



MANEJO POR REBROTE PARA CARBÓN VEGETAL EN PARCELAS AGROFORESTALES DE LA SIERRA DE ZONGOLICA, MÉXICO: ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN ARBÓREA †

[COPPICE MANAGEMENT FOR CHARCOAL IN AGROFORESTRY PLOTS IN SIERRA DE ZONGOLICA, MÉXICO: TREE STRUCTURE AND COMPOSITION]

Miguel Ángel Vega-Ortega¹, Patricia Gerez-Fernández^{2*},
Citlalli López-Binnqüist², José Antonio Sierra-Huelsz³
and Sergio Ignacio Gallardo-Yobal¹

¹ Instituto Tecnológico Superior de Zongolica. Km 4 Carretera a la Compañía S/N, Tepetitlanapa, Zongolica, Veracruz, México. CP 95005. Email: mvegaortega82@gmail.com

² Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO), Universidad Veracruzana. Calle Morelos no. 44, Centro, Xalapa, Veracruz, México. CP 91000. Emails: pgerez@gmail.com*; cilopez@uv.mx

³ Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara. Camino Ramón Padilla Sánchez No. 2100 Nextipac, Zapopan, Jalisco, México. CP 45200. Email: jashpat@gmail.com

*Corresponding author

SUMMARY

Background: Forest vegetation is used daily to sustain basic family needs and incomes in rural communities. Harvesting vegetative regrowth through coppice, a traditional method to produce firewood and charcoal, guarantees permanent forest cover and rapid regrowth. However, a narrative predominates that sanctions this use and stigmatizes those who produce it, attributing the cause of forest degradation and deforestation. In Mexico there are few studies focusing on this type of forest management and its effects. **Objective:** To characterize the small forest fragments managed traditionally by coppice in agroforestry plots of Zongolica mountain range, Veracruz, México. **Methodology:** Forest survey in 16 circular sites measuring tree structure, species composition and regeneration, covering 1 hectare sampled. **Results:** Eleven tree species used for fuelwood were recorded, two with protection status; *Quercus* with five species, *Q. laurina* dominated 94% and *Q. rugosa* 63% among the sites. The average diameter 29.45 ± 0.68 cm, and total basal area of $77.17 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$; regeneration occurs by sprouting from the base of the stump with cutting cycles varying 5 to 20 years. **Implications:** The structural and composition heterogeneity within these agroforestry plots represent a potential to incorporate this management as a productive restoration strategy. **Conclusions:** These rural forests are maintained through traditional practices, revealed a local knowledge on tree species and are important for family livelihoods as source of raw material for charcoal and firewood. Attending the development of these forest fragments would ensure management cycles that provide the biomass production required by their owners, while conserving tree diversity at landscape level.

Key words: *Quercus*; coppice; rural forests; traditional management; structural heterogeneity.

RESUMEN

Antecedentes: La vegetación forestal se utiliza cotidianamente para cubrir necesidades básicas y generar ingresos en comunidades rurales. La cosecha de rebrotes arbóreos, método tradicional empleado para producción de carbón vegetal y leña garantiza un uso forestal permanente y rápida recuperación del renuevo. Sin embargo, predomina una narrativa que sanciona este uso y estigmatiza los productores, atribuyéndole degradación forestal y deforestación. En México son escasos los estudios sobre este tipo de manejo forestal y sus efectos. **Objetivo:** Caracterizar la estructura de pequeños fragmentos forestales manejados por rebrote, ubicados en parcelas agroforestales en la Sierra de Zongolica,

† Submitted September 12, 2024 – Accepted February 28, 2025. <http://doi.org/10.56369/tsaes.5861>



Copyright © the authors. Work licensed under a [CC-BY 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/). <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISSN: 1870-0462.

ORCID = M.Á. Vega-Ortega: <http://orcid.org/0000-0001-7263-6858>; P. Gerez-Fernández: <http://orcid.org/0000-0003-1423-1179>; C. López-Binnqüist: <http://orcid.org/0000-0002-9592-3101>; J.A. Sierra-Huelsz: <http://orcid.org/0000-0001-5666-9078>; S.I. Gallardo-Yobal: <http://orcid.org/0000-0001-6118-7065>

Veracruz, México. **Metodología:** En 16 sitios circulares se analizó la estructura arbórea, composición de especies y regeneración, abarcando 1 hectárea muestreada. **Resultados:** Se registraron 11 especies arbóreas con uso dendroenergético, 2 con status de protección; *Quercus* con 5 especies, dominando *Q. laurina* en 94% y *Q. rugosa* en 63% de los sitios. El diámetro promedio 29.45 ± 0.68 cm y área basal total $77.17 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$; predominó la regeneración vía retoño desde la base del tocón, con ciclos de corta de 5 a 20 años. **Implicaciones:** La heterogeneidad estructural de estos bosques muestra la importancia de revalorar este manejo como estrategia de restauración productiva. **Conclusiones:** Estos bosques rurales incorporan un conocimiento local sobre las especies, persisten como fuente de materia prima para dendroenergía generando un ingreso importante en los medios de vida campesinos. Atender sus condiciones productivas permitirá asegurar un manejo sustentable que provea la biomasa requerida por sus dueños y conserve esta diversidad arbórea en el paisaje.

