfológica y fisiológica de estos (Ver Fig. 3) generalmente obedece a distintos propósitos de uso y de manejo de los cultivos.

3. Una gran diversidad de especies consideradas como malezas en otros contextos, son ampliamente utilizadas por la gente en estas zonas; por ejemplo, *Porophyllum linaria* (“pipicha”), *Chenopodium berlandieri* (“quelites”), *Amaranthus hybridus* (“quintonil”) y *Portulaca oleracea* (“verdolaga”), son importantes verduras en la dieta campesina tradicional, mientras que *Tagetes lunulata* (“kimiche”) y *Salvia* sp. (“salverreal”), entre otras, son plantas medicinales apreciadas por la gente. Incluso algunas plantas tóxicas son toleradas, puesto que pueden emplearse como medicina, como es el caso de *Datura stramonium* y *Datura innoxia* (“toloaches”, “tlapas”), son valoradas y mantenidas en los sistemas agroforestales.

En los sistemas que se han desarrollado por largo tiempo, las culturas campesinas han podido identificar y seleccionar aquellas especies que favorecen la satisfacción de necesidades humanas, pero también aquellas que contribuyen a la estabilidad del sistema. Así, las estrategias campesinas no sólo han sido cuidadosas en buscar “no poner todos los huevos en la misma canasta”, sino también en lo que Van Noordwijk & Ong (1999) han indicado como “seleccionar cuántos huevos y de que tamaño será cada canasta”.

## CONCLUSIONES

Los sistemas agroforestales tienen una importante función en el mantenimiento de la diversidad biológica, y son una buena alternativa técnica para el manejo sustentable de recursos y ecosistemas. La clave para el mejoramiento de estos sistemas es el desarrollo de estrategias que favorezcan la productividad de los cultivos, pero también el mantenimiento de especies que permitan ampliar el espectro de recursos y beneficios para las comunidades locales, así como la diversidad de interacciones que permitan asegurar la estabilidad y resiliencia del sistema. La replicabilidad de estas estrategias no obstante, debe tomarse con precaución, más bien sugerimos que en condiciones naturales y culturales similares, este tipo de manejo puede constituir una alternativa viable, pero siempre bajo el análisis de las características de los sistemas a intervenir. No obstante, la precisión de esta precaución, consideramos que estos mismos sistemas pueden contribuir a frenar procesos de desertificación e incremento de la aridez que hoy constituyen una gran preocupación a nivel mundial. Las instituciones comunitarias locales, así como programas de manejo de carácter regional o nacional pueden contribuir de manera significativa a impulsar las acciones para atender el dilema entre la conservación de la diversidad biológica y la satisfacción de las necesidades humanas en las zonas áridas.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero del Programa de Apoyo a proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT, UNAM, proyecto IN219608) y Fondos Sectoriales SEMARNAT-CONACyT (proyecto 2002-C1-0544). Agradecemos también la colaboración de Edgar Pérez-Negrón en trabajo de campo y en la elaboración de figuras, así como a la gente de las comunidades de San Luis Atolotitlán, Santiago Coatepec y San Rafael Coxcatlán donde se efectuaron los estudios.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altieri, M. 1999.** The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74 (1-3): 19-31.
- Altieri, M. y C. Nicholls. 2006.** *Agroecología*. 223-237. PNUMA, México, D.F.
- Augusseau, X., P. Nikiéma & E. Torquebiau. 2006.** Tree biodiversity, land dynamics and farmers strategies on the agricultural frontier of southwestern Burkina Faso. *Biodivers. Conserv.* 15 (2):613-630.
- Backes, M.M. 2001.** The role of indigenous trees for the conservation of biocultural diversity in traditional agroforestry land use systems: The Bungoma case study. *Agroforest. Syst.* 52: 119-13.
- Balform, A., R.E. Green & J.P. Scharlemann. 2005.** Sparing land for nature: exploring the potencial impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. Change Biol.* 11:1594-1605.
- Baraza, E. & A. Valiente-Banuet. 2008.** Seed dispersal by domestic goats in semiarid thornscrub of
- Bhagwat, S.H., K.J. Willis, J. Birks & R. Whittaker. 2008.** Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends Ecol. Evol.* 23: 261-267.
- Blancas, J., F. Parra, D. Lucio, M. Ruíz-Durán, E. Pérez-Negrón, A. Otero-Arnaiz, A. Pérez-Nasser, & A. Casas. 2006.** Manejo tradicional y conservación de la biodiversidad de *Polaskia* spp. (Cactaceae) en México. *Zonas Áridas* 10:20-40.
- Blancas, J. 2006.** Manejo tradicional y variación morfológica en *Myrtillocactus schenckii* (J.A. Purpus) Britton & Rose en el Valle de Tehuacán, Puebla. Tesis de maestría, UNAM., México, D.F.
- Blanckaert, I., V. Koenraad, R. Swennen, F.Espinosa-García, D. Piñero & R. Lira-Saade. 2007.** Non-crop resources and the role of indigenous knowledge in semiarid production of México. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119: 39-48.
- Camargo-Ricalde, S. L. & S. S. Dhillion. 2003.** Endemic *Mimosa* species can serve as micorrhizal "resouce islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Mycorrhiza* 13(3):129-136.
- Camargo-Ricalde, S. L. 2008.** Diversidad de hongos micorizógenos arbusculares asociada a la diversidad de plantas, en Montaña, N.M., S., Camargo, R., García Sánchez, y A., Monroy *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos* 28-37. Mundi-Prensa, México.
- Cannell, M.G.R., M. Van Noordwijk & C.K. Ong .1996.** The central agroforestry hypothesis:The trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforest. Syst.* 33: 1-5
- Casas, A., J. Caballero, A.Valiente-Banuet, J. Soriano & P. Dávila.1999.** Morphological variation and the process of domestication of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in Central México. *Am. J. Bot.* 86: 522-533.
- Casas, A., A.Valiente-Banuet, J.Viveros, & J. Caballero. 2001.** Plant resources of the Tehuacán Valley, México. *Econ. Bot.* 55(1): 129-166.
- Casas, A., J. Cruse, A. Otero-Arnaiz & A. Valiente-Banuet. 2006.** Maintenance of phenotypic

