

AGROSILVICULTURAS TRADICIONALES QUE MANTIENEN LA DIVERSIDAD VEGETAL NATIVA DEL VALLE DE TEHUACÁN-CUICATLÁN: UN PANORAMA REGIONAL

FRANCISCO JAVIER RENDÓN-SANDOVAL^{1,2}, ANA ISABEL MORENO-CALLES^{1*}, MARIANA VALLEJO³,
 FRANCISCO MORA², PERLA GABRIELA SINCO-RAMOS², NADIA CAMPOS-SALAS²,
 ARACELI DEL CARMEN ANDABLO-REYES¹, SELENE RANGEL-LANDA⁴,
 IGNACIO TORRES-GARCÍA¹, ALEJANDRO CASAS^{2*}

¹ Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México.

² Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México.

³ Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

⁴ Escuela Nacional de Antropología e Historia, Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías, Ciudad de México, México.

*Author for correspondence: isabel_moreno@enesmorelia.unam.mx, acasas@cieco.unam.mx

Resumen

Antecedentes: Los sistemas agroforestales tradicionales (SAF) son capaces de mantener la diversidad vegetal nativa mediante diferentes prácticas campesinas.

Preguntas: ¿En qué medida los SAF mantienen la composición, diversidad y abundancia de plantas perennes? ¿Qué variaciones hay entre distintos tipos de vegetación?

Especies de estudio: Plantas perennes presentes en SAF asociados a bosques de cactáceas columnares, bosques templados, bosques espinosos, matorrales rosetófilos y selvas bajas caducifolias.

Sitio y años de estudio: 13 comunidades del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, en Oaxaca y Puebla, México. Revisión de trabajos y datos propios publicados entre 2010 y 2020.

Métodos: Evaluamos la composición florística, capacidad de conservación de diversidad y abundancia de individuos mediante un análisis de redundancia, la estimación de números efectivos de especies y modelos lineales generalizados en 30 SAF y 30 muestreos de la vegetación silvestre de la que derivan.

Resultados: Los SAF analizados son capaces de mantener 68 % de la riqueza de especies y 34 % de los individuos de plantas perennes presentes en la vegetación silvestre circundante. Los SAF y la vegetación silvestre son semejantes en términos de composición y diversidad de especies, aunque en el caso del bosque espinoso hay una clara reducción del número de especies y un cambio en la composición. La abundancia de individuos es notoriamente menor en los SAF.

Conclusiones: Los SAF son una alternativa capaz de resguardar una parte significativa de la diversidad vegetal nativa. La justa valoración y la promoción del manejo campesino agroecológico mediante SAF debe ser considerado en las políticas de conservación.

Palabras clave: agriculturas campesinas agroecológicas, conservación, manejo campesino, mantenimiento de diversidad, milpas, sistemas agroforestales tradicionales.

Abstract

Background: Traditional agroforestry systems (AFS) can maintain native plant diversity through different peasant practices.

Questions: How much AFS maintain the composition, diversity and abundance of perennial plants? What variations are there among different types of vegetation?

Studied species: Perennial plant species occurring in AFS associated with columnar cacti forests, temperate forests, thorn forests, rosetophyllous forests and tropical deciduous forests.

Study site and dates: 13 communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, in Oaxaca and Puebla, Mexico. Revision of works and own data published between 2010 and 2020.

Methods: We evaluated the floristic composition, diversity conservation capacity and abundance of individuals by means of a redundancy analysis, the estimation of effective numbers of species and generalized linear models in 30 AFS and 30 samples of the wild vegetation from which they derive.

Results: The AFS analyzed can maintain 68 % of the species richness and 34 % of the individuals of perennial plants present in the surrounding wild vegetation. The AFS and wild vegetation are similar in terms of species composition and diversity, although in the case of the thorn forest there is a clear reduction in the number of species and a change in the composition. The abundance of individuals is notoriously lower in the AFS.

Conclusions: The AFS are an alternative capable of safeguarding a significant part of the native plant diversity of the Tehuacán-Cuicatlán Valley. The fair valuation and promotion of agroecological peasant management through AFS should be considered in the policies of biodiversity conservation.

Keywords: agroecological peasant agriculture, conservation, peasant management, maintenance of diversity, milpas, traditional agroforestry systems.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License CCBY-NC (4.0) internacional.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



Las agrosilviculturas o sistemas agroforestales tradicionales (SAF) son formas de interacción agrícola que integran la retención o introducción deliberada de componentes silvestres (o forestales) en coexistencia con cultivos y/o animales domésticos, con el objetivo de obtener distintos beneficios ecológicos, económicos y sociales; también pueden incluir sistemas predominantemente forestales que articulan componentes agrícolas (Casas *et al.* 2007, FAO 2012, Moreno-Calles *et al.* 2013, 2014, 2016, 2021, Andablo-Reyes *et al.* 2023).

Muchas de estas expresiones, propias de contextos locales particulares, se han considerado como “cenicientas” (una metáfora usada para referirse a sistemas y especies que adquieren importancia después de un período de presencia discreta), pues sus bondades no han sido reconocidas adecuadamente, a pesar de que los conocimientos tradicionales asociados a las agrosilviculturas se han utilizado con éxito en diferentes partes del mundo para diseñar agroecosistemas mejorados (Nair *et al.* 2017).

Los SAF son laboratorios vivientes de manejo de biodiversidad y ecosistemas, escenarios de procesos de domesticación, así como reservorios y generadores de agrobiodiversidad (Casas *et al.* 1997, 2007, 2014, Boege 2008). Son espacios fundamentales para experimentar el manejo de componentes, sistemas y procesos naturales, así como para la domesticación de especies de gran importancia para la humanidad (Casas *et al.* 1997, 2007, 2017, Moreno-Calles *et al.* 2014).

Estos sistemas son vigentes y podrían representar las etapas tempranas de coexistencia de elementos agrícolas dentro de paisajes forestales (Casas *et al.* 1997), pues existe evidencia arqueológica que sugiere que las prácticas incipientes de manejo agrícola (más específicamente hortícola) estuvieron asociadas a prácticas de manejo forestal (MacNeish 1967, Smith 1967). Asimismo, estudios etnobiológicos y ecológicos muestran que estas prácticas campesinas se encuentran activas hasta el presente (Casas *et al.* 1997, 2007, Blancas *et al.* 2010, Moreno-Calles *et al.* 2013). Además, son el resultado de la continuidad de interacciones socionaturales históricas, por lo que poseen un conocimiento acumulado milenario de gran importancia biocultural (Boege 2008, Toledo & Barrera-Bassols 2008, Sinco-Ramos *et al.* 2021).

Los SAF poseen una capacidad alta para mantener la diversidad de especies nativas tanto silvestres como cultivadas. Por ejemplo, a escala pantropical Bhagwat *et al.* (2008) estimaron que estos sistemas mantienen, en promedio, el 64 % de las especies nativas (de árboles y herbáceas) de los ecosistemas contiguos. Noble & Dirzo (1997) encontraron que algunos SAF de Indonesia pueden mantener entre 50 y 80 % de las especies (de plantas y aves) propias de los bosques adyacentes. Además de su notable papel en el mantenimiento de la diversidad, a escala global se ha reconocido que los SAF proporcionan múltiples contribuciones benéficas para las personas (Díaz *et al.* 2018, Rendón-Sandoval *et al.* 2021), sobre todo al capturar carbono, enriquecer el suelo y mejorar la calidad del agua y el aire, destacando por ser multifuncionales, sustentables y con alto valor sociocultural (Jose 2009, Nair *et al.* 2017, 2021).

En México se han estudiado varios SAF en la Península de Yucatán, el Valle de México, el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, el Soconusco, la Chontalpa, la Selva Lacandona, el Altiplano, los Altos de Chiapas y Los Tuxtlas, por mencionar algunas regiones (Moreno-Calles *et al.* 2013, 2021). Entre ellos, son relevantes los esfuerzos concentrados en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, donde se ha documentado que los SAF son capaces de mantener alrededor del 70 % de los componentes presentes en la vegetación silvestre circundante (Vallejo *et al.* 2016). Sin embargo, es necesario contar con un enfoque metodológico que permita comparar de manera consistente la capacidad de conservación de diversidad de los SAF vinculados a distintos tipos de vegetación, contrastar sus diferencias y generar estimaciones de distintos atributos a escala de paisaje.

En el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC), así como en otras regiones de México, múltiples autores (Moreno-Calles *et al.* 2010, 2012, 2013, 2016, 2021, Vallejo *et al.* 2014, 2015, Campos-Salas *et al.* 2016, Rendón-Sandoval *et al.* 2020, 2021) han reconocido distintas prácticas agroforestales o agrosilvícolas que son realizadas de forma deliberada por las personas para obtener diferentes tipos de beneficios (Moreno-Calles *et al.* 2013, Rendón-Sandoval *et al.* 2020). Estas prácticas agroforestales, a manera de conglomerados o asociaciones de diversidad, promueven el mantenimiento de especies nativas. En las agrosilviculturas mexicanas se ha construido una tipología para caracterizar estas prácticas, incluyendo: i) cercas vivas o linderos comúnmente construidos con esquejes de plantas provenientes del interior de la parcela o de los ecosistemas adyacentes, que se colocan en la periferia para delimitar los terrenos y

proteger a los cultivos del ganado y del paso de la gente; ii) remanentes de vegetación silvestre –con distintos grados de transformación– que generalmente están asociados con zonas inaccesibles de la parcela, sitios inapropiados para la agricultura o espacios que desean conservarse; iii) árboles aislados o dispersos, usualmente de gran tamaño, que son valorados por brindar múltiples contribuciones benéficas (como sombra, frutos comestibles, aporte de fertilidad al suelo, etc.); iv) manchones de cobertura forestal cuya composición de especies es frecuentemente distinta a la original, pues en ellos se promueve la abundancia de individuos de especies con alto valor cultural o económico; ya sean silvestres (p. ej. guaje, chicozapote, ciruela) o cultivadas (p. ej. limón, manzana, mango); v) islas de vegetación o manchones pequeños de plantas valoradas localmente, las cuales están situadas dentro de la parcela y permiten el establecimiento de otras especies y no estorban a las labores agrícolas; vi) franjas contra la erosión, muchas veces conformadas por especies del género *Agave*, que estabilizan el terreno, retienen el suelo y mantienen la humedad.

Es posible encontrar parcelas agrícolas en donde los campesinos implementan una o más de estas prácticas agroforestales, permitiendo el mantenimiento de una proporción alta de cobertura forestal y diversidad florística (Moreno-Calles *et al.* 2013), lo cual posibilita la provisión de múltiples contribuciones benéficas que ayudan a satisfacer algunas necesidades humanas fundamentales (Rendón-Sandoval *et al.* 2021).

En este estudio es particularmente relevante tener en cuenta que la transformación drástica y profunda del entorno natural es uno de los problemas actuales más apremiantes que afrontamos como humanidad (MEA 2005, Ostrom 2009, Han 2012, Díaz *et al.* 2019, Rendón-Sandoval 2020). Por ello, buscamos analizar procesos productivos sostenibles que procuren el cuidado de la naturaleza y que ocurren en una de las expresiones más notables de la agricultura campesina: las agrosilviculturas o SAF, ya que podrían constituir una alternativa viable para conciliar la producción de alimentos saludables con la conservación biológica.

Los campesinos son agentes estratégicos en el mantenimiento de la diversidad biológica y biocultural, porque son quienes con su conocimiento y prácticas tradicionales se vinculan directamente con el entorno al planificar el uso de la diversidad del paisaje (Boege 2008, Toledo & Barrera-Bassols 2008, Gerritsen 2010, Moreno-Calles *et al.* 2016). Es notable que existe una correspondencia muy alta entre las áreas de mayor biodiversidad del planeta (*hotspots*) y los territorios de las comunidades campesinas y originarias, donde la diversidad biológica y cultural están relacionadas estrechamente y son geográficamente coterráneas (Toledo & Boege 2010).

Un gran número de agrosilvicultores emplean estrategias de aprovechamiento de la biodiversidad que permiten la continuidad del sistema de vida, tanto en la dimensión sociocultural como ecológica (Gerritsen 2002, 2010, Ploeg 2010, Sinco-Ramos *et al.* 2021). Mundialmente existen 1,500 millones de campesinos, 190 millones de pastores nómadas y más de 100 millones de pescadores artesanales; de los cuales al menos 370 millones pertenecen a pueblos originarios que habitan en más de la mitad de las tierras de cultivo a escala global (ETC Group 2017, Giraldo 2018). En México, prácticamente la mitad del territorio nacional (alrededor de 105 millones de hectáreas) se rige bajo la propiedad social de la tierra de pueblos indígenas y mestizos; principalmente campesinos, pescadores y forestales (Boege 2008, Sinco-Ramos *et al.* 2021). En los SAF es posible encontrar beneficios o contribuciones en ambas de las dimensiones referidas anteriormente, pues resguardan la biodiversidad, mantienen funciones clave de los ecosistemas y satisfacen algunas necesidades humanas fundamentales (Max-Neef *et al.* 1998, Perfecto & Vandermeer 2008, Altieri & Toledo 2011, Díaz *et al.* 2018, Rendón-Sandoval *et al.* 2020, 2021). Por lo tanto, los SAF del Valle de Tehuacán-Cuicatlán representaron las unidades de análisis para buscar, comprender y retomar ejemplos de coexistencia entre espacios productivos y el cuidado de la naturaleza.