Palabras clave: bosques domésticos; heterogeneidad estructural; manejo local; restauración productiva; paisaje biocultural

INTRODUCCIÓN

En todas las regiones forestales del planeta se han documentado prácticas locales mediante las cuales ciertas especies son manejadas bajo diferentes intensidades, principalmente para cubrir necesidades domésticas. A lo largo del tiempo este manejo ha dado lugar a una diversidad de condiciones en los bosques, desde los que están bajo protección hasta los que presentan procesos de semi-domesticación de especies arbóreas (Wiersum, 1997). Algunos autores han denominado a estas últimas como bosques rurales o bosques domésticos, destacando su diferencia con aquellos bajo producción maderable comercial e industrial (Michon, Nasi y Balent, 2013). Este concepto permite reconocer la funcionalidad socio-ecológica que tienen pequeñas áreas boscosas en el paisaje regional y su importancia para las economías campesinas. Una particularidad de estos bosques rurales es que persisten gracias a las prácticas de manejo que se han realizado durante generaciones; se trata de bosques muy intervenidos cuyos árboles se aprovechan en intensidades variables de acuerdo con los objetivos de producción y necesidades de sus dueños y comunidades que las manejan (Genin *et al.*, 2013). A nivel del paisaje estas pequeñas áreas boscosas pueden conformar corredores de cobertura forestal continua entre los bosques naturales y las zonas con usos más intensivos, frecuentemente forman parte de sistemas agroforestales tradicionales que sustentan medios de vida locales (Michon *et al.*, 2007).

En regiones pobladas donde el manejo diversificado de parcelas agropecuarias se ha integrado en una matriz con la vegetación natural, se imprime una identidad particular configurando paisajes bioculturales (Boege, 2008). En estos paisajes, la permanencia y características de la cobertura forestal están determinadas por el tipo de prácticas que los campesinos realizan sobre las especies (Casas *et al.*, 2007). En las selvas de Mesoamérica está bien documentado que la presencia de mosaicos con diferentes fases de sucesión secundaria o de ensambles distintivos de ciertas especies, es resultado del manejo tradicional de la vegetación e indica una estrecha interrelación entre los habitantes, sus recursos y

territorios (Alcorn, 1983; Gómez-Pompa, 1987). En territorios con larga historia de asentamientos y de modificación de los ecosistemas forestales, es necesario reconocer que los pobladores poseen un profundo conocimiento sobre las especies y que los diversos tipos de intervenciones que han realizado durante largo tiempo han moldeado las condiciones actuales de la vegetación, su dinámica, y la presencia o ausencia de ciertas especies (Alexiades *et al.*, 2013). Sobre estas premisas es posible generar, conjuntamente con los habitantes locales, propuestas específicas de manejo que permitan un flujo continuo de productos forestales en su beneficio, al tiempo que se promuevan medidas para mantener la diversidad biológica a nivel del paisaje.

Un tipo particular de manejo forestal es el conocido como “monte bajo”, “por rebrote” o en inglés “*coppice*”. Este método aprovecha el crecimiento vegetativo generado por la capacidad para rebrotar de ciertas especies arbóreas, que permite cosechar madera de forma continua en rotaciones de ciclo corto (Hédli *et al.*, 2017). Este método presenta ventajas respecto a la regeneración desde semilla pues los tallos inician su crecimiento inmediatamente después de la corta, sustentado por un sistema de raíces bien establecido que favorece su rápido desarrollo (Oliver y Larson, 1996). Es el método silvícola más antiguo registrado desde la Edad Media y utilizado extensivamente en los países del Mediterráneo, del centro y sureste de Europa hasta la primera mitad del Siglo XX (Stajic *et al.*, 2009; Unrau *et al.*, 2018), para abastecer leña y carbón de forma continua con especies de hoja ancha (Vandekerckhove *et al.*, 2016; Hédli *et al.*, 2017). En los bosques de latifoliadas del este de los Estados Unidos la silvicultura con *coppice* se practicó durante cientos de años en rotaciones cortas (5 a 30 años), para producir madera de diámetros pequeños y para combustible; ésta dejó de utilizarse hacia finales del siglo XIX debido a cambios en la demanda orientada hacia productos maderables de mayores dimensiones (Del Tredici, 2001). En las últimas décadas, en Europa se reconoce el papel histórico que el manejo por rebrote ha tenido para la conservación de la biodiversidad a nivel regional, pues favorece hábitats para ciertas especies de flora y fauna, conserva

localmente ecotipos de árboles, mantiene una heterogeneidad estructural a nivel del paisaje y, por ende, una riqueza de especies en términos taxonómicos y funcionales (Müllerová, Hédli y Szabó, 2015; Mairota *et al.*, 2016; Della Longa *et al.*, 2020). Paralelamente, en términos productivos se acelera la recuperación de la cobertura forestal del terreno y facilita ciclos de aprovechamiento más cortos (Chirici *et al.*, 2020; Manetti *et al.*, 2016). Por lo anterior, se le ha incorporado en la restauración de paisajes culturales, por su potencial para favorecer un manejo multifuncional de los bosques que incorpora conocimientos tradicionales y fomenta un aprovechamiento sustentable (Coppini y Hermanin, 2007; Mölder, 2016; Buckley, 2020; Della Longa *et al.*, 2020).