- diversity of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) by indigenous people in central México. *Biodivers. Conserv.* 15: 879-898.
- Casas, A., A. Otero-Arnaiz, E. Pérez-Negrón, & A. Valiente-Banuet. 2007. *In situ* management and domestication of plants in Mesoamerica. *Ann. Bot.* 100(5):1101-1115.
- Casas, A., S. Rangel-Landa, I. Torres, E. Pérez-Negrón, L. Solís, F. Parra, A. Delgado, J. Blancas, B. Farfán-Heredia & A. Moreno. 2008. *In situ* management and conservation of plant resources in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México: an ethnobotanical and ecological approach. En: De Albuquerque, U. P. y M. Alves-Ramos (Eds.) *Current topics in ethnobotany*.
- Centro Salvadoreño de Tecnología Apropriada. 2007. Identification and evaluation of traditional agroforestry systems applied in arid and semi-arid areas of Latin America. Selecting best practices en water resource management by the implementation of improved agro-forestry concepts in arid and semi-arid areas in Latin America (WAFLA) [www.wafla.com](http://www.wafla.com)
- Chossudovsky, M. 2007. Peligro de hambrunas por exceso de oferta *Tercer Mundo Económico* 212-213. [www.redtercermundo.org.uy](http://www.redtercermundo.org.uy)
- Darkoh, M.B.K. 2003. Regional perspectives on agriculture and biodiversity in the drylands of Africa. *J. Arid Environ.* 54:261-279.
- Dávila, P., M.C. Arizmendi, A. Valiente-Banuet, J.L. Villaseñor, A. Casas, & R. Lira. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Conserv. Biol.* 11: 421-442.
- Donald, P.F., R.E. Green & M.F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. London* 268: 25-29.
- Evans, R. & J. Young. 1970. Plant litter and establishment of alien weed species in rangeland communities. *Weed Science* 18: 697-703.
- Eviner, V., & S. Chapin III. 2003. Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 455-485.
- García-Barrios, L. & C., Ong. 2004. Ecological interactions, management lessons and design tools in tropical agroforestry systems. *Agroforest. Syst.* 61:221-236.
- Godínez -Alvarez, H. & A. Valiente-Banuet. 2000. Germination and early seedling growth of Tehuacán Valley cacti species: The role of soils and the seed ingestion by dispersers on seedling growth. *J. Arid Environ.* 39: 21-31.
- Gordon, D. & K. Rice. 1993. Competitive effects of grassland annuals on soil water and blue oak (*Quercus douglasii*) seedlings. *Ecol.* 74: 68-82.
- Green, R.E., S.J. Cornell, J.P.W. Scharlemann & A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307: 550-555.
- Gutiérrez J.R. & E.A. Squeo. 2004. Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas* 1: 45-56.
- Huenneke, L. & I., Noble. 1996. Ecosystem function of biodiversity in arid ecosystems. En: Mooney, H.A., J.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala & E.D. Schulze (Eds.), *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. 99-128. John Wiley and Sons Ltd, United Kingdom.
- Jackson, L., U. Pascual, & T. Hodking. 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes *Agric. Ecosyst. Environ.* 121(3):196-210.