Esta investigación retoma los aportes de varios trabajos previos realizados en la región (Moreno-Calles *et al.* 2010, 2012, 2016, Vallejo *et al.* 2014, 2015, Campos-Salas *et al.* 2016, Rendón-Sandoval *et al.* 2020, 2021) y plantea que los SAF son capaces de mantener la composición y diversidad vegetal, así como de contribuir a la subsistencia de las familias que los manejan. Estas capacidades pueden estar influidas por múltiples factores, entre los que destacan: i) la diversidad de la vegetación silvestre de la que derivan (Rzedowski 1978, 1991, Moreno *et al.* 2011, Vallejo *et al.* 2019), ii) el grado de intensidad de aprovechamiento (Perfecto & Vandermeer 2008, 2012, Rendón-Sandoval *et al.* 2020), iii) los valores que los campesinos otorgan a componentes naturales (Casas *et al.* 2007, Blancas *et al.* 2010, 2013, Moreno-Calles *et al.* 2010, Rangel-Landa *et al.* 2017, Rendón-Sandoval *et al.* 2021, Monroy-Sais *et al.* 2022) y iv) la

existencia de regulaciones comunitarias y gubernamentales en torno al manejo de la vegetación (Ostrom 2005, Moreno-Calles *et al.* 2010, CONANP 2013). En este trabajo concentramos nuestra atención en el análisis de la influencia asociada a la diversidad de la vegetación.

Buscamos alcanzar los siguientes objetivos: i) comprender las contribuciones de los SAF del Valle de Tehuacán-Cuicatlán a la conservación de la biodiversidad a partir de evaluar su capacidad para mantener la composición, diversidad y abundancia de plantas perennes, y ii) analizar las variaciones de estas capacidades entre distintos tipos de vegetación.

Materiales y métodos

Área de estudio. El Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Figura 1) es uno de los principales reservorios de diversidad biológica y cultural de México (Dávila *et al.* 2002, Blancas *et al.* 2010, Casas *et al.* 2014). Su historia cultural es de más de 10,000 años, como lo muestran los estudios arqueológicos llevados a cabo en la región, los cuales han revelado signos tempranos de manejo agrícola, de los más antiguos en Mesoamérica (MacNeish 1967, Smith 1967). Estos signos muestran la asociación de prácticas hortícolas tempranas asociadas al manejo de los bosques, las cuales sugieren prácticas agroforestales.

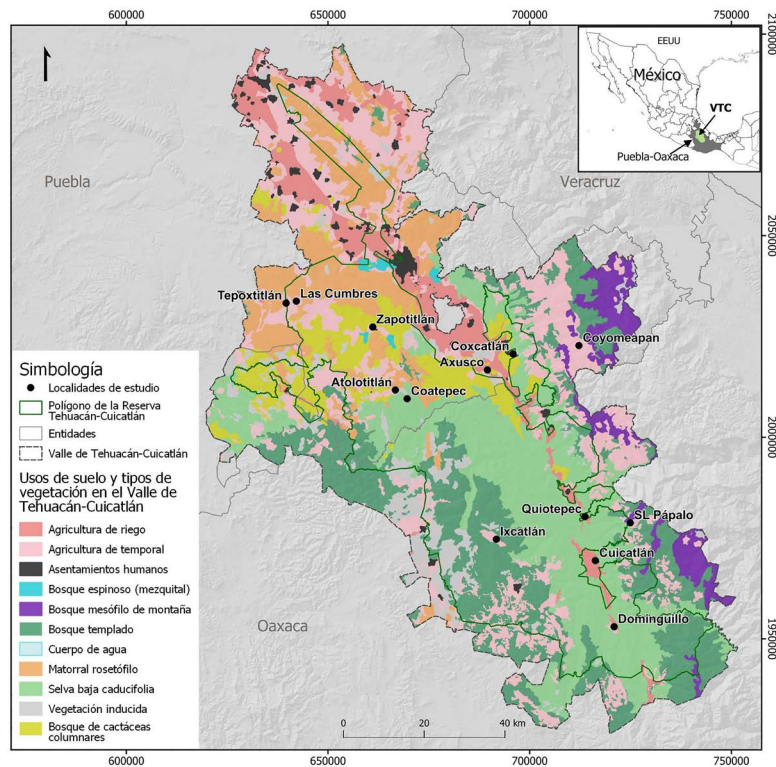


Figura 1. Localización de las 13 comunidades de estudio, uso del suelo y tipos de vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán en los estados de Oaxaca y Puebla. Elaborado con base en Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Serie VII, escala 1:250,000, INEGI (2018).

Esta región constituye la zona árida y semiárida más biodiversa de América del Norte, la cual resguarda por lo menos 37 tipos de asociaciones vegetales distintas, entre las que destacan los bosques de cactáceas columnares con mayor densidad de individuos del planeta (Valiente-Banuet *et al.* 2000, 2009, Dávila *et al.* 2002). En el VTC habitan ocho pueblos originarios (se indica entre paréntesis el nombre que se otorga cada pueblo en su propia lengua): chochos (*ngiba*), popolocas (*ngiwa*), nahuas (*mexicatl*), cuicatecos (*y'an yivacu*), mazatecos (*enna*), chinantecos (*tsa ju*

jmi), mixtecos (*ñuu savi*) e ixcatecos (*xwja*), además de poblaciones mestizas y afrodescendientes (Casas *et al.* 2001, Boege 2008).

Con el fin de resguardar la biodiversidad de esta región, en 1998 se decretó la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán con una extensión de 490,186 ha; incluyendo porciones de los estados de Oaxaca y Puebla que comprenden cerca de la mitad de la extensión del VTC (de aproximadamente un millón de ha) (Casas *et al.* 2001, Dávila *et al.* 2002, CONANP 2013). Posteriormente, en 2018, la reserva fue inscrita en la Lista del Patrimonio Mundial (cultural y natural) de la UNESCO, considerando su extraordinaria diversidad biológica y de culturas mesoamericanas que alberga. Asimismo, el VTC ha sido catalogado como una de las 23 Regiones Bioculturales Prioritarias para la Conservación del país, en donde los territorios indígenas coinciden en gran medida con los centros de diversidad biológica y endemismo (Boege 2008).

Obtención de datos. A partir de estudios previos (Figura 2) se construyó una base de datos con la información de 60 muestreos de vegetación (30 en SAF y 30 en los bosques aledaños) realizados en la región por el grupo de trabajo del Laboratorio de Manejo de Biodiversidad del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES-UNAM).

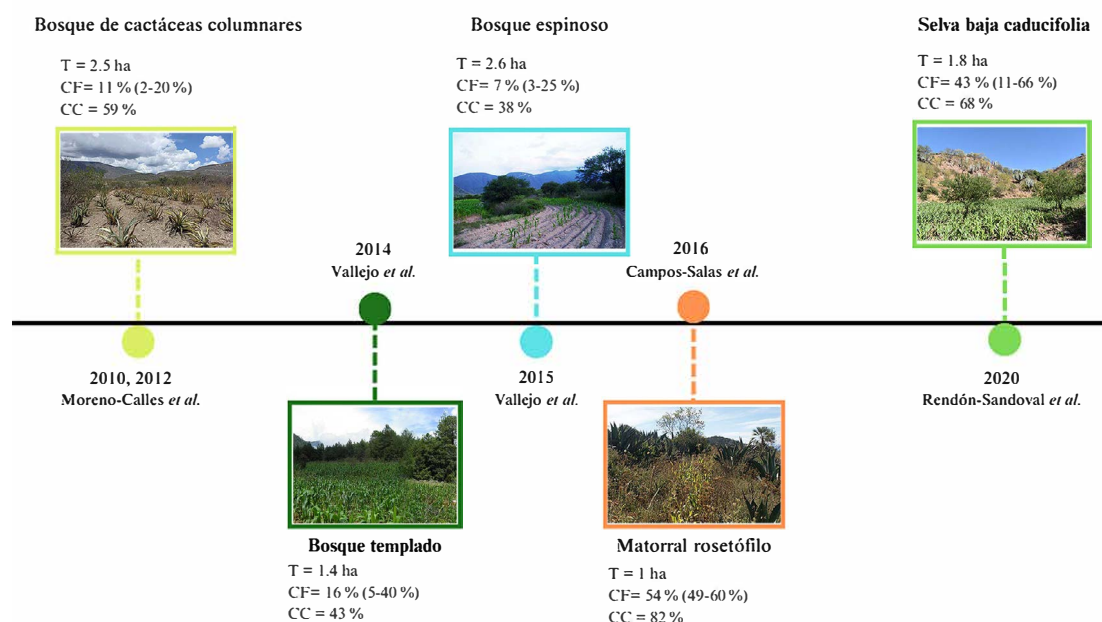


Figura 2. Línea del tiempo de los sistemas agroforestales estudiados en el Valle de Tehuacán- Cuicatlán. Tamaño promedio de las parcelas (T), promedio de cobertura forestal con rangos mínimos y máximos (CF), capacidad de conservación de especies nativas (CC).

Para comparar ambos escenarios, seleccionamos al azar 12 unidades muestrales de cada uno de los siguientes tipos de vegetación (seis en SAF y seis en la vegetación silvestre circundante): i) bosque de cactáceas columnares (Torres-García 2004, Vivar 2004, Moreno-Calles *et al.* 2010, 2012), ii) bosque templado (Vallejo *et al.* 2014), iii) bosque espinoso o mezquital (Vallejo *et al.* 2015), iv) matorral rosetófilo (Campos-Salas *et al.* 2016) y v) selva baja caducifolia (Rendón-Sandoval *et al.* 2020) (Apéndice 1). La caracterización detallada de cada uno de estos sistemas puede ser consultada en las fuentes referidas. Los SAF de este estudio están representados por parcelas agrícolas de un solo propietario, con un límite físico definido y tamaño promedio de 1.74 ha \pm 0.91 (mín. 0.19, máx. 4 ha).

En los diferentes estudios que incluyeron muestreos de vegetación silvestre, la unidad muestral de 500 m² estuvo conformada por cinco cuadros de 10 \times 10 m, en los que se registraron los individuos de plantas perennes enraizadas dentro de esta área (incluyendo árboles, arbustos, cactáceas columnares y globosas, así como rosetófilas de los géne-

ros *Agave* y *Hechtia*). Los muestreos de SAF estuvieron dirigidos hacia zonas de la parcela con cobertura forestal, representada por las prácticas agroforestales referidas anteriormente, y tomando en cuenta la proporción de cobertura con respecto a la superficie de cada parcela. También se hicieron colectas y captura de fotografías para facilitar la determinación de las especies. Se identificaron y procesaron cuidadosamente las muestras, para su inclusión a la colección del herbario MEXU, con apoyo de especialistas en distintos grupos botánicos y la imprescindible consulta de varios fascículos de la *Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*.

Análisis de la información. Se realizaron los siguientes análisis complementarios, tanto a escala regional del VTC en general como para cada tipo de vegetación en particular: i) composición de especies, ii) partición de la diversidad y estimación de la diversidad alfa promedio y iii) abundancia de individuos.

Para el análisis de composición, empleamos diagramas de Venn (Pérez-Silva *et al.* 2018) para identificar el número y porcentaje de especies exclusivas de la vegetación silvestre y los SAF, así como aquellas especies compartidas en ambos escenarios o tipos de manejo, y así obtener la proporción de diversidad vegetal mantenida en cada condición. Adicionalmente, empleamos un análisis de redundancia basado en distancias (RDA, por sus siglas en inglés) para poner a prueba el efecto del tipo de vegetación, del tipo de manejo y de su interacción sobre la disimilitud en la composición de especies. El análisis se realizó empleando distancias de Jaccard calculadas a partir de una matriz de presencia/ausencia de especies.

El análisis de diversidad de especies se dividió en dos componentes, el análisis de diversidad alfa (diversidad de sitio) y la partición jerárquica de la diversidad (diversidades alfa, beta y gamma), como se describe a continuación.

Para el análisis de diversidad alfa estimamos los números efectivos de especies (qD o *Hill numbers*) como medidas de la diversidad “verdadera” (Jost 2006), ya que estos permiten obtener una interpretación intuitiva de la diversidad de especies (Moreno *et al.* 2011). El exponente q determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies, es decir, la influencia que pueden tener las especies raras o las especies dominantes en la estimación de la diversidad (Jost & González-Oreja 2012).