Por otra parte, en las regiones tropicales y subtropicales ha prevalecido la narrativa del impacto negativo de la recolección y extracción de leña sobre la cobertura arbórea, fundamentalmente proveniente de bosques naturales. Está bien documentado que en varios países africanos la demanda urbana de carbón vegetal ha generado deforestación en las zonas forestales cercanas a las ciudades (Hofstad, 2017). Se han estudiado los procesos de degradación forestal asociados y registrados como reducción de la densidad y diámetros del arbolado, disminución en la diversidad y regeneración de la vegetación (Hosier, 1993; Kiruki *et al.*, 2017), o bien, cambios en la composición y estructura (Rüger *et al.*, 2008). Los casos de deforestación ocurren fundamentalmente en zonas con sequías periódicas, pastoreo intenso y ausencia de un manejo que asegure la renovación del arbolado y protección de los suelos (Hosier, 1993; Mwampamba, 2007). Al respecto, Chidumayo y Gumbo (2013), al analizar la producción de carbón vegetal en países tropicales de todos los continentes, concluyen que esta actividad por sí misma no causa deforestación; sin embargo, localmente puede derivar en degradación forestal cuando no va acompañado por un manejo post-cosecha de estas zonas arboladas. Conclusiones similares señalan que las áreas productoras de carbón vegetal pueden mantener una producción sostenible a través de un manejo adecuado del arbolado (Aabeyir *et al.*, 2016).

El renovado interés por alternativas energéticas a los combustibles fósiles es una oportunidad para poner atención a un sistema silvícola, el manejo forestal por rebrote, que permite asegurar la cosecha sostenida de madera para carbón vegetal, para leña, forraje y otros productos, mantiene hábitats para la diversidad biológica a nivel regional y genera beneficios a los pobladores rurales (Vrška, Mosseler y Motta, 2015; Syampungani *et al.*, 2017). La leña y el carbón vegetal continúan siendo las fuentes de energía más accesibles y de uso cotidiano en las zonas rurales del mundo, sin mostrar una tendencia a la baja (FAO, 2017). Mientras

que la leña se mantiene para autoconsumo, la creciente demanda de carbón vegetal en zonas urbanas genera ingresos a las familias rurales (Arnold y Persson, 2003; Mwampamba *et al.*, 2013). Por ello es crucial comprender los efectos locales de la extracción de madera para combustible e identificar estrategias de manejo de la vegetación a largo plazo (Nerfa, Rhemtulla y Zerriffi, 2020). Atender las condiciones en que se realiza este tipo de aprovechamiento permitirá asegurar su viabilidad a largo plazo para las familias mediante prácticas productivas eficientes, evitando la degradación forestal y reduciendo las emisiones de gases con efecto invernadero (FAO, 2017).

En México el consumo de energía proveniente de la madera se ha mantenido estable desde 1960, con una demanda creciente en el sector gastronómico urbano, y se estima continuará así en las próximas décadas (Maser *et al.*, 2004; Serrano-Medrano, Ghilardi y Maser, 2019). En varias regiones forestales del país la leña y el carbón vegetal son subproductos del manejo maderable industrial (De la Paz Pérez Olvera, Dávalos Sotelo y Guerrero Cuacuil, 2016). Sin embargo, en otras zonas boscosas se lleva a cabo un aprovechamiento de madera de encinos y de otras latifoliadas para carbón y leña, destinada al abasto local y regional, muchas veces fuera de las regulaciones oficiales (Camou-Guerrero *et al.*, 2014). En ciertas regiones este aprovechamiento se realiza de manera cíclica, aunque esta poco documentado (Guzmán Sánchez y Mwampamba, 2020; López Binnqüist *et al.*, 2020). Este es un tema pendiente, crucial para la seguridad energética familiar y el diseño de políticas públicas dirigidas a evitar la degradación forestal y la pérdida de la biodiversidad.

En este estudio documentamos las características de fragmentos forestales contenidos en parcelas agroforestales de la zona fría en la Sierra de Zongolica, Veracruz, México. Estos fragmentos ocupan las áreas de mayor pendiente y pedregosidad y están conformados por bosques secundarios de encino y de bosque mesófilo de montaña, y por plantaciones de pino (*Pinus patula*). Por el tipo de intervención que los caracteriza coinciden con la definición de bosques rurales (Michon *et al.*, 2007), pues se mantienen debido al aprovechamiento cíclico, no regulado, de bajos volúmenes, con producción periódica de madera de aserrío, carbón de encino y leña de varias especies, que los campesinos realizan para autoconsumo y venta en localidades de la sierra y hacia ciudades cercanas como Córdoba, Orizaba, Puebla y Cuernavaca (López Binnqüist *et al.*, 2020; Vega-Ortega *et al.*, 2021; Sierra-Huelsz *et al.*, n.d.). En esta sierra la madera es la principal fuente de energía para las familias campesinas (Morales Ríos, Muñoz Madrid y Díaz José, 2018). Las especies forestales preferidas para carbón son *Quercus spp.* y para leña *Alnus sp.*,

manejadas de forma tradicional a través de la cosecha de rebrotes que en náhuatl se denominan *tlaxmolo* o *tlaxmoli*. Entre las prácticas de manejo realizan cortas intermedias selectivas de algunos rebrotes para favorecer su crecimiento y después de la cosecha del arbolado intercalan milpa durante dos o tres años (López Binnqüist *et al.*, 2020). Varios factores amenazan la permanencia de estos fragmentos forestales comprometiendo el abasto de dendroenergía para las familias, entre ellas la sustitución de encinares por plantaciones de pino y por otros sistemas agroforestales impulsados desde instituciones gubernamentales. En este contexto, es importante revalorar este tipo de manejo porque mantiene especies de alto valor calorífico y es un reservorio de diversidad genética de especies de *Quercus* y otros géneros, cumpliendo con una función socio-ecológica esencial en este paisaje biocultural (Vega-Ortega *et al.*, 2021).