- Janzen, D.H.** 1973. Tropical agroecosystems. *Science* 182: 1212-1217.
- Krishnamurthy, L. & M., Ávila.** 1999. *Agroforestería básica*. 340. PNUMA. México, D.F.
- Leakey, R.** 1999. Agroforestry for biodiversity in farming systems. En: Collins, W.W. & Qualset, C.O., (Eds.), *Biodiversity in agroecosystems*. 127-145. CR PRESS, New York.
- Le Maitre, D.C., D.F. Scott & C. Colvin.** 1999. A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA* 25:137-52.
- Lira, R., A. Casas, R. Rosas-López, M. Paredes-Flores, E. Pérez Negrón, S. Rangel-Landa, L., Solís, I. Torres & P. Dávila.** (en prensa). Traditional knowledge and useful plant richness in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Econ. Bot.* 1-17.
- Lucio, J.D.** 2005. Variabilidad y procesos de domesticación de *Polaskia chichipe* (Cactaceae) en el Valle de Tehuacán, Puebla. Tesis UMSH, Morelia.
- MacNeish, R.S.** 1967. A summary of subsistence. En: Byers, D.S. (Ed.). *The prehistory of the Tehuacán Valley Vol. 1: Environment and subsistence*. 290-309. Universidad de Texas Press., Austin.
- Masera, O., M., Astier y S., López-Ridaura.** 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: El marco de evaluación MESMIS. 12-15. Mundi-Prensa, México, D.F.
- Martorell, C. & E.D. Peters.** 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biol. Conserv.* 124:199-207.
- Matson, P.A., W.J., Parton, A.G., Power & M.J., Swift.** 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277 (5325):504-509
- Millenium Ecosystem Assesment.** 2005. *Ecosistemas y bienestar humano: Síntesis sobre desertificación*. 1. World Resources Institute, Washington.
- McNeely, J.A.** 2003. Biodiversity in arid regions: value and perceptions. *J. Arid Environ.* 54:61-70.
- Naeem, S.** 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conserv. Biol.* 12:39-45
- Nobel, P.** 1998. Los incomparables agaves y cactus. 201. Edit. Trillas., México, D.F.
- Noble, I. & Dirzo, R.** 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Norris, K.** 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conserv. Lett.* 1:2-11.
- Otero-Arnaiz A, A. Casas , J.L.Hamrick , J. Cruse.** 2005. Genetic variation and evolution of *Polaskia chichipe* (Cactaceae) under domestication in the Tehuacán Valley, Central México analyzed by microsatellite polymorphism. *Mol. Ecol.* 14: 1603-1611.
- Parra, F., N. Pérez-Nasser, R.Lira, D. Pérez-Salicrup & A. Casas.** 2008. Populations genetics and process of domestication of *Stenocereus pruinosus* (Cactaceae) in the Tehuacán Valley, México. *J. Arid Environ.* 72: 1997-2010
- Pascual C. y C., Perrings.** 2007. Developing incentives and economic mechanisms for *in situ* biodiversity conservation in agricultural landscapes. *Agric., Ecosyst. Environ.* 121(3):196-210.
- Perfecto, I., A.Mas, T.V. Dietsch & J. Vandermeer.** 2003. Species richness along an agricultural intensification gradient: a tri-taxa comparison in shade coffee in southern Mexico. *Biodivers. Conserv.* 12: 1239-1252.

- Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 173–200 .
- Pugnaire, F., P. Hanse & J. Puigdefábregas. 1996. Facilitation between higher plant species in semiarid environment. *Ecol.* 77 (5):1420-1426.
- Reyes-Quintanar, K., A. Alarcón, R. Ferrera-Cerrato, & S. Rodríguez-Zaragoza. 2008. Microorganismos asociados a la rizosfera de una población de *Neobuxbaumia tetetzo* establecida en una zona árida del estado de Puebla, México. En Montaña, N.M., S., Camargo, R., García Sánchez, & A., Monroy, *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos* 138-149. Mundi-Prensa, México.
- Ruíz-Durán, M. 2007. Patrones de diversidad genética y proceso de domesticación de *Polaskia chende* (Cactaceae) en el Valle de Tehuacán. UMSH Tesis, Morelia.
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. 432. Limusa, México, D. F.
- Rzedowski, J. 1993. Diversity and origins of the phanerogamic flora of México. En Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.) *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. 129-146 .Oxford University Press. New York.
- Sala, O., R. Golluscio, R. Laurenroth, & A. Soriano. 1998. Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonia steppe. *Oecologia* 81:501-505.
- Shachak, M., J. R. Gosz, S. T. A. Pickett, & A. Perevolotsky. 2005. *Biodiversity in drylands: towards a unified framework: Long-term ecological research network series*. 4-12. LTER publications committee. Oxford University Press, Oxford.
- Schroth, G., G. A. B. da Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos & A.M.N., Izac. 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 523. Island Press. USA.
- Sosa, J.V. & T.H., Fleming. 2000. Why are columnar cacti associated with nurse plants? En Fleming T.H. y A. Valiente-Banuet (Coord.) *Columnar cacti and their mutualist*. 306-323. The University of Arizona press. Arizona.
- Swift, M.J., J. Vandermeer, P.S. Ramakrishan, J.M. Anderson, Ong, C.K. & B.A. Hawkins. 1996. Biodiversity and agroecosystems function. En: Mooney, H.A. & J.H., Cushman. *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. 261-290. John Wiley and Sons Ltd., Chichester.
- Tilman, D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecol.* 77: 350-363.
- Tilman, D., K. Cassman, P. Matson., R. Taylor & S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Tinoco, A., A., Casas, R., Luna & K., Oyama. 2005. Population genetics of *Escontria chiotilla* in wild and silvicultural managed populations in the Tehuacán valley, central Mexico. *Genet. Resour. Crop Evol.* 52: 225-238.
- Toledo, V., B. Ortiz-Espejel, L., Cortés, P. Moguel & M. Ordoñez. 2002. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conserv. Ecol.* 7: 9.
- Torres, I. 2004. Aspectos etnobotánicos y ecológicos de los recursos vegetales en la comunidad de San Luis Atolotitlán, municipio de Caltepec, Puebla. UMSN Tesis. Morelia.