En esta aproximación, cuando $q = 0$ (0D) la abundancia de especies no influye en el valor de diversidad, por lo que el valor obtenido equivale al número total (o riqueza) de especies. Cuando $q = 1$ (1D) todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad, por lo que el valor de diversidad hace énfasis en las especies comunes o típicas. Finalmente, cuando $q = 2$ (2D) tienen mucha influencia las especies dominantes.

Adicionalmente calculamos el factor de equitatividad (${}^2D/{}^0D$) que indica qué tan equitativamente se distribuyen las abundancias de las especies; entre más cercano a la unidad la comunidad es más equitativa (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011, Jost & González-Oreja 2012). La estimación de los números efectivos de especies se realizó para muestras de igual completitud (cobertura de la muestra = 0.895) (Chao & Jost 2012) empleando el paquete *iNEXT* (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016) del lenguaje R (R Core Team 2024).

Finalmente, para poner a prueba el efecto del tipo de vegetación y del tipo de manejo sobre la diversidad alfa estimada se ajustó un modelo lineal generalizado (con distribución gamma), en el que ambas variables y su interacción fueron incluidas como predictores. Un modelo análogo fue ajustado para la abundancia de individuos (con distribución binomial negativa) con el fin de evaluar si las diferencias en diversidad estaban asociadas a cambios en la abundancia.

Para la partición jerárquica de la diversidad, estimamos la diversidad a nivel local de cada sitio (diversidad alfa; α), la diversidad total a nivel regional del VTC (diversidad gamma; γ), y la relación entre ambas, que refleja el cambio en la composición de especies, (diversidad beta; $\beta = \gamma/\alpha$) (Baselga & Gómez-Rodríguez 2019), indicando el número efectivo de comunidades; que puede oscilar entre 1 y n ($n = 30$ para la comparativa a nivel regional y $n = 6$ para cada tipo de vegetación) (Tabla S1). Para ello, empleamos el paquete *entropart* (Marcon & Hérault 2015) para R (v. 4.3.2). Adicionalmente, para la diversidad beta calculamos la disimilitud composicional relativa (a partir de los datos observados de riqueza de especies y el número efectivo de comunidades) mediante la fórmula propuesta por Jost *et al.* (2011): $qDS = 1 - [(1/qDB - 1/N) / (1 - 1/N)]$ para describir la diferenciación espacial en la composición de especies entre los muestreos al interior de cada ensamblaje, así como para obtener una aproximación de la diversidad beta expresada en porcentaje.

Resultados

Moldeando la composición de especies. En los 60 muestreos analizados, los cuales representan la diversidad gamma (γ) a escala regional del VTC, registramos un total de 62 familias, 166 géneros y 297 especies de plantas perennes (árboles, arbustos, cactáceas columnares y globosas, así como rosetófilas de los géneros *Agave* y *Hechtia*; [Tabla 1](#)). Del total de estas, 96 % corresponde a especies nativas de México. Encontramos 43 especies que proponemos como prioritarias para la conservación, pues restringen su distribución geográfica al territorio nacional, además de ser consideradas raras al registrarse en un solo sitio de muestreo ([Apéndice 2](#), [Figura 3](#)).

Tabla 1. Distribución del número de especies en las familias y géneros más diversos de cinco tipos de vegetación y sistemas agroforestales tradicionales del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (registradas en 60 unidades muestrales de 500 m²). El porcentaje respecto al número total de especies se indica entre paréntesis.

Familias	Especies (%)	Géneros	Especies (%)
Cactaceae	43 (14.48)	<i>Quercus</i>	14 (4.71)
Fabaceae	41 (13.80)	<i>Bursera</i>	11 (3.70)
Asteraceae	18 (6.06)	<i>Opuntia</i>	11 (3.70)
Euphorbiaceae	16 (5.39)	<i>Agave</i>	9 (3.03)
Fagaceae	14 (4.71)	<i>Mammillaria</i>	8 (2.69)
Asparagaceae	12 (4.04)	<i>Mimosa</i>	7 (2.36)
Burseraceae	11 (3.70)	<i>Salvia</i>	6 (2.02)
Anacardiaceae	9 (3.03)	<i>Croton</i>	5 (1.68)
Malvaceae	9 (3.03)	<i>Pinus</i>	5 (1.68)
Verbenaceae	9 (3.03)	<i>Senna</i>	5 (1.68)
Subtotal	182 (61.28)	Subtotal	81 (27.27)
Otras	115 (38.72)	Otras	216 (72.73)
Total	297 (100)	Total	297 (100)

Los SAF analizados son capaces de mantener 68 % del total de la riqueza de especies (39 % de ellas endémicas de México; donde ocho especies presentan una distribución geográfica preferente o restringida al VTC; [Apéndice 2](#)) y 34 % de los individuos de plantas perennes presentes en la vegetación adyacente.

Los sitios analizados de vegetación silvestre resguardan 80 % (237 spp.) del total de la riqueza vegetal registrada en la región (diversidad gamma γ). En estos sitios se identificaron 96 especies exclusivas (32 %) y 141 especies compartidas con los SAF (48 %) ([Figura 4A](#)). El restante 20 % (60 spp.) corresponde a especies exclusivas de los SAF que incrementan la riqueza total a escala de paisaje. La proporción de especies exclusivas y compartidas varía en cada tipo de vegetación analizado, en los cuales encontramos diferentes arreglos de especies ([Figura 4B-C](#)).

El análisis de redundancia basado en distancias nos permitió identificar diferencias claras y estadísticamente significativas en la composición de especies entre tipos de vegetación ($F = 2.55$; $P < 0.001$), así como una interacción entre el tipo de vegetación y el tipo de manejo ($F = 4.13$; $P < 0.02$), puesto que el manejo solo afecta la composición en los SAF derivados de bosque espinoso ([Figura 5](#)). En este análisis de ordenación podemos observar una composición de especies cercana entre la selva baja caducifolia y el bosque espinoso, aunque la similitud se reduce cuando el bosque espinoso ha sido transformado en SAF ([Figura 5](#)).

A escala regional, la presencia de especies dominantes en ambos escenarios (vegetación silvestre y SAF) muestra la preeminencia de *Mammillaria carnea* Zucc. ex Pfeiff. (419 y 166 individuos/ha, respectivamente), *Opuntia pilifera* F.A.C.Weber (143 y 79) y *Varronia curassavica* Jacq. (90 y 69). Sin embargo, el ensamblaje de especies dominantes en los SAF sugiere la importancia –y el papel determinante– del manejo campesino en la selección, tolerancia, promoción y/o protección de aquellas especies vegetales que brindan contribuciones benéficas a las personas,

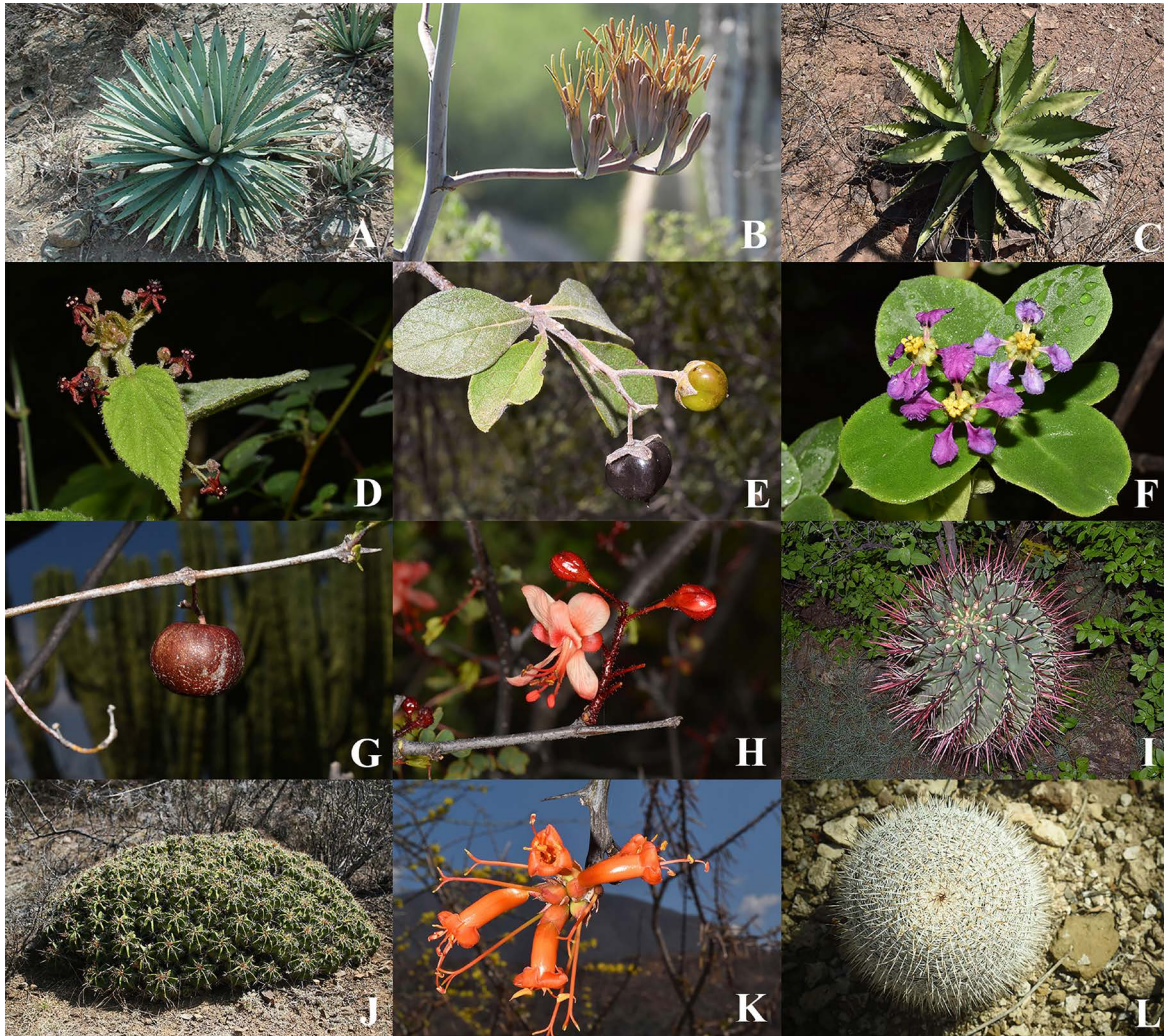


Figura 3. Algunas especies de plantas perennes prioritarias para la conservación por ser endémicas de México y consideradas raras por registrarse en un solo sitio de muestreo en este estudio. A y B) *Agave macroacantha* (maguey enano). C) *Agave quiotepecensis* (rabo de león). D) *Ayenia ovata*. E) *Bourreria obovata* (zapotito). F) *Calcicola parvifolia* (maxócotl). G) *Conalma pedunculata* (cholulo). H) *Erythrostemon melanadenius* (palo blanco). I) *Ferocactus latispinus* subsp. *spiralis* (biznaga ganchuda). J) *Ferocactus robustus* (biznaga de piñita). K) *Fouquieria formosa* (ocotillo). L) *Mammillaria haageana* (biznagueta). Fotos: A) Selene Rangel-Landa. B y J) Ignacio Torres-García. C-I, K y L) Francisco Javier Rendón-Sandoval.

y que debido a ello son valoradas, mantenidas y propagadas dentro de los SAF. Por lo tanto, el manejo campesino determina en gran medida la composición de especies. Aquí es evidente la alta densidad de maguey pulquero (*Agave salmiana* Otto ex Salm-Dyck; 207 individuos/ha), cocoche o nopal (*Opuntia pilifera* F.A.C.Weber; 79) y pitaya o tunillo (*Stenocereus stellatus* (Pfeiff.) Riccob.; 76) (Tabla S2); todas ellas especies apreciadas en la región para la formación de cercas vivas, producción de pulque, o por sus tallos y frutos comestibles, respectivamente.

En cada tipo de vegetación analizado se observaron distintos arreglos en la composición de especies dominantes. Sin embargo, predomina el patrón de aumento en la abundancia de especies valoradas localmente por las personas, debido a sus contribuciones para satisfacer algunas necesidades fundamentales. El manejo campesino configura ensamblajes que suelen ser más dominantes (y por lo tanto, menos equitativos), lo que se refleja en los altos porcentajes que representan las 10 especies más abundantes en cada escenario. Esto ocurre sobre todo en los SAF derivados de bosques templados (72.49 %), matorrales rosetófilos (72.23 %), bosques espinosos (70.90 %) y bosques de cactáceas columnares (69.32 %) (Tabla S2).