Las preguntas que guiaron este trabajo fueron: ¿En qué consiste el manejo por rebrote en la Sierra de Zongolica? ¿Cuál es su contribución para la diversidad estructural y de composición de los fragmentos forestales? El objetivo fue analizar las características de rodales manejados por rebrote para carbón vegetal en términos de su composición de especies arbóreas, de estructura y regeneración a lo largo de un gradiente altitudinal.

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en la Sierra de Zongolica, región de las altas montañas del centro del estado de Veracruz, México. Esta es una de las zonas indígenas Nahua más importantes del país, con una población total de 208,070 habitantes, 94% nahua-hablantes (INEGI, 2020). La tenencia se caracteriza por 77% pequeña propiedad privada, 22% ejidal y 1% propiedad comunal, predominando parcelas minifundistas con 3 hectáreas promedio (INEGI, 2007). Esta sierra tiene características socio-ecológicas particulares: una alta densidad demográfica (205 hab/km²), un paisaje diversificado y una amplia gama de condiciones agro-productivas y de tradiciones culturales arraigadas (Rodríguez López, 2003; López Binnqüist *et al.*, 2020). Su larga historia de poblamiento ha configurado un paisaje heterogéneo eminentemente agroforestal; las pequeñas parcelas presentan una combinación de áreas agrícolas, pecuarias y forestales de diferentes dimensiones, que pueden reconocerse como sistemas agroforestales secuenciales (López Binnqüist *et al.*, 2020).

El estudio se realizó en localidades de municipios Tequila, Atlahuilco y Xoxocotla, reconocidas por ser productoras de carbón de encino, ubicadas en un rango de 1500 a 3000 m.s.n.m (Figura 1). En esta parte de la sierra, llamada tierra fría o "*Tlalesesekya*" predomina un clima templado subhúmedo (Cw2), temperatura

media anual de 13.6 °C a 20 °C, con régimen de lluvias concentradas de mayo a noviembre y una precipitación total de 1152 a 2100 mm (INEGI, 2017). La orografía es abrupta, el substrato de roca caliza kárstica con presencia de sótanos; las pendientes varían desde 5% hasta 90%; los suelos son predominantemente luvisol y regosol, con textura arenosa y en algunos casos arcillosa, de estructura granular que permite la rápida filtración de agua (INEGI, 2017). Esta zona de la sierra esta dominada por un paisaje mixto de parcelas agropecuarias con fragmentos forestales conformados por plantaciones de pino (*Pinus patula*) y bosques intervenidos en diversas intensidades (Figura 2): bosque mixto de pino-encino con *Pinus patula*, *P. ayacahuite*, *P. pseudostrobus*, *Quercus rugosa*, *Q. crassifolia* y *Q. laurina*, y el bosque mesófilo de montaña secundario con especies características como *Liquidambar styraciflua*, *Alnus acuminata*, *Carpinus caroliniana*, *Magnolia* sp., *Ternstroemia lineata* subsp. *lineata* y *Tilia americana*, entre otras (Ellis y Martínez, 2010). Dentro de las parcelas, en las áreas de menor pendiente se realiza una agricultura permanente basada en la milpa y otros cultivos como haba, chícharo, cebada y avena; y en las áreas forestales, después de la corta de madera se siembra milpa durante 2 o 3 ciclos; además las familias tienen corrales con borregos, aves de corral y cerdos (Martínez Barrientos, 2017).

Los fragmentos arbóreos ubicados en las parcelas agroforestales tienen una función esencial en las estrategias de vida de estas familias campesinas: "*Lo más importante que obtengo de mi parcela es la leña de ilite y los encinos para carbón vegetal, porque es la que hay en más abundancia*" (EC, masculino, 26 años, Tequila). De las plantaciones de pino obtienen ingresos por la venta de madera aserrada en la región. Los fragmentos dominados por encinos (*Quercus* spp.) se aprovechan para carbón producido en hornos rústicos de tierra contruidos por los carboneros en los sitios de corta, producto que se vende fundamentalmente en mercados urbanos fuera de la sierra; por su parte, los fragmentos dominados por ilite (*A. acuminata*) se aprovechan para leña, para autoconsumo y venta localmente y en comunidades aledañas (López Binnqüist *et al.*, 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios de estudio fueron seleccionados a partir de entrevistas abiertas con los dueños y carboneros, y visitas a parcelas agroforestales que cumplieran con las siguientes características: i) que tuvieran áreas arboladas destinadas a la producción de carbón vegetal y estuvieran manejadas por rebrote o *tlaxmolo*, ii) que presentaran distintas etapas en su ciclo de corta, y iii) que se ubicaran en un rango altitudinal amplio. A los dueños se explicó el propósito del estudio y solicitó su autorización previamente a la realización de las

mediciones. Ninguna de estas parcelas había sido visitada por técnicos forestales, ni contaba con registro legal para el aprovechamiento; las prácticas de corta

para cosechar los árboles son realizadas de forma tradicional por los carboneros, que pueden ser los mismos dueños o bien contratados por éstos.