- Tscharnake, T., A.M., Klein, A., Kruess, A. Steffan-Dewenter & T. Carsten. 2005. Landscapes perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8:857-874.
- Valiente-Banuet, A. y E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *J. Ecol.* 79: 961-971.
- Valiente-Banuet, A., Casas, A., Alcántara, P., Dávila, N., Flores-Hernández, M.C., Arizmendi, J.L. Villaseñor y J. Ortega. 2000. La vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México.* 67:25-74.
- Valiente-Banuet, A., M.C., Arizmendi, A. Rojas-Martínez, A. Casas, H. Godínez-Alvarez, C. Silva, y P. Dávila. 2002. Biotic interactions and population dynamics of columnar cacti. En: Flemming, T. y A. Valiente-Banuet. *Columnar cacti and their mutualists evolution, ecology and conservation.* 225-240. The University of Arizona press. Arizona.
- Valiente-Banuet, A. 2002. Vulnerabilidad de los sistemas de polinización de cactáceas columnares. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 99-104.
- Valiente-Banuet, A., P. Dávila, A. Casas, M.C., Arizmendi y J. Ortega-Ramírez. 2006. Diversidad biológica y desarrollo sustentable en la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán. En: Oyama, K. y A. Castillo (Coord.) *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México.* 248-277, UNAM. México, D.F.
- Valiente-Banuet, A. 2002. Vulnerabilidad de los sistemas de polinización de cactáceas columnares. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 99-104.
- Van Noordwijk, M. & Ong, K. 1999. Can the ecosystems mimic hypotheses be applied to farms in African savannahs? *Agrofores. Syst.* 45:131-158.
- Vandermeer, J., M. Noordwijk, J. Anderson, C. Ong y I. Perfecto. 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agric. Ecosyst. Environ* 67: 1-2.
- Vandermeer, J., D. Lawrence, A. Symstad & S. Hoobie. 2002. Effect of biodiversity on ecosystem functioning in managed ecosystem. En M. Loreau, S. Naeem and P. Inchausti. *Biodiversity and ecosystem functioning.* 221-233. Oxford. Gran Bretaña.
- Wilken, G. 1997. Integrating forest and small-scale farm systems in middle America *Agro-Ecosyst.* 3:291-302
- Yeaton, R.I. 1978. A cyclical relationship between *Larrea tridentata* y *Opuntia leptocaulis* in the northern Chihuahuan desert. *J. Ecol.* 66: 651.

**Cuadro 1.** Porcentaje de riqueza de especies mantenido por algunos sistemas agroforestales de zonas áridas.

País (región)	Sistema agroforestal	Grupo	Porcentaje de riqueza de especies**	Referencia
México (Puebla y Oaxaca)	Chichipera, jiotilla y garambullal con milpa*	Árboles, arbustos, rosetófilas y globosas perennes	58 al 97 %	Moreno-Calles et al., en revisión
México (Oaxaca)	Lima, papaya, melón y milpa	Herbáceas	51 %	Blanckaert et al., 2007
Kenia (Bungoma)	Paisajes agrícolas con componentes perennes	Árboles, arbustos y lianas	53 %	Backes, 2001

\*Combinación de maíz, frijol y calabaza en un mismo tiempo

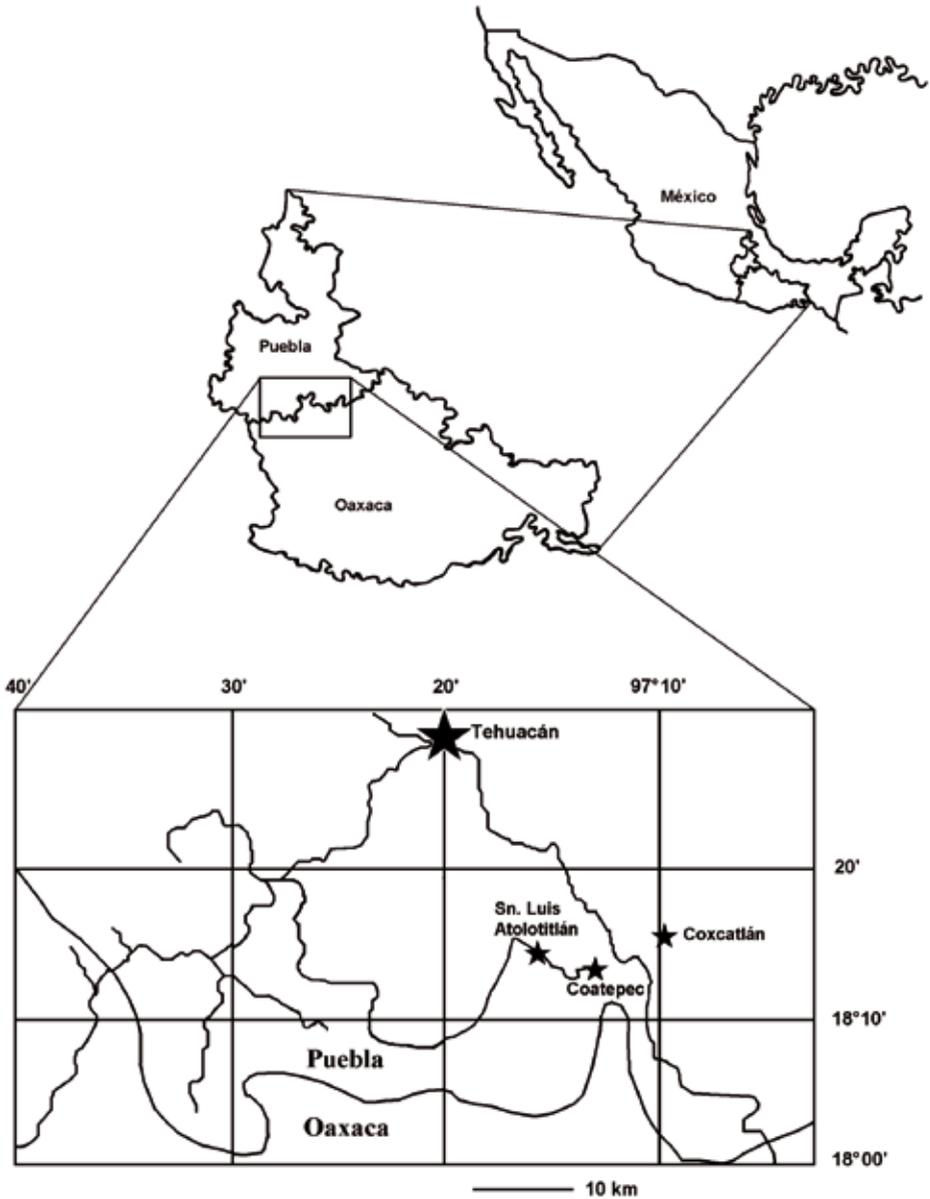
\*\* Porcentaje de especies mantenido por el sistema agroforestal