Distintas capacidades de conservación. La capacidad de conservación de los SAF varía entre distintos tipos de vegetación, los cuales, al ordenarse de acuerdo con su diversidad intrínseca, muestran que no necesariamente se cumple el supuesto de encontrar proporcionalmente mayor diversidad en los SAF que se derivan de tipos de vegetación más diversos (Figuras 4B y 6B). Los SAF asociados a bosques de cactáceas columnares y selvas bajas caducifolias son notables por mantener 79 % de la riqueza total de plantas perennes registradas en la vegetación adyacente, respectivamente. En el bosque de cactáceas el 24 % de las especies son exclusivas de los SAF y 55 % son especies compartidas con la vegetación silvestre, mientras que en las selvas bajas, 30 % son especies exclusivas de los SAF y 49 % son compartidas, Figura 4B). Otros SAF destacados por su alta capacidad para resguardar diversidad vegetal son aquellos derivados de bosques templados (que mantienen el 62 % de la riqueza) y de matorrales rosetófilos (61 %). Mientras tanto, los SAF asociados a bosques espinosos (o mezquitales) mantienen la riqueza vegetal en menor medida (33 %) (Figura 4B).

Para entender los patrones de composición, diversidad y abundancia en los SAF, es necesario integrar la intensidad de aprovechamiento y los factores socioeconómicos particulares de cada sistema, además de considerar su diversidad intrínseca. Por ejemplo, el caso de los SAF derivados de bosques espinosos (que es donde se obtuvieron diferencias significativas en composición, así como los menores valores de diversidad y abundancia), responde a que son sistemas que están sometidos a un aprovechamiento más intensivo. En particular, los SAF con los valores más pobres se encuentran en Axusco, una comunidad originaria que conserva elementos tradicionales como la lengua (*náhuatl* o *mexicatl*), vestido, entre otros; pero que al mismo tiempo están embebidos en una zona con grandes facilidades para la intensificación agrícola, en planicies de valles aluviales con suelos enriquecidos y con acceso a riego. Esto ha propiciado el cultivo de caña de azúcar en grandes extensiones bajo un manejo de monocultivo y agroquímicos, dejando pocos espacios para el desarrollo de SAF (Vallejo *et al.* 2015).

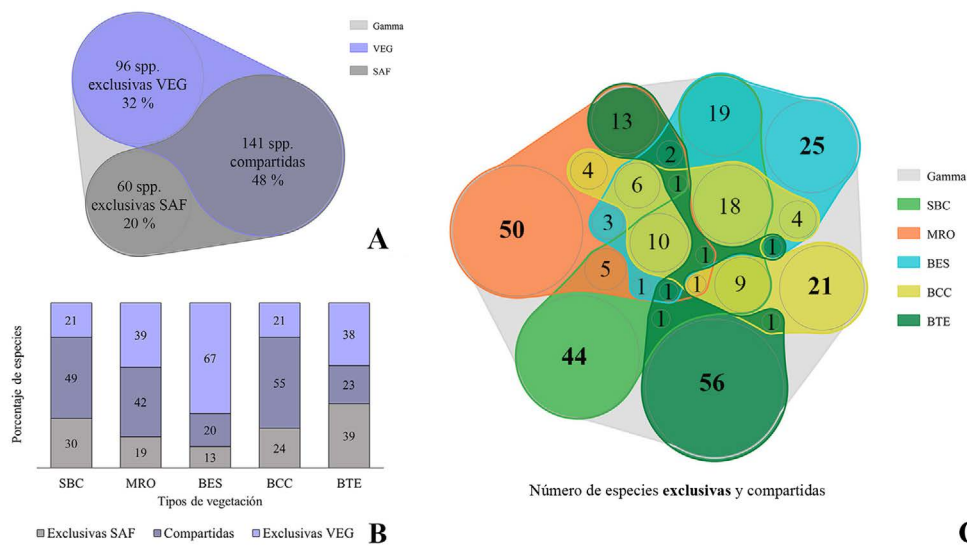


Figura 4. Capacidad de conservación de diversidad vegetal a escala regional del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. A. Número y porcentaje total de especies a escala de paisaje (diversidad γ). B. Porcentaje de especies compartidas, exclusivas de sistemas agroforestales tradicionales (SAF) y exclusivas de distintos tipos de vegetación silvestre (VEG). C. Número de especies compartidas y exclusivas (en negritas) de cinco tipos de vegetación analizados. Tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SBC), matorral rosetófilo (MRO), bosque espinoso (BES), bosque de cactáceas columnares (BCC), bosque templado (BTE).

Efecto del tipo de vegetación y del manejo sobre la diversidad alfa. La riqueza estimada (diversidad de orden $q = 0$) en cada sitio de vegetación silvestre y SAF fue similar (16.1 y 14.1 especies, respectivamente), así como los números efectivos estimados para la diversidad de orden $q = 1$ (11 y 8.7 especies) y de orden $q = 2$ (8.3 y 6.4 especies) (Figura

6A). El perfil de diversidad alfa promedio, a escala regional del VTC, (Figura 6A) nos muestra que la vegetación silvestre representa un ensamblaje ligeramente más equitativo (factor de equitatividad = 0.516), mientras que los SAF son más dominantes (0.454).

El tipo de vegetación ($\chi^2 = 102.3$; $P < 0.001$) y su interacción con el tipo de manejo ($\chi^2 = 15.26$; $P = 0.004$) presentaron un efecto estadísticamente significativo sobre la diversidad alfa promedio estimada (${}^{\theta}D$). Por el contrario, el efecto del tipo de manejo no fue estadísticamente significativo ($\chi^2 = 1.64$; $P = 0.20$).

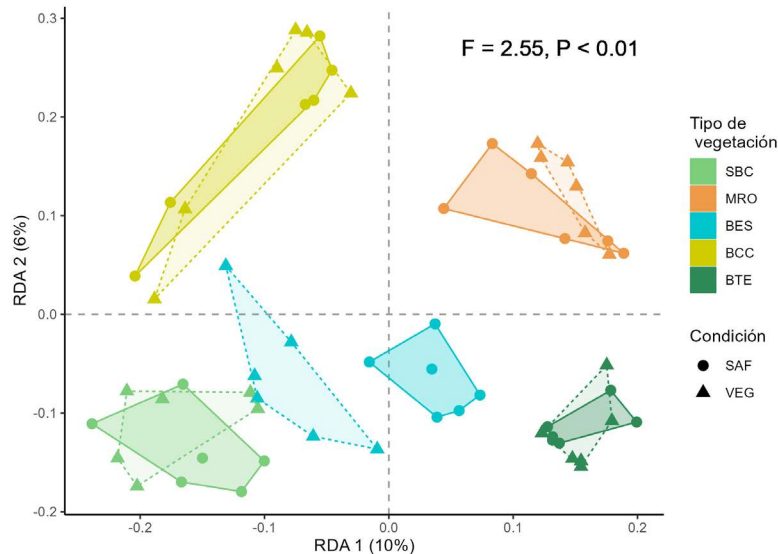


Figura 5. Análisis de redundancia para la composición de especies de plantas perennes en sistemas agroforestales tradicionales (SAF) y diferentes tipos de vegetación silvestre (VEG) del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SBC), matorral rosetófilo (MRO), bosque espinoso (BES), bosque de cactáceas columnares (BCC), bosque templado (BTE).

Al interior de cada tipo de vegetación, las comparaciones de diversidad alfa promedio estimada de orden $q = 0, 1$ y 2 (entre los SAF y la vegetación silvestre de la que derivan) mostraron distintos arreglos (Figura 6B-D), donde la mayoría de los ensamblajes resultaron ser similares entre sí, a excepción de los bosques espinosos, donde encontramos diferencias para la riqueza de especies (Figura 6B) y la diversidad de orden $q = 1$ (Figura 6C). Los perfiles de diversidad para cada tipo de vegetación (Figura 7) corroboran estos resultados.

A escala regional encontramos diferencias significativas en la abundancia, pues registramos –en promedio– casi el doble de individuos en los sitios de vegetación silvestre (238 ± 116.16) en comparación con los SAF (121 ± 104.22) (Figura 8A). Mientras que dentro de cada tipo de vegetación solo hubo diferencias entre los SAF y la vegetación silvestre de bosque espinoso, donde estos sistemas mantienen una abundancia de individuos muy reducida (Figura 8B). Se encontró un efecto del tipo de vegetación ($\chi^2 = 81.346$; $P < 0.001$), del tipo de manejo ($\chi^2 = 108.205$; $P < 0.001$) y la interacción entre estas variables ($\chi^2 = 63.358$; $P = 0.001$) sobre la abundancia de individuos.

Discusión

De manera general, al comparar SAF y sitios de vegetación silvestre de la que derivan, encontramos que son semejantes en términos de composición y diversidad de especies, pero difieren respecto a la abundancia de individuos. Solo un tipo de vegetación en particular (el bosque espinoso) presentó una composición y diversidad de especies, así como una abundancia de individuos, claramente distinta entre los SAF y la vegetación silvestre. A continuación, se discuten las implicaciones de estos resultados para la conservación *in situ* de especies vegetales perennes en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán a través del manejo campesino agroecológico.

Agrosilviculturas que mantienen diversidad

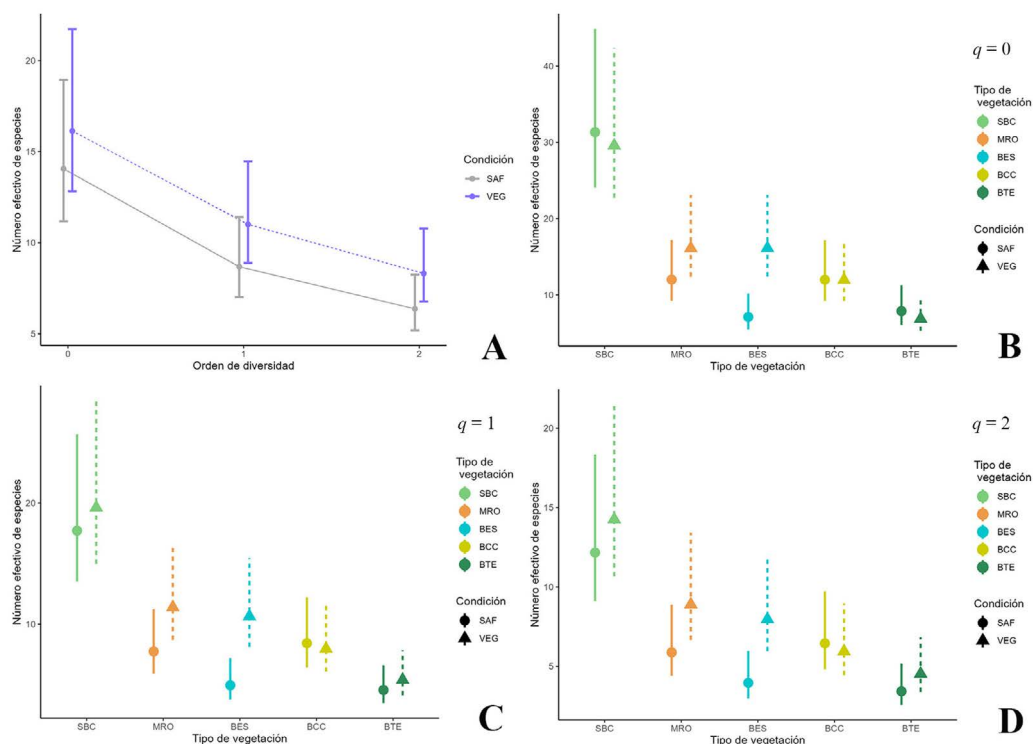


Figura 6. Diversidad alfa promedio de especies de plantas perennes del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (registradas en 60 unidades muestrales de 500 m²). A) Perfil de diversidad a escala regional. Valores estimados para 30 sitios de vegetación silvestre (VEG; línea punteada violeta) y 30 sistemas agroforestales tradicionales (SAF; línea continua gris). B) Riqueza de especies (diversidad de orden $q = 0$; la abundancia de especies no influye en el valor de diversidad, tienen mayor influencia las especies raras) comparada entre SAF (líneas continuas) y tipos de vegetación silvestre (líneas punteadas) de la que derivan. C) Diversidad de orden $q = 1$; todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad. D) Diversidad de orden $q = 2$; mayor influencia de las especies dominantes. Las barras indican intervalos de confianza al 95 %. Tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SBC), matorral rosetófilo (MRO), bosque espinoso (BES), bosque de cactáceas columnares (BCC), bosque templado (BTE).

Alcances y consideraciones sobre el estudio. En este estudio evaluamos sitios con prácticas agroforestales, implementadas por los campesinos en sus parcelas agrícolas o SAF, en comparación con la vegetación silvestre de la que derivan. Nuestro diseño de muestreo estuvo restringido a zonas de las parcelas con prácticas agroforestales, por lo cual es importante interpretar con cautela la relativamente alta capacidad de conservación de diversidad que se documentó en los SAF. En particular, es necesario evaluar la proporción de parcelas que realmente conforman SAF en la región y el rango de variación en la cobertura forestal que mantienen. Reconocemos la necesidad de analizar a profundidad este atributo en investigaciones futuras.