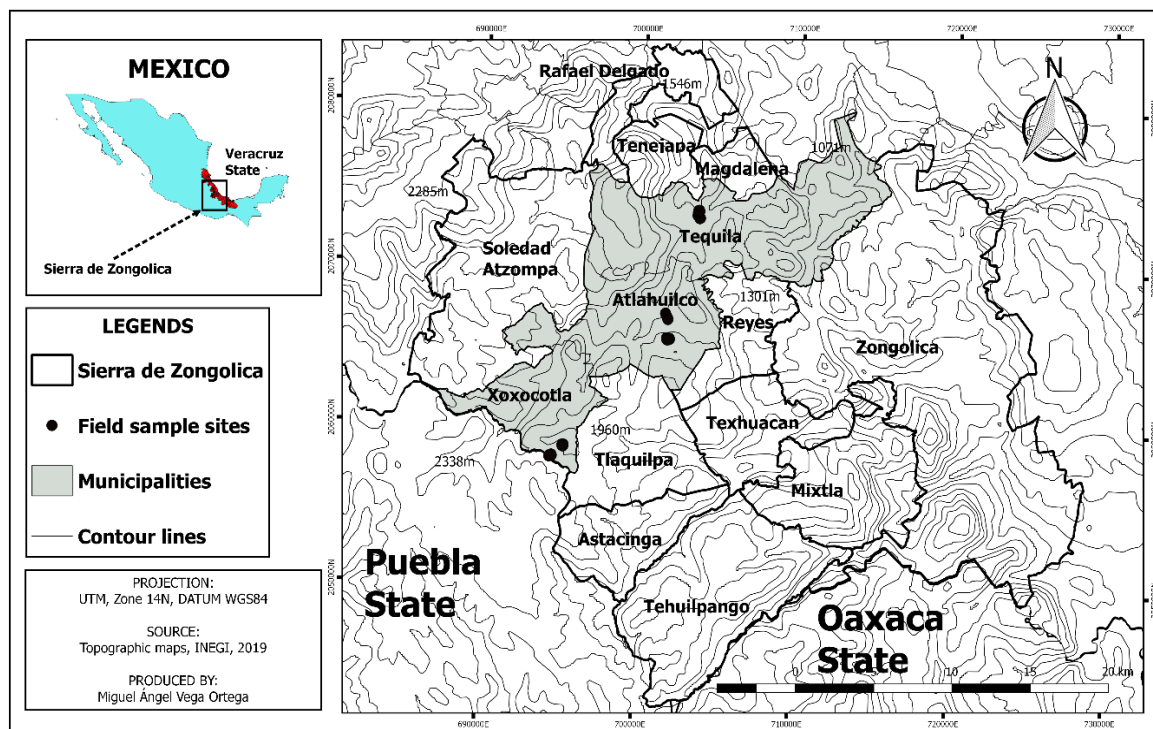


Figura 1. Ubicación de los municipios y sitios de estudio en la Sierra de Zongolica, Veracruz, México



Figura 2. Paisaje con parcelas cultivadas y fragmentos de bosques manejados en la zona fría de la Sierra de Zongolica (fotografía P. Gerez Fernández).

Las parcelas agroforestales seleccionadas tienen dimensiones pequeñas (0.5 a 6 hectáreas), en ellas el área forestal con manejo por rebrote (aquí llamado rodal) ocupa una fracción en ellas; por ello se estableció un sitio de muestreo de 625 m² por rodal. En parcelas de mayor dimensión y con rodales en diferentes etapas de su ciclo de corta, se ubicó un sitio de muestreo por etapa. Durante la entrevista los dueños informaron sobre los antecedentes de adquisición y uso de su parcela, la última fecha de cosecha de los árboles, las actividades de manejo realizadas en estos rodales y las especies preferidas para carbón vegetal. Se establecieron 16 sitios de muestreo circulares, cubriendo 1 hectárea total muestreada, ubicadas en un rango altitudinal de 1748 a 2642 msnm. Cada sitio (Tabla 1) consistió de círculos anidados para medir arbolado de diferente tamaño: 625 m² para árboles y tallos generados por rebrote con diámetro a la altura del pecho ≥ 5 cm (DAP) y tocones con diámetro basal mayores a 5 cm; en su interior se establecieron cuatro sub-círculos de 10 m², a 2 metros del punto central en dirección al punto cardinal (N, S, E, O) para conteo de brotes individuales con altura de 0.5 a 1.5 m y diámetro menor a 5 cm, y de plántulas (siguiendo a (Ramírez-Marcial, González-Espinosa y Williams-Linera, 2001). Cada sitio circular se ubicó con GPS Garmin E-310, marcando el punto central, las variables registradas fueron: altitud, la pendiente con clinómetro, la orientación con brújula; la pedregosidad y materia orgánica sobre el suelo se estimaron visualmente.