**Cuadro 2.** Porcentaje de diversidad genética mantenida en especies bajo manejo agroforestal en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (He = heterocigosidad esperada de Nei).

Cactáceas columnares bajo manejo agroforestal	Silvestre He	Agroforestal He	Fuentes
Escontria chiotilla	0.134	0.110	Tinoco et al., 2005
Polaskia chende	0.539	0.516	Ruíz-Durán, 2007
Polaskia chichipe	0.431	0.368	Lucio, 2005
Stenocereus stellatus	0.275	0.276	Casas et al., 2006
Stenocereus pruinosus	0.583	0.578	Casas y Parra, 2007

**Cuadro 3.** Elementos de intensificación agrícola y efectos en la biodiversidad.

Referencias	Expresiones de la intensificación agrícola	Efectos en la diversidad
Swift et al., 1996, Matson et al., 1997; Vandermeer et al., 2002; Tsharneke et al., 2005 Perfecto y Vandermeer, 2008	Local: Incremento en la utilización de la misma tierra, incremento en las intervenciones de manejo, sustitución del control biológico (interno) al control económico (externo), transición de ecosistemas con alta biodiversidad planeada a ecosistemas con baja biodiversidad planeada, incremento de las ligas con las economías de mercado, uso de variedades de invierno e implementación de OGM e incremento del tamaño de los campos arables Paisaje :Especialización en un solo cultivo, conversión de hábitats perennes a campos arables, destrucción de los bordes de los hábitats, simplificación del paisaje con un limitado tipo de usos de la tierra, disminución del manejo de la tierra tradicional y de baja intensidad, introducción de especies y fragmentación del hábitat natural	Decremento de la riqueza de especies. Reducción en la riqueza de plantas Cambios en la composición de herbívoros, enemigos naturales y la comunidad microbiana. Menor riqueza de especies de insectos y mayor abundancia de especies en particular Patrón poco claro en la diversidad de hongos patógenos Mayor incidencia de virus



**Figura 1.** Localización del Valle de Tehuacán-Cuicatlán en la región central de México y de las comunidades donde se encuentran los sistemas agroforestales estudiados (San Luis Atolotitlán, Coatepec y Coxcatlán). La línea punteada es el límite entre los estados de Oaxaca y Puebla. Las líneas sólidas representan las carreteras y vías de acceso principales.



**Figura 2.** Los sistemas agrosilvícolas del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. a) sistema derivado de bosques de chichipera, b) sistema derivado de bosques de garrambullal, c) sistema derivado de bosques de jiotillal.



**Figura 3.** Diversidad en los cultivos de maíz, frijol y amaranto