La abundancia fue menor en los SAF, donde se pierde el 66 % de individuos de plantas perennes, tomando como referencia los que están presentes en la vegetación silvestre contigua, lo cual debe repercutir en el funcionamiento de los ecosistemas transformados. En los SAF el ensamblaje de especies suele ser más dominante y menos equitativo, pues en ellos son seleccionadas, mantenidas y protegidas aquellas especies valoradas localmente. No obstante, los SAF analizados mantienen 34 % de la abundancia de individuos, lo que resulta relevante si se contrasta con la baja o nula capacidad de conservación, tanto de la composición y diversidad de especies, como de la abundancia de individuos, que tiene la agricultura intensiva de carácter industrial.

A pesar de la capacidad notable de los SAF para mantener la biodiversidad, se ha documentado que aunque estas manifestaciones de la agricultura campesina pueden ser semejantes a la vegetación silvestre en el número de especies, la composición florística no es consistente (McNeely 2004). En los SAF suele registrarse un exceso de especies valoradas por los manejadores de las parcelas. Al respecto, Nigh & Ford (2019) sostienen que en el llamado jardín

forestal maya los agrosilvicultores han moldeado por milenios la selva para generar un paisaje humanizado con la dominancia de plantas benéficas para las personas, lo que nos remite a procesos que también pudieron haber ocurrido en el VTC. Es común que los SAF contengan un exceso de especies pioneras que se extienden y establecen en zonas perturbadas, aunque también es importante considerar que las especies pioneras pueden tener un papel significativo en la sucesión ecológica de sitios altamente degradados (McNeely 2004). Este hecho tiene importancia en términos de la recuperación de la vegetación en los terrenos que se utilizan y posteriormente se dejan en descanso.

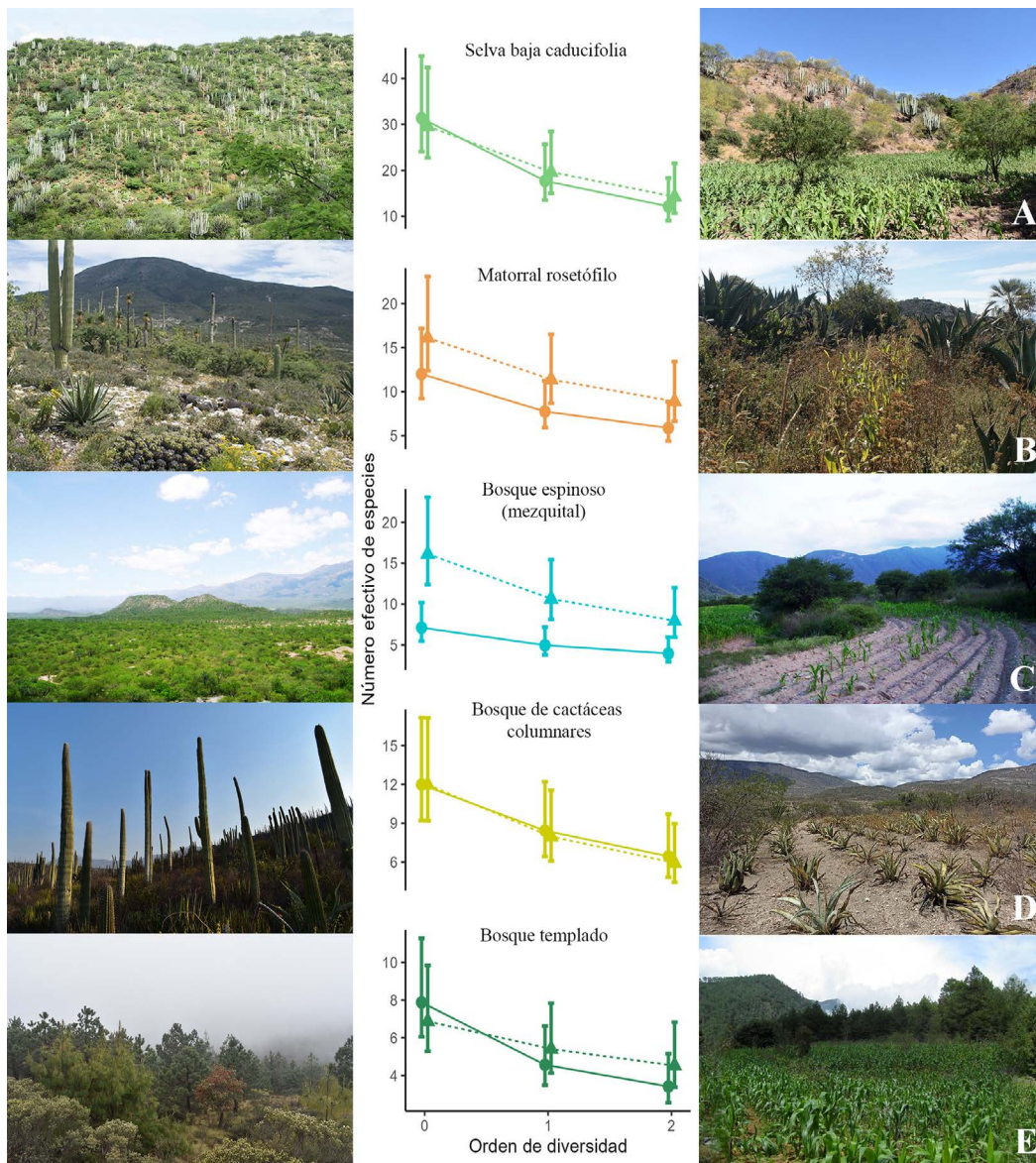


Figura 7. Perfiles de diversidad alfa promedio de especies de plantas perennes en distintos tipos de vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Valores estimados para sitios de vegetación silvestre (líneas punteadas) y sistemas agroforestales tradicionales (líneas continuas). Cada panel ilustra vegetación silvestre (a la izquierda), perfil de diversidad (al centro) y sistema agroforestal (a la derecha) para cada tipo de vegetación. Las barras indican intervalos de confianza al 95 %. A) Selva baja caducifolia. B) Matorral rosetófilo. C) Bosque espinoso (mezquital). D) Bosque de cactáceas columnares. E) Bosque templado. Fotos: A y D) Francisco Javier Rendón-Sandoval. B) Nadia Campos-Salas. C y E) Mariana Vallejo.

Atributos ecológicos de los sistemas agroforestales y su potencial para mantener diversidad. Los corredores de vegetación (conformados por franjas de vegetación ribereña, cercas vivas y árboles dispersos), pueden ser de gran importancia para la conservación de biodiversidad, pues resultan altamente eficaces para aumentar la conectividad del paisaje, aún con la pequeña proporción de cobertura que representan (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2020). Los corredores de vegetación brindan refugios con disponibilidad de microclimas frescos, agua, alimento y/o áreas de descanso para la vida silvestre y humana. Incluso cuando estos componentes son limitados en el paisaje, el valor de los árboles dispersos puede ser mayor que el de los árboles presentes en el bosque continuo (Fischer *et al.* 2010). Asimismo, pueden favorecer la resiliencia, polinización, dispersión de semillas y regeneración de la vegetación en paisajes modificados por los seres humanos (Cadavid-Florez *et al.* 2019).

Con base en estudios teóricos y empíricos que indican que las poblaciones y la persistencia de la biodiversidad suelen colapsar en paisajes con coberturas inferiores a 10-30 % de remanentes de vegetación silvestre (p. ej. Andrés 1994, Swift & Hannon 2010, Cadavid-Florez *et al.* 2019, Hannah *et al.* 2020), Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020) plantean que un paisaje óptimo debería contener ≥ 40 % de cobertura forestal. Sin embargo, puntualizan que es probable que se necesiten porcentajes más altos en paisajes intensificados, zonas tropicales, así como para especies con un mayor riesgo de extinción (p. ej. aquellas con mayor nivel trófico, menor densidad poblacional o distribución geográfica restringida).

Este porcentaje de cobertura forestal (≥ 40 %), a escala de paisaje, podría configurarse de distintas maneras y siguiendo múltiples estrategias. Por ejemplo, en algunos casos podría asegurarse que alrededor del 10 % se encuentre en un solo parche forestal de gran tamaño, y el 30 % restante en un gran número de parches forestales pequeños y dispersos, idealmente de manera uniforme. En particular, este arreglo se asemeja al patrón encontrado en nuestros estudios, donde los campesinos mantienen en sus parcelas agrícolas la diversidad de aquellas especies que valoran y que forman parte de la cobertura forestal, mismas que sostienen interacciones ecológicas como las antes mencionadas y contribuyen a la conservación de la biodiversidad del VTC.

En los SAF que estudiamos en la región se aprecian semejanzas con este planteamiento de paisaje óptimo, modificado por los seres humanos, para la conservación de biodiversidad. Esto ocurre en un contexto donde existen regulaciones comunitarias para el manejo tradicional de componentes y sistemas agroforestales, a las que se sumaron las que impuso el decreto de reserva de la biosfera –en aproximadamente la mitad del territorio del VTC– que limitan la remoción de la vegetación silvestre para abrir nuevos terrenos de cultivo, lo cual contribuye también a mantener un paisaje favorable para la conservación.

El alto grado de disimilitud composicional relativa (diversidad beta espacial) que encontramos tanto en la vegetación silvestre (93 %) como en los SAF (94 %) plantea la necesidad de mantener varios sitios para poder alcanzar una meta adecuada de conservación de la diversidad regional de la vegetación (Rendón-Sandoval *et al.* 2020). Existe evidencia de que la mayor parte de los remanentes de vegetación silvestre deberían conservarse en un gran número de parches pequeños (Taubert *et al.* 2018). Por ello, es importante procurar que las áreas abiertas (como pastizales, monocultivos, cultivos anuales y asentamientos humanos) mantengan parches forestales y árboles dispersos que permitan la coexistencia e interacción de las especies de la zona. Por otra parte, las zonas abiertas más intensificadas, como la agricultura industrial, deberían ocupar una extensión reducida debido a los daños significativos que causan a la biodiversidad (Hendershot *et al.* 2020).

Lo anterior supone un reto enorme para el diseño e implementación de estrategias de conservación acordes a estos requerimientos tan particulares. Sin embargo, es notable que algunas expresiones de la agricultura campesina en la actualidad resguardan una proporción importante de biodiversidad dentro de sus parcelas agrícolas o agrosilvícolas, que ahora denominamos SAF. Por lo cual, consideramos que la comprensión, documentación y justa valoración de técnicas de manejo campesino agroecológico es primordial para fortalecer el diseño de estrategias de conservación a distintas escalas.

Los SAF son una práctica biocultural de agricultura campesina más sustentable que los monocultivos y otros sistemas intensivos. Pueden ser un ejemplo de cómo pueden coexistir estrategias de conservación de la biodiversidad con la producción agrícola, pues las agriculturas campesinas tradicionales han demostrado su eficacia para mantener y reproducir la agrobiodiversidad durante miles de años (Nigh & Ford 2019).

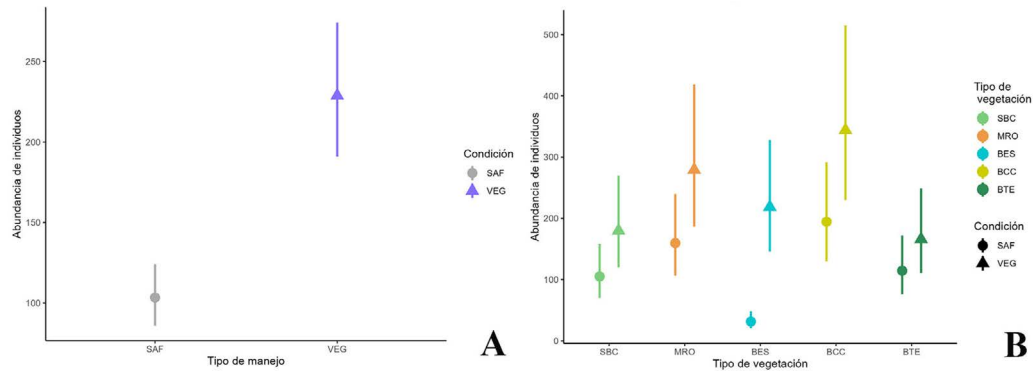


Figura 8. Abundancia promedio de individuos de plantas perennes del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (registradas en 60 unidades muestrales de 500 m²). A) Comparativa entre vegetación silvestre (VEG; violeta) y sistemas agroforestales tradicionales (SAF; gris). B) Comparativa entre distintos tipos de vegetación: selva baja caducifolia (SBC), matorral rosetófilo (MRO), bosque espinoso (BES), bosque de cactáceas columnares (BCC), bosque templado (BTE). Las barras indican intervalos de confianza al 95 %.

Ejemplos de prácticas agroforestales que pueden amortiguar la pérdida de biodiversidad son las cercas vivas, las franjas contra la erosión, los árboles dispersos y las islas de vegetación (todo esto con especies nativas), por lo que se insiste en que los paisajes agrícolas deben incluir estas prácticas. Es importante enfatizar la importancia de las prácticas agroforestales –implementadas por los campesinos– documentadas en el VTC, pues son prácticas vigentes que están motivadas por la obtención de múltiples beneficios que satisfacen algunas necesidades humanas fundamentales (Rendón-Sandoval *et al.* 2021). Es deseable incentivar el mantenimiento, recuperación y enriquecimiento de las prácticas agroforestales incluyendo especies con valor para la conservación (p. ej. especies endémicas, raras, en estatus de riesgo; [Apéndice 2](#)).