Se elaboró una tipología del arbolado para diferenciar las etapas de desarrollo, llamada aquí “tipo de forma” (Figura 3): i) árbol – adulto proveniente de regeneración por semilla, cuando fue visible su origen; ii) tallo - rebrote arbóreo generado por regeneración vegetativa aunque el tocón pueda no ser visible, cada tallo se registró como un individuo; iii) tocón - base del árbol después de la corta del cual brotan los retoños, altura sobre el suelo entre 15-30 cm; iv) retoños – brotes recientes en tocón generados después de la corta de aprovechamiento (DAP < 5 cm); y v) plántulas - regeneración natural originada por germinación de semilla. En cada sitio se contaron y midieron todos los individuos correspondientes a árboles, tallos y tocones, registrando: especie, nombre común, diámetro a la altura del pecho (DAP ≥ 5 cm) con cinta diamétrica; en los tocones se midió su circunferencia excluyendo los retoños (Tabla 1). La regeneración se registró mediante conteo de individuos y registro del género o especie de plántulas y retoños. Las edades de corta indicadas por los dueños variaron entre 1 a 20 años, aunque algunas fueron imprecisas. Para identificar las especies se

colectó material botánico y se utilizaron claves taxonómicas (Valencia-A., 2004; Arizaga *et al.*, 2009).

Análisis de datos

La composición de especies por sitio se analizó mediante el Índice de Jaccard para determinar su similitud florística en términos presencia o ausencia, especies compartidas y especies únicas (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974). Posteriormente se realizó un análisis de conglomerado jerárquico (dendrograma) mediante el método de grupos de pares no ponderados con media aritmética, con 10,000 permutaciones y 100,000 simulaciones utilizando el programa R (RStudioTeam, 2020). En los análisis por sitio se conjuntan todos los individuos vivos y los tocones pues forman parte de la ocupación del área y de la dinámica de renovación del arbolado. Se realizaron análisis no paramétricos pues las pruebas de normalidad no fueron significativas. La correlación de Spearman se utilizó para determinar la relación entre el área basal con variables abióticas y bióticas de los sitios y explicar la variabilidad encontrada, con el software SPSS. El software Jamovi (The jamovi project, 2024) se utilizó para analizar la variabilidad de la estructura diamétrica de los sitios y para la prueba de Tukey. La regeneración se determinó mediante el número de plántulas y de los retoños por sitio. Las gráficas se elaboraron con Microsoft Excel®.

RESULTADOS

Composición de especies arbóreas

Una síntesis de las características físicas y estructura ecológica de los sitios muestreados se presentan en la tabla 2. En los 16 sitios estudiados se registraron 11 especies arbóreas, la mayoría utilizadas para carbón vegetal, de ellas 5 del género *Quercus* (*Q. laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. rugosa*, *Q. affinis*, *Q. calophylla*), 4 especies correspondientes al bosque mesófilo de montaña (*Alnus acuminata*, *Carpinus caroliniana*, *Liquidambar styraciflua*, *Clethra mexicana*), y 2 especies del bosque mixto pino-encino (*Buddleja cordata* y *Pinus patula*); 91% de las especies son individuos generados por rebrote (Tabla 3). Estas especies son de amplia distribución geográfica y distintivas del bosque mesófilo de montaña y del bosque mixto pino-encino. *Carpinus caroliniana* y *Quercus affinis* están incluidas en la Lista Roja de las especies del Bosque Mesófilo de Montaña (González-Espinosa *et al.*, 2011), la primera también enlistada como Amenazada en la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Tabla 1. Tipología utilizada para la medición de individuos en los sitios circulares de muestreo.

Superficie	Radio	Tipo de forma	Tamaño individuo	Mediciones
625 m ²	14.10 m	Árboles y Tallos	DAP ≥ 5 cm	DAP y especie
		Tocones	Diám basal ≥ 5 cm	Altura del suelo y circunferencia
10 m ²	1.80 m	Retoños y Plántulas	DAP < 5 cm	Conteo de individuos, género o especie



Figura 3. Tipología de las formas arbóreas utilizada en el muestreo en campo (fotografías M.A.Vega Ortega).

Individualmente los sitios presentaron un bajo número de especies arbóreas, de 1 a 4 especies, con una combinación heterogénea: tres sitios con una sola especie, uno con cinco especies y los otros sitios entre 2 y 4 especies (Tabla 2). Las especies predominantes fueron *Quercus rugosa* y *Q. laurina*, acumulando 81% del número de individuos y 86% del área basal total en la hectárea muestreada (Tabla 3); ambas presentes en todo el rango altitudinal 1748 hasta 2642 msnm (Figura 4). En contraste cuatro especies se registraron en sitios únicos, ubicados entre 1869 y 2642 msnm: *P. patula*, *B. cordata*, *C. caroliniana*, *L. styraciflua*, *C. mexicana* (Tabla 3). El análisis de similitud con el Índice de Jaccard identificó dos grandes conglomerados diferentes, uno con 10 sitios y otro con