Para el VTC sería viable impulsar desde la administración de la reserva la formación de cercas vivas con especies nativas, en especial de: i) cactáceas columnares con frutos comestibles como pitaya o tunillo (*Stenocereus stellatus*), garmbullos (*Myrtillocactus* spp.), jiotilla (*Escontria chiotilla* (F.A.C.Weber ex K.Schum.) Rose), pitaya de mayo (*Stenocereus pruinosus* (Otto ex Pfeiff.) Buxb.), nopales o cocoches (*Opuntia* spp.), nanabuela (*Pilosocereus chrysacanthus* (F.A.C.Weber ex K.Schum.) Byles & G.D.Rowley), ii) copales y cuajotes del género *Bursera*, iii) frutales nativos como ciruela (*Spondias* spp.), guajes (*Leucaena* spp.), chupandía (*Cyrtocarpa procera* Kunth) y tempesquistle (*Sideroxylon palmeri* (Rose) T.D.Penn.), iv) magueyes (*Agave* spp.) y lechuguillas (*Hechtia* spp.) para estabilizar el suelo y mantener la humedad (Torres-García *et al.* 2019), entre otras. En la región del VTC se han registrado más de 2,000 especies de plantas valoradas y utilizadas por los pobladores locales (Casas *et al.* 2017, Caballero *et al.* 2023). Estas constituyen alrededor del 67 % de las especies de plantas registradas en la región. Entre estas hay un amplio espectro de plantas perennes que ya forman parte de los SAF y que pueden aportar a su enriquecimiento.

Perspectivas para promover la continuidad de las agrosilviculturas tradicionales. Considerando los factores que ponen en riesgo la continuidad de los SAF identificados por Moreno-Calles *et al.* (2013), retomamos algunas propuestas sugeridas por Rendón-Sandoval *et al.* (2020) para fortalecerlos desde ámbitos y agentes académicos, gubernamentales, organizaciones civiles y sector privado que tienen incidencia en el tema: i) promover el aumento de componentes forestales al interior de las parcelas agrícolas, ii) revalorar y rescatar las cosmovisiones, conocimientos y prácticas tradicionales asociadas a los SAF que sostienen la diversidad biocultural, iii) propiciar el involucramiento de los jóvenes en el manejo agroforestal sugiriendo opciones de autoempleo (p. ej. comercializando productos locales con algún proceso de valor agregado dentro de esquemas de comercio justo), iv) financiar la creación de proyectos y programas enfocados a fortalecer la continuidad de los SAF y a difundir los beneficios de esta manifestación de la agricultura campesina tradicional y sustentable que contribuye a la conservación de biodiversidad, a la producción de alimentos saludables y a la diversidad biocultural, y v) difundir esquemas de conservación alternativos

(p. ej. pago por servicios ambientales, áreas destinadas voluntariamente a la conservación y unidades de manejo para la conservación de vida silvestre).

Dentro del VTC deben considerarse a los SAF en los programas de conservación a nivel regional, puesto que diferentes grupos académicos hemos mantenido interacción continua con los funcionarios de la reserva y discutido algunas particularidades que implica la conservación en la zona. Cabe destacar que estos programas han priorizado la conservación de biodiversidad sobre el bienestar integral de los pobladores de la reserva (Sinco-Ramos *et al.* 2021), proporcionando pocas opciones en cuanto a medios de vida alternativos para las personas; en especial, planteando cambiar las actividades productivas como la agricultura (en particular de frutales intercalados con milpa tradicional) y la ganadería por el ecoturismo (CONANP 2013).

Sin embargo, para poder incluir a los SAF en las políticas públicas a escala regional, es necesario fortalecer los mecanismos de comunicación entre los diferentes sectores que coexisten en el área. Es particularmente importante impulsar e incentivar la notable capacidad de la agricultura campesina para conjuntar la conservación de biodiversidad y la producción de alimentos saludables con valor identitario, así como establecer vínculos y espacios de comunicación efectiva con los agentes implicados en la legislación ambiental (Durand 2010, Rendón-Sandoval 2021). Es deseable contar con un catálogo regional con criterios y técnicas de prácticas agroforestales (con base en las experiencias locales) como referente para programas de manejo agroforestal, pues existe una amplia red de instituciones educativas y tecnológicas, ONGs, instancias gubernamentales e iniciativas comunitarias que constituyen una base receptiva para este tipo de propuestas. Es importante inventariar, catalogar y poner en manuales toda esta información para preservar la memoria colectiva y contribuir a generar instrumentos prácticos en manos de los agentes locales. Asimismo, aportar criterios a las autoridades comunitarias y gubernamentales sobre las prácticas agroforestales.

Una recomendación particular para el Programa Sembrando Vida del Gobierno de México (que busca contribuir al bienestar social a través del impulso de la autosuficiencia alimentaria y la implementación de parcelas con sistemas productivos agroforestales), es priorizar el uso de especies nativas y prácticas agroforestales locales y originarias (especies y sistemas “cenicientas” en la literatura agroforestal; Nair *et al.* 2017) adecuadas a las condiciones locales de cada contexto, de entre la vasta diversidad que alberga nuestro país, antes de propiciar la introducción de frutales exóticos u otras intervenciones que pudieran ocasionar efectos indeseables. Para demostrar la efectividad de los SAF en cuanto a su productividad y sustentabilidad a largo plazo, se sugiere la implementación de parcelas agroforestales experimentales *in situ*, en los distintos entornos agrícolas de la región, donde los campesinos puedan intercambiar experiencias, así como cuantificar sus rendimientos de manera comparativa con otros esquemas de agricultura intensiva o convencional. Esto último, con la finalidad de evidenciar las bondades de la agricultura campesina diversificada en cuanto a su capacidad para conservar la biodiversidad, brindar mayor autonomía alimentaria, ingerir una dieta más diversa, producir una variedad mayor de cultivos y experimentar mejoras en la salud (Rosset & Altieri 2018).

Una intervención clave es promover el aumento de cobertura forestal especialmente en parcelas agrícolas intensificadas (Noordwijk 2021). Es decir, evitar la degradación de zonas de vegetación silvestre relativamente conservadas y restaurar áreas dedicadas actualmente a la agricultura intensiva o convencional para convertirlas en SAF.

Históricamente, las agriculturas campesinas han resguardado la diversidad biológica y cultural mediante los SAF, al mismo tiempo que satisfacen algunas necesidades humanas fundamentales. Consideramos que la justa valoración y el rescate del manejo campesino agroecológico podría formar parte primordial de las directrices de conservación (a escala local, regional, nacional e incluso global) para conciliar la producción de alimentos saludables e identitarios que aportan a la soberanía y autonomía alimentaria, la conservación biológica, el mantenimiento de diversidad biocultural, el bienestar humano y el cuidado de la naturaleza.

Material suplementario

El material suplementario de este artículo puede consultarse aquí: <https://doi.org/10.17129/botsci.3479>

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a los campesinos que resguardan la diversidad biológica y cultural de nuestro país. A los funcionarios de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán: Fernando Reyes y Leticia Soriano. A los colegas que colaboraron en el trabajo de campo: José Francisco Paz-Guerra, Gonzalo Álvarez-Ríos, Domingo Valencia-Ramírez, Saúl Gutiérrez-Ramírez. A los botánicos que apoyaron la identificación taxonómica: Rosalinda Medina-Lemos, Alejandro Zabalgoitia, Ana Nuño-Rubio, Guadalupe Cornejo-Tenorio, Victor Steinmann, Dante Figueroa, Pablo Carrillo-Reyes, Eduardo Soto-Flores y Jesús Padilla-Lepe. A la asesoría de Iván Leonardo Ek Rodríguez y Armando Navarrete Segueda. A los revisores anónimos que mejoraron la propuesta.

Literatura citada

- Andablo-Reyes AC, Moreno-Calles AI, Cancio-Coyac BA, Gutiérrez-Coatecatl E, Rivero-Romero AD, Hernández-Cendejas G, Casas A. 2023. Agri-silvicultures of Mexican Arid America. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **19**. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13002-023-00612-5>
- Altieri M, Toledo VM. 2011. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies* **38**: 587-612. DOI: <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**: 355-366. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Tabarelli M, Watling JI, Tischendorf L, Benchimol M, Cazetta E, Faria D, Leal IR, Melo FPL, Morante-Filho JC, Santos BA, Arasa-Gisbert R, Arce-Peña N, Cervantes-López MJ, Cudney-Valenzuela S, Galán-Acedo C, San-José M, Vieira ICG, ... Tscharntke T. 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters* **23**: 1404-1420. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Baselga A, Gómez-Rodríguez C. 2019. Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* **26**: 39-45.
- Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, Whittaker RJ. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 261-267. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>
- Blancas J, Casas A, Rangel-Landa S, Moreno-Calles AI, Torres I, Pérez-Negrón E, Solís L, Delgado-Lemus A, Parra F, Arellanes Y, Caballero J, Cortés L, Lira R., Dávila P. 2010. Plant Management in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* **64**: 287-302. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-010-9133-0>
- Blancas J, Casas A, Pérez-Salicrup D, Caballero J, Vega E. 2013. Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Náhuatl communities of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **9**: 39. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-9-39>
- Boege E. 2008. *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. Hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrobiodiversidad en los territorios indígenas*. DF, México: Instituto Nacional de Antropología e Historia - Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. ISBN: 978-968-03-0385-4
- Caballero J, Cortés-Zárraga L, Mapes C, Blancas J, Rangel-Landa S, Torres-García I, Farfán-Heredia B, Martínez-Ballesté A, Casas A. 2023. Ethnobotanical Knowledge in Mexico: Use, Management, and Other Interactions Between People and Plants. In: Casas A, Blancas J. eds. *Ethnobotany of the Mountain Regions of Mexico*. New York: Springer. pp. 25-63. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-99357-3_2
- Cadavid-Florez L, Laborde J, Zahawi RA. 2019. Using landscape composition and configuration metrics as indicators of woody vegetation attributes in tropical pastures. *Ecological Indicators* **101**: 679-691. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.072>
- Campos-Salas N, Casas A, Moreno-Calles AI, Vallejo M. 2016. Plant Management in Agroforestry Systems of Rose-phyllous Forests in the Tehuacán Valley, Mexico. *Economic Botany* **70**: 254-269. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-016-9352-0>
- Casas A, Caballero J, Mapes C, Zárate S. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Botanical Sciences* **61**: 31-47. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1537>

- Casas A, Camou A, Otero-Arnaiz A., Rangel-Landa S, Cruse-Sanders J, Solís L, Torres I, Delgado, A, Moreno-Calles AI, Vallejo M, Guillén S, Blancas J, Parra F, Farfán-Heredia B, Aguirre-Dugua X, Arellanes Y, Pérez-Negrón E. 2014. Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación Ambiental* **6**: 23-44.
- Casas A, Otero-Arnaiz A, Pérez-Negrón E, Valiente-Banuet A. 2007. *In situ* Management and Domestication of Plants in Mesoamerica. *Annals of Botany* **100**: 1101-1115. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcm126>
- Casas A, Torres I, Delgado-Lemus A, Rangel-Landa S, Ilesley C, Torres-Guevara J, Cruz A, Parra F, Moreno-Calles AI, Camou A, Castillo A, Ayala-Orozco B, Blancas J, Vallejo M, Solís L, Bullen A, Ortiz T, Farfán B. 2017. Sustainability science: research, education and participative processes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **88**: 113-128. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.003>
- Casas A, Valiente-Banuet A, Viveros JL, Caballero J, Cortés L, Davila P, Lira R, Rodríguez, I. 2001. Plant Resources of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* **55**: 129-166. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02864551>
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**: 45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao A, Jost L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* **93**: 2533-2547. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Protegidas]. 2013. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Dávila P, Arizmendi MC, Valiente-Banuet A, Villaseñor JL, Casas A, Lira R. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **11**: 421-442. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1014888822920>
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, Hill R, Chan KMA, Baste IA, Brauman KA, Polasky S, Church A, Lonsdale M, Larigauderie A, Leadley PW, van Oudenhoven APE, van der Plaats F, Schröter M, Lavorel S, Aumeeruddy-Thomas Y, Bukvareva E, Davies K, Demissew S, Erpul G, Failler P, Guerra CA, Hewitt CL, Keune H, Lindley S, Shirayama Y. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* **359**: 270-272. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Lucas AG, Ichii K, Liu J, Subramanian SM, Midgley GF, Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razaque J, Reyers B, Chowdhury RR, Shin Y-J, Visseren-Hamakers I, Willis KJ, Zayas CN. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* **366**. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- Durand L. 2010. Pensar positivo no basta. Actitudes en torno a la conservación en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México. *Interciencia* **35**: 430-436.
- ETC Group [Action Group on Erosion, Technology and Concentration]. 2017. ¿Quién nos alimentará? ¿La red campesina alimentaria o la cadena agroindustrial? Action Group on Erosion, Technology and Concentration. <https://www.etcgroup.org/sites/www.etcgroup.org/files/files/etc-quienosalimentara-2017-es.pdf> (consultado 03 diciembre, 2023).
- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations]. 2012. *El estado de los bosques del mundo*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. ISBN: 978-92-5-307292-7
- Fischer J, Stott J, Law BS. 2010. The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* **143**: 1564-1567. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.030>
- García E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Instituto de Geografía - Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gerritsen P. 2002. *Diversity at stake. A Farmers' Perspective on Biodiversity and Conservation in Western Mexico*. Wageningen: Wageningen Universiteit. ISBN: 90-5808-708-5
- Gerritsen P. 2010. Perspectivas campesinas sobre el manejo de los recursos naturales: un acercamiento teórico-empírico. In Hernández G, Castañeda RLE, eds. *Abordajes Regionales: Formas de Concebir, Maneras de Interpretar*. Guadalajara: Mundi-Prensa - Universidad de Guadalajara. pp. 29-44.

- Giraldo OF. 2018. *Ecología política de la agricultura. Agroecología y posdesarrollo*. San Cristóbal de las Casas: El Colegio de la Frontera Sur. ISBN: 978-607-8429-51-6
- Han B-C. 2012. *La sociedad del cansancio*. Barcelona: Herder Editorial. ISBN: 978-84-254-2868-5
- Hannah L, Roehrdanz PR, Marquet PA, Enquist BJ, Midgley G, Foden W, Lovett JC, Corlett RT, Corcoran D, Butchart SHM, Boyle B, Feng X, Maitner B, Fajardo J, McGill BJ, Merow C, Morueta-Holme N, Newman EA, Park DS, Raes N, Svenning J-C. 2020. 30% land conservation and climate action reduces tropical extinction risk by more than 50%. *Ecography* **43**: 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.05166>
- Hendershot JN, Smith JR, Anderson CB, Letten AD, Frishkoff LO, Zook JR, Fukami T, Daily GC. 2020. Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. *Nature* **579**. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2090-6>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* **7**: 1451-1456. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jose S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* **76**: 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* **113**: 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost L, Chao A, Chazdon RL. 2011. Compositional similarity and (beta) diversity. In: Magurran AE, McGill BJ, eds. *Biological Diversity, Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford: Oxford University Press. pp. 66-84. ISBN: 978-01-9958-067-5
- Jost L, González-Oreja JA. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* **56**: 3-14.
- MacNeish RS. 1967. A summary of the subsistence. In: Byers DS, ed, *The prehistory of the Tehuacán Valley. Volume I. Environment and Subsistence*. Texas: University of Texas Press. pp. 290-309. ISBN: 978-02-9270-156-4
- Marcon E, Hérault B. 2015. entropart: An R Package to Measure and Partition Diversity. *Journal of Statistical Software* **67**: 1-26. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>
- Max-Neef M, Elizalde A, Hopenhayn M. 1998. *Desarrollo a escala humana. Conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones*. Barcelona: Icaria Editorial. ISBN: 84-7426-217-8
- McNeely JA. 2004. Nature vs. nurture: managing relationships between forests, agroforestry and wild biodiversity. *Agroforestry Systems* **61**: 155-165. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028996.92553.ea>
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment]. 2005. *Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis*. Washington DC: World Resources Institute.
- Monroy-Sais AS, García-Frapolli E, Casas A, Mora F, Skutsh M, Gerritsen PRW. 2022. Relational values and management of plant resources in two communities in a highly biodiverse area in western Mexico. *Agriculture and Human Values* **39**: 1231-1244. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10460-022-10313-6>
- Moreno-Calles AI, Casas A, Blancas J, Torres I, Maserá O, Caballero J, García-Barrios LE, Pérez-Negrón E, Rangel-Landa S. 2010. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: the case of the Tehuacán Valley, Central México. *Agroforestry Systems* **80**: 315-331. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9349-0>
- Moreno-Calles AI, Casas A, Rivero-Romero AD, Romero-Bautista YA, Rangel-Landa S, Fisher-Ortiz RA, Alvarado-Ramos F, Vallejo M, Santos-Fita D. 2016. Ethnoagroforestry: integration of biocultural diversity for food sovereignty in Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **12**. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13002-016-0127-6>
- Moreno-Calles AI, García-Frapolli E, Casas A, Torres-García I. 2012. Traditional agroforestry systems of multi-crop “milpa” and “chichipera” cactus forest in the arid Tehuacán Valley, Mexico: their management and role in people’s subsistence. *Agroforestry Systems* **84**: 207-226. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9460-x>
- Moreno-Calles AI, Toledo VM, Casas A. 2013. Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences* **91**: 375-398. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.419>
- Moreno-Calles AI, Toledo VM, Casas A. 2014. La importancia biocultural de los sistemas agroforestales tradicionales de México. In: Olive L, Lazos-Ramírez L, eds, *Hacia un Modelo Intercultural de Sociedad del Conocimiento en México*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 35-56. ISBN: 978607026300
- Moreno-Calles AI, Rojas AM, Romero-Bautista YA, Organización *Sauane Katchu*, Reyes F, Torres-García I. 2021. Agrosilviculturas en territorios semiáridos de Puebla, México. *Revista Etnobiología* **19**: 6-28.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y

- comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **82**: 1249-1261. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Nair PKR, Viswanath S, Lubina PA. 2017. *Cinderella* agroforestry systems. *Agroforestry Systems* **91**: 901-917. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9966-3>
- Nair PKR, Kumar BM, Nair VD. 2021. *An Introduction to Agroforestry. Four Decades of Scientific Developments*. Dordrecht: Springer. ISBN: 978-3030753573
- Nigh R, Ford A. 2019. *El jardín forestal maya. Ocho milenios de cultivo sostenible de los bosques tropicales*. San Cristóbal de las Casas: Fray Bartolomé de las Casas-Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. ISBN: 978-607-8533-55-8.
- Noble IR, Dirzo R. 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science* **227**: 522-525. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.522>
- Noordwijk M. 2021. Agroforestry-Based Ecosystem Services: Reconciling Values of Humans and Nature in Sustainable Development. *Land* **10**: 699. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10070699>
- Ostrom E. 2005. *Understanding Institutional Diversity*. Princeton: Princeton University Press. ISBN: 9780691122380
- Ostrom E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* **325**: 419-422. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Pérez-Silva JG, Araujo-Voces M, Quesada V. 2018. nVeen: generalized, quasi-proportional Venn and Euler diagrams. *Bioinformatics* **34**: 2322-2324. DOI: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty109>
- Perfecto I, Vandermeer J. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems. A New Conservation Paradigm. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**: 173-200. DOI: <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>
- Ploeg JD. 2010. *Nuevos campesinos. Campesinos e imperios alimentarios*. Barcelona: Icaria Editorial. ISBN: 978-84-9888-206-3
- Rangel-Landa S, Casas A, García-Frapolli E, Lira R. 2017. Sociocultural and ecological factors influencing management of edible and non-edible plants: the case of Ixcatlán, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **13**: 59. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13002-017-0185-4>
- R Core Team 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rendón-Sandoval FJ. 2020. El potencial de los sistemas agroforestales en la conservación y restauración de la vegetación nativa de la Caatinga. In: Sena P, Pinho B, Gomes-Sousa D, Pimentel Lopes de Melo F, Tabarelli M, Leal IR. eds. *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2018*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. ISBN: 978-65-86732-63-4
- Rendón-Sandoval FJ. 2021. *Manejo tradicional y Ecología: bases para la conservación de biodiversidad y ecosistemas de bosque tropical seco*. PhD thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rendón-Sandoval FJ, Casas A, Moreno-Calles AI, Torres-García I, García-Frapolli E. 2020. Traditional Agroforestry Systems and Conservation of Native Plant Diversity of Seasonally Dry Tropical Forests. *Sustainability* **12**: 4600. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12114600>
- Rendón-Sandoval FJ, Casas A, Sinco-Ramos PG, García-Frapolli E, Moreno-Calles AI. 2021. Peasants' Motivations to Maintain Vegetation of Tropical Dry Forests in Traditional Agroforestry Systems from Cuicatlán, Oaxaca, Mexico. *Frontiers in Environmental Science* **9**: 682207. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.682207>
- Rosset P, Altieri M. 2018. *Agroecología: ciencia y política*. Barcelona: Icaria Editorial. ISBN: 978-84-9888-850-8
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Ciudad de México: Limusa. ISBN: 9789681800024
- Rzedowski J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botanica Mexicana* **15**: 47-64. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm15.1991.620>
- SEMARNAT [Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 2da Sección, 30 de diciembre de 2010.
- Sinco-Ramos PG, García-Frapolli E, Durand L, Porter-Bolland L. 2021. Visiones de bienestar en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, México. *Región y sociedad* **33**: 1527. DOI: <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1527>

- Smith CE. 1967. Plant Remains. In: Byers DS, ed, *The prehistory of the Tehuacán Valley. Volume 1. Environment and Subsistence*. Texas: University of Texas Press. pp. 220-255.
- Swift TL, Hannon SJ. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* **85**: 35-53. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00093.x>
- Taubert F, Fischer R, Groeneveld J, Lehmann S, Müller MS, Rödiger E, Wiegand T, Huth A. 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* **554**: 519-522. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Toledo VM, Barrera-Bassols N. 2008. *La memoria biocultural. La importancia ecológica de las sabidurías tradicionales*. Barcelona: Icaria Editorial. ISBN: 978-84-9888-001-4
- Toledo VM, Boege E. 2010. La biodiversidad, las culturas y los pueblos indígenas. In: Toledo VM, ed, *La Biodiversidad de México*. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica - Comisión Nacional para la Cultura y las Artes. pp. 160-192. ISBN: 978-60-7455-531-8
- Torres-García I. 2004. *Aspectos etnobotánicos y ecológicos de los recursos vegetales en la comunidad de San Luis Atlotitlán, municipio de Caltepec, Puebla*. BSc thesis. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Torres-García I, Rendón-Sandoval FJ, Blancas J, Casas A, Moreno-Calles AI. 2019. The genus *Agave* in agroforestry systems of Mexico. *Botanical Sciences* **97**: 263-290. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2202>
- Valiente-Banuet A, Casas A, Alcántara A, Dávila P, Flores-Hernández N, Arizmendi MC, Villaseñor JL, Ortega Ramírez J. 2000. La vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Botanical Sciences* **67**: 24-74. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1625>
- Valiente-Banuet A, Solís L, Dávila P, Arizmendi MC, Silva C, Ortega-Ramírez J, Treviño J, Rangel-Landa S, Casas A. 2009. *Guía de la Vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. DOI: <https://doi.org/10.13140/2.1.3500.6247>
- Vallejo M, Casas A, Blancas J, Moreno-Calles AI, Solís L, Rangel-Landa S, Dávila P, Téllez O. 2014. Agroforestry systems in the highlands of the Tehuacán Valley, Mexico: Indigenous cultures and biodiversity conservation. *Agroforestry Systems* **88**: 125-140. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9660-7>
- Vallejo M, Casas A, Pérez-Negrón E, Moreno-Calles AI, Hernández-Ordoñez O, Téllez O, Dávila P. 2015. Agroforestry systems of the lowland alluvial valleys of the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve: an evaluation of their biocultural capacity. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **11**. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-11-8>
- Vallejo M, Moreno-Calles AI, Casas A. 2016. TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different sociocological contexts of the Tehuacán Valley. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **12**: 31. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13002-016-0102-2>
- Vallejo M, Ramírez MI, Reyes-González A, López-Sánchez JG, Casas A. 2019. Agroforestry Systems of the Tehuacán-Cuicatlán Valley: Land Use for Biocultural Diversity Conservation. *Land* **8**: 24. DOI: <https://doi.org/10.3390/land8020024>
- Vivar D. 2004. *Determinación de la sustentabilidad en el manejo del quiotillal en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México*. BSc thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

Editor de sección: José Blancas

Author contributions: FJRS diseñó la investigación, realizó trabajo de campo, recopiló, sistematizó y analizó los datos, redactó el escrito; AIMC fue responsable de la estancia posdoctoral del primer autor, diseñó la investigación, realizó trabajo de campo, retroalimentó el escrito; MV realizó trabajo de campo, sistematizó y analizó información, orientó la investigación, retroalimentó el escrito; FM orientó la investigación, asesoró y realizó análisis estadísticos; PGSR realizó trabajo de campo, orientó la investigación, sistematizó literatura, retroalimentó el escrito; NCS realizó trabajo de campo, aportó datos originales; ACAR elaboró cartografía, retroalimentó el escrito; SRL e ITG realizaron y analizaron muestreos de vegetación; AC diseñó la investigación, gestionó fondos para las investigaciones, realizó trabajo de campo, retroalimentó el escrito. Todos los autores revisaron y aprobaron el manuscrito.