6 sitios (Figura 5). Fueron idénticos tres sitios monoespecíficos de *Q. laurina* (1, 2 y 4); y tres sitios con dos especies *Q. laurina* y *Q. rugosa* (8, 10 y 11). Los sitios restantes presentaron distintas combinaciones de especies, pudiendo compartir alguna (Tabla 4). Los sitios con mayor diferencia corresponden a tres grupos con especies de bosque mesófilo y encinares: sitio 6 con *Q. laurina*, *C. mexicana* y *Liquidambar sp.*; sitios 15 y 16 con *A. acuminata*, *B. cordata*, *P. patula*, *Q. rugosa* y *Q. laurina*; y sitios 3 y 5 con *Q. laurina*, *Q. calophylla*, *Q. affinis* y *C. caroliniana* (Tabla 4). Estos conglomerados no presentaron correspondencia con la altitud, pues las especies se ubicaron a lo largo del gradiente altitudinal muestreado (Figura 5).

Tabla 2. Características físicas y ecológicas de los sitios de estudio. Fuente: mediciones de campo.

Sitio No.	Edad años*	Alt. msnm	Pend. %	Mat.org. %	Pedr. %	Azim. °	Sps. Núm.	Diám. cm. ±EE	AB ^a m ² /s.	Á	Núm. Ind. T	To	R	P
1	3	1798	35	90	10	300	1	38.38±3.99	2.63	0	2	17	251	2
2	3	1835	31	85	90	360	1	35.23±5.08	1.44	0	3	9	93	1
3	5	1748	42	60	90	280	4	26.35±3.88	3.18	0	4	30	100	5
4	2	1764	22	70	40	140	1	23.17±3.31	3.14	0	1	40	554	3
5	7	1850	10	100	10	320	3	13.27±1.43	0.51	8	20	0	0	0
6	15	1869	15	60	60	34	3	40.75±2.86	7.71	1	47	0	0	0
7	14	2282	30	100	30	160	4	28.81±0.96	16.17	0	203	0	0	0
8	3	2282	40	60	60	165	2	47.75±3.26	11.79	0	0	53	760	0
9	3	2275	36	90	10	120	3	53.96±4.10	10.88	0	0	39	40	0
10	14	2193	62	95	5	70	2	47.88±12.54	1.78	0	0	7	54	0
11	1	1767	73	100	0	94	2	40.36±3.21	4.72	0	0	31	455	0
12	20	2550	78	90	80	126	3	31.81±4.04	1.12	5	7	0	0	11
13	20	2574	48	95	70	100	3	24.71±1.22	5.67	10	79	7	26	12
14	1	2570	75	100	70	128	4	25.08±1.38	3.43	1	43	15	80	9
15	2	2642	50	75	70	70	4	17.31±1.44	1.42	1	38	7	59	0
16	18	2625	90	60	65	48	4	15.40±0.85	1.58	7	63	0	0	0

Simbología: *Edad=última corta, años estimados por los dueños; Alt.=altitud, Pend.= pendiente, Mat.org.=materia orgánica sobre el suelo, Pedr.=pedregosidad, Azim.=grados azimut- orientación, Sps. Núm. =número de especies, Diám=diámetro promedio±Error Estandar (DAP y diámetro basal de tocones), AB=área basal por sitio ^a(m²/0.0625 ha), Núm.Ind.=número de individuos: Á=árboles, T=tallos, To=tocones, R=retoños, P=plántulas.

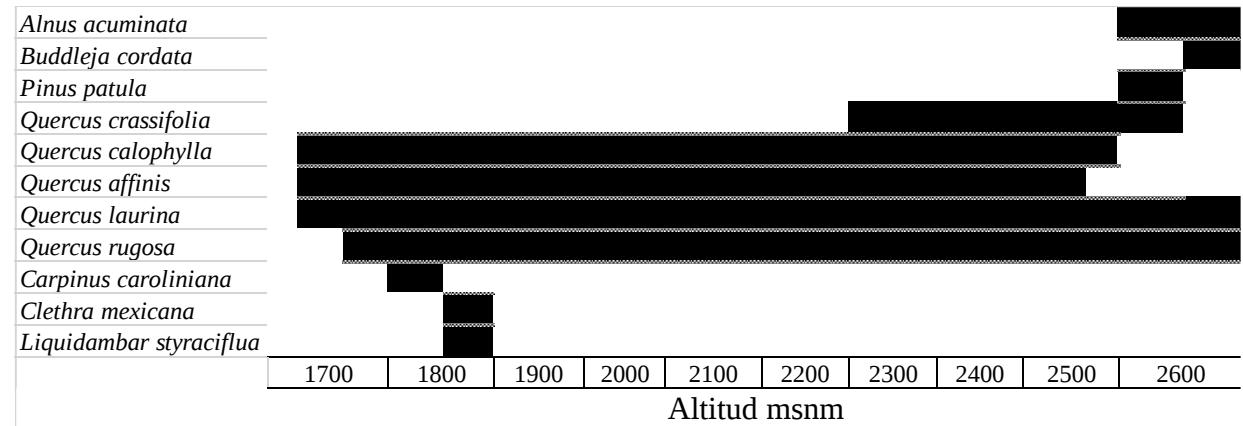


Figura 4. Representación altitudinal de las especies registradas en los sitios de estudio. Fuente: mediciones de campo.

Tabla 3. Valores de importancia de las especies presentes en el total de los sitios muestreados con manejo por rebrote.