Entidades Financiadoras: Este trabajo es producto de una estancia posdoctoral realizada gracias al Programa de Becas Posdoctorales en la DGAPA-UNAM (POSDOC) del primer autor, quien también agradece el apoyo del SNI-CONAHCYT. Las investigaciones que sustentan la información sistematizada fueron apoyadas por el PAPIIT-DGAPA-UNAM (IN205724, IN209214, IN206217, IN206520, IN224023) y el CONAHCYT (CB-2013-01-221800, A1-S-14306).

Conflicto de intereses: Los autores declaran que no existe ningún conflicto de intereses, financieros o personales, en la información, presentación de datos y resultados de este artículo.

Agrosilviculturas que mantienen diversidad

Apéndice 1. Tipos de vegetación y localidades de estudio. Para la clasificación de asociaciones vegetales consideramos la propuesta de Valiente-Banuet *et al.* (2000, 2009), mismas que están agrupadas en cinco tipos de vegetación. Se indica entre paréntesis el nombre que se otorga cada pueblo en su propia lengua *sensu* Boege (2008). Para la temperatura y precipitación se muestran los valores históricos anuales promedio disponibles en García (2004). Cultivos de temporal (T), riego (R). Importancia económica (^s).

Asociación vegetal	Localidad, Edo.	Altitud, temperatura, precipitación	Pueblo	Sistema agroforestal	Cultivos principales (en orden de importancia)
Bosque de cactáceas columnares (BCC)					
Chichipera de <i>Polaskia chichipe</i>	San Luis Ato- lotitlán, Pue.	1,895 m snm	Origen nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa y fru- tales	(T) Maíz, frijol, calabaza
Garambullal de <i>Myrtillocactus geometrizans</i>	Santiago Coatepec, Pue.	1,842 m snm	Origen nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa y fru- tales	(R) Maíz, frijol, calabaza y pitahaya ^s
Jiotillal de <i>Escontria chiotilla</i>	San Rafael Coxcatlán, Pue.	1,000 m snm, 23.9 °C, 505 mm	Origen nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa	(T) Maíz, frijol y cala- baza
Bosque templado (BTE)					
Bosque de pino-encino	Santa María Coyomeapan, Pue.	1,960 m snm, 15.3 °C, 1,650 mm	Nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa	(T) Maíz, frijol, cala- baza, chícharo
Bosque de pino-encino	San Lorenzo Pápalo, Oax.	1,850 m snm, 16 °C, 838 mm	Cuicateco (<i>y'an yivacu</i>)	Milpa	(T) Maíz, frijol, haba, chícharo
Bosque de <i>Quercus</i> y bosque de <i>Juni-perus flaccida</i>	Santa María Ixcatlán, Oax.	1,891 m snm, 16.3 °C, 647 mm	Ixcateco (<i>xwja</i>)	Milpa	(T) Maíz, frijol, calabaza
Bosque espinoso (BES)					
Mezquital de <i>Neltuma laevigata</i> (o selva baja espinosa perennifolia)	San José Axusco, Pue.	955 m snm, 23.3 °C, 354 mm	Nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa	(R) Caña de azúcar ^s , maíz, frijol, calabaza, chile
	Zapotitlán Salinas, Pue.	590 m snm, 21.2 °C, 450 mm	Origen popoloca (<i>ngiwa</i>)	Milpa en ter- razas y semite- rrazas (o "cuaxustles")	(T) Maíz, frijol, cala- baza, maguey mezcalero "pitzomel" (<i>Agave mar- morata</i>) ^s
Matorral rosetófilo (MRO)					
Izotal domi- nado por <i>Yucca periculosa</i>	San Nicolás Tepoxtitlán, Pue.	1,937 m snm	Origen nahua (<i>mexicatl</i>)	Milpa	(T) Maíz, frijol y cala- baza
Mexical (ma- torral esclerófi- lo perennifolio o chaparral)	Las Cumbres de Chicomete- pec, Pue.	2,420 m snm	Origen nahua (<i>mexicatl</i>)	Metepantle	(T) Maíz, haba, trigo, maguey pulquero (<i>Agave salmiana</i>) ^s

Asociación vegetal	Localidad, Edo.	Altitud, temperatura, precipitación	Pueblo	Sistema agroforestal	Cultivos principales (en orden de importancia)
Selva baja caducifolia (SBC)					
Selva baja caducifolia	San Juan Bautista Cuicatlán, Oax.	870 m snm, 23.9 °C, 494 mm	Cuicateco (<i>y'an yivacu</i>)	Milpa y huertos frutales irrigados con "apantles"	(R) Limón [§] , chile "chihuacle" [§] , maíz, frijol, calabaza, ciruela
Selva baja caducifolia	Santiago Dominguillo, Oax.	723 m snm, 25.2 °C, 471.2 mm	Origen cuicateco (<i>y'an yivacu</i>)	Milpa y huertos frutales irrigados con "apantles"	(R) Limón [§] , maíz, frijol, calabaza, maguey mezcalero "espadín" (<i>Agave angustifolia</i>) [§]
Selva baja caducifolia intercalada con cardonal de <i>Pachycereus weberi</i>	Santiago Quiotepec, Oax.	545 m snm, 25.1 °C, 489.3 mm	Origen mazateco (<i>enna</i>)	Milpa y huertos frutales irrigados con "apantles"	(R) Maíz, frijol, calabaza, limón [§] , chicozapote [§] , guaje [§] , mango, ciruela, anona

Agrosilviculturas que mantienen diversidad

Apéndice 2. Especies de plantas perennes prioritarias para la conservación por ser endémicas de México y consideradas raras por registrarse en un solo sitio de muestreo en este estudio. Forma de crecimiento (FC): Árbol (A), arbusto (a), árbol o arbusto (Aa), arbusto o árbol pequeño (aA), rosetófila (r). Especies endémicas: restringidas a los estados de Oaxaca y Puebla (*), con distribución limitada o preferente al Valle de Tehuacán-Cuicatlán (**), microendémicas del VTC y presentes en una sola entidad federativa (***)

Tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SBC), matorral rosetófilo (MRO), bosque espinoso (BES), bosque de cactáceas columnares (BCC), bosque templado (BTE). En el apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) se incluyen especies que no necesariamente están en peligro de extinción, pero cuyo comercio debe ser controlado para garantizar su supervivencia. La tendencia de las poblaciones de acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) se muestra entre paréntesis después de su categoría: bajo riesgo (BR), datos insuficientes (DI), en peligro (EP), no evaluada (NE), preocupación menor (PM), vulnerable (VU). Norma Oficial Mexicana (NOM) [SEMARNAT-2010] para la protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres: sujeta a protección especial (Pr), amenazada (A), en peligro de extinción (P).

Familia	FC	Especie	Nombre local	Tipo de vegetación	Altitud (m s.n.m.)	Categoría de riesgo (CITES, UICN, NOM)
Acanthaceae	a	<i>Tetramerium glandulosum</i> Oerst.		MRO, SBC	750-2,100	NE
Asparagaceae	r	<i>Agave macroacantha</i> Zucc. **	Espadilla, magüey enano	SBC, MRO	700-1,600	EP (decreciendo)
	r	<i>Agave quiatepecensis</i> García-Mend. & S.Franco ***	Rabo de león	SBC	525-845	NE
Asteraceae	a	<i>Ageratina espinosarum</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob. *				NE
	aA	<i>Montanoa grandiflora</i> DC.	Acahual			PM (estable)
	a	<i>Verbesina gracilipes</i> B.L.Rob.		MRO, BTE, SBC, BCC	1,300-2,290	NE
Boraginaceae	Aa	<i>Bourreria obovata</i> Eastw. *	Zapotillo, zapotito	SBC, MRO	630-1,940	NE
	a	<i>Varronia stellata</i> (Greenm.) Borhidi		SBC, BES, MRO	570-1,950	NE
Burseraceae	A	<i>Bursera altijuga</i> Rzed., Calderón & Medina *	Copal, copalillo	MRO, BTE	1,800-2,350	EP (desconocida)
	A	<i>Bursera galeottiana</i> Engl.	Copal, cuajote colorado	SBC, transición con BTE	550-2,200	PM (decreciendo)
Cactaceae	a	<i>Coryphantha retusa</i> (Pfeiff.) Britton & Rose *	Biznaga mocha	MRO, BTE	1,600-2,300	II, DI (desconocida), Pr
	a	<i>Ferocactus latispinus</i> subsp. <i>spiralis</i> (Karw. ex Pfeiff.) N.P.Taylor **	Biznaga ganchuda	SBC, MRO, BTE, BCC	600-2,400	II, PM (estable)
	a	<i>Ferocactus robustus</i> (Otto ex Pfeiff.) Britton & Rose **	Biznaga de piñita	MRO	1,500-2,000	II, VU (decreciendo)

Familia	FC	Especie	Nombre local	Tipo de vegetación	Altitud (m s.n.m.)	Categoría de riesgo (CITES, UICN, NOM)
	a	<i>Mammillaria haageana</i> Pfeiff.	Biznaguita	MRO, BTE	1,500-2,550	II, PM (estable), P
	a	<i>Mammillaria napina</i> J.A. Purpus ***		MRO, BCC	1,700-2,400	II, BR (decreciendo), A
	a	<i>Mammillaria rhodantha</i> Link & Otto		MRO		II, PM (estable), A
	a	<i>Mammillaria zephyranthoides</i> Scheidw.		MRO	1,800-2,400	II, PM (estable), A
	aA	<i>Opuntia lasiacantha</i> Pfeiff.	Cocoche, nopal de cerro	BTE, MRO	1,700-2,600	II, PM (estable)
	a	<i>Opuntia tehuacana</i> S.Arias & U. Guzmán **	Cocoche, nopal	SBC	700-1,500	II, PM (estable)
	a	<i>Peniocereus viperinus</i> (F.A.C.Weber) Kreuz.	Chelintzi, viborita	SBC, MRO	1,000-1,700	II, PM (decreciendo)
Ericaceae	a	<i>Comarostaphylis polifolia</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch	Madroño, nariz de perro, somaque, tique	BTE, MRO	1,750-2,950	
Euphorbiaceae	aA	<i>Manihot pauciflora</i> Brandegee **		MRO, SBC	920-1,800	EP (decreciendo)
Fabaceae	a	<i>Desmodium konzattii</i> Greenm.		BTE, SBC	500-2,300	BR (decreciendo)
	A	<i>Erythrina leptorhiza</i> Moc. & Sessé ex DC.	Colorín, pipe	SBC		
	aA	<i>Erythrostemon melanadenius</i> (Rose) Gagnon & G.P.Lewis *	Palo blanco	BCC, MRO, BES	640-1,600	EP (decreciendo)
	A	<i>Senna unijuga</i> (Rose) H.S.Irwin & Barneby				
Fagaceae	A	<i>Quercus konzattii</i> Trel.	Encino	BTE, MRO	1,950-2,600	PM (estable)
	A	<i>Quercus crassipes</i> Bonpl.	Encino	BTE	2,200-2,300	PM (estable)
	A	<i>Quercus liebmannii</i> Oerst. ex Trel.	Encino	BTE		PM (desconocida)
	A	<i>Quercus scytophylla</i> Liebm.		BTE		PM (estable)
	aA	<i>Quercus sebifera</i> Trel.		MRO	2,050-2,340	PM (estable)

Agrosilviculturas que mantienen diversidad

Familia	FC	Especie	Nombre local	Tipo de vegetación	Altitud (m s.n.m.)	Categoría de riesgo (CITES, UICN, NOM)
Fouquieriaceae	A	<i>Fouquieria Formosa</i> Kunth	Ocotillo, tlapacón	SBC, MRO		PM (desconocida)
Lamiaceae	a	<i>Salvia melissodora</i> Lag.			1,300-2,500	NE
Malpighiaceae	a	<i>Calcicola parvifolia</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.Davis **	Maxócotl	MRO, SBC	1,000-1,870	NE
	A	<i>Lasiocarpus salicifolius</i> Liebm.				NE
	Aa	<i>Malpighia galeottiana</i> A.Juss.	Maromero, nanche			NE
Malvaceae	a	<i>Ayenia ovata</i> Hemsl.		SBC, MRO	760-2,420	NE
	aA	<i>Bakeridesia bakeriana</i> (Rose) D.M.Bates		SBC, BCC	1,400	EP (decreciendo)
Opiliaceae	aA	<i>Agonandra obtusifolia</i> Standl.	Granadillo			PM (estable)
Pinaceae	A	<i>Pinus lawsonii</i> Roezl ex Gordon	Pino	BTE		PM (estable)
Rhamnaceae	a	<i>Karwinskia mollis</i> Schldtl.	Capulín			PM (estable)
	Aa	<i>Conalma pedunculata</i> (Brandegee) G.L.Nesom	Cholulo			EP (decreciendo)
Sapotaceae	a	<i>Sideroxylon verruculosum</i> (Cronquist) T.D.Penn.		SBC	600-1,500	PM (estable)