Especie	Densidad		Área basal	
	No./ha	%	m ² ha ⁻¹	%
<i>Quercus rugosa</i> *	377	47.24	39.13	50.71
<i>Quercus laurina</i> *	272	34.09	27.32	35.43
<i>Quercus crassifolia</i> *	62	7.77	4.12	5.33
<i>Quercus affinis</i> *†	40	5.01	4.74	6.14
<i>Alnus acuminata</i> *	19	2.38	0.51	0.66
<i>Pinus patula</i>	7	0.88	0.36	0.46
<i>Clethra mexicana</i> *	5	0.63	0.40	0.52
<i>Quercus calophylla</i> *	5	0.63	0.21	0.27
<i>Buddleja cordata</i> *	5	0.63	0.04	0.05
<i>Liquidambar styraciflua</i> *	3	0.38	0.29	0.38
<i>Carpinus caroliniana</i> *†‡	3	0.38	0.03	0.04
Total	798	100	77.17	100

* especies con rebrotes; † especies en Lista Roja BMM; ‡ especie en la NOM 059

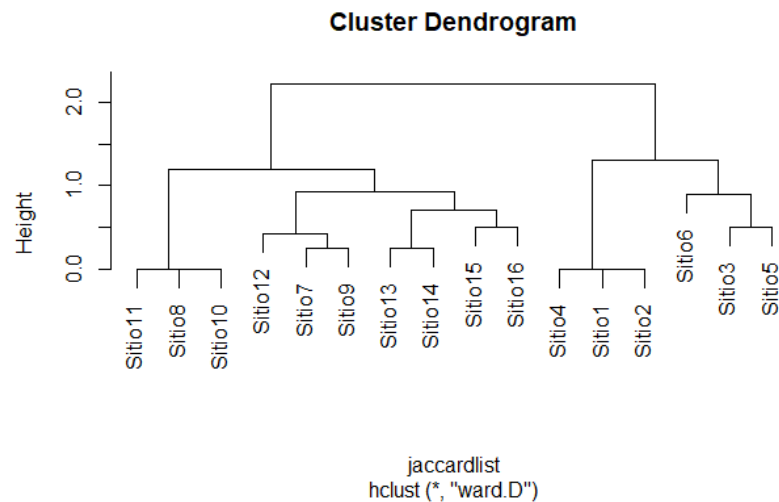


Figura 5. Dendrograma con dos grandes grupos definidos a partir del Índice de Similitud de Jaccard, basado en la presencia y abundancia de las especies en los sitios de estudio. 0 = sitios idénticos; 1 = sitios con total disimilitud.

Estructura diamétrica y área basal

En la hectárea muestreada la densidad correspondió a 798 ind ha⁻¹ (Tabla 3) comprendiendo individuos con diámetro mayor a 5 cm (DAP y diám. basal), de los que 64% fueron tallos, 32% tocones y 4% árboles. Los individuos con diámetro menor a 5 cm fueron 2472 retoños y 43 plántulas. El diámetro promedio y error estándar fue 29.45±0.68 cm. Por sitio de muestreo el promedio de individuos fue 49.9; mientras que el promedio por tipo de forma fue 4.7 árboles, 42.5 tallos y 23.2 tocones; algunos sitios no presentaron todos los tipos (Tabla 2). La estructura diamétrica presentó un rango amplio de 0.5 cm hasta 118 cm; 78% de los individuos ubicados entre 0.5 a 40 cm; el diámetro normal para los tallos fue 25.63±0.65 y para árboles 25.21±2.37, y el diámetro basal promedio de los tocones fue 42.44±1.52 cm en un rango de 10 cm hasta

118.4 cm (Figura 6). El total de individuos (árbol, tallo y tocón) muestra una curva normal sesgada hacia los diámetros pequeños, los tallos fueron los más abundantes en el rango de 11 a 20 cm indicando un reclutamiento continuo de individuos que mantiene el renuevo del arbolado, fundamental para la producción de materia prima. La dominancia de los tallos y tocones indica que este tipo de manejo se lleva a cabo desde hace varios ciclos de corta.

El diámetro de cosecha del tallo depende de la necesidad económica de cada productor, casi todos indicaron que pueden cortarlos desde los 10-15 cm, incluso hay quienes sacan desde 5 cm: “Los rebrotes ya están listos como a los 12 años, su grosor varía, pero como a los 10 centímetros ya se pueden sacar” (DFC, Masculino, 23 años, Xoxocotla). Estos diámetros son adecuados para producir carbón vegetal

con la tecnología de hornos rústicos de tierra utilizada por los carboneros. Algunos campesinos realizan podas de selección en los retoños para favorecer el crecimiento de los más robustos: *“El rebrote de encino tarda como 20 años más o menos, pero hay gente que le corta los retoños chicos, se pueden cosechar como de 5 centímetros en adelante”* (FEC, masculino, 60 años, Xoxocotla). *“Ahí nomás crecen y hay que cuidarlo, ... se podan esas matas de encino, como de 10 centímetros y como de 10 años ya se pueden sacar”* (SHS, masculino, 47 años, Xoxocotla).

La variabilidad diamétrica registrada en los sitios revela diferencias en las condiciones ambientales específicas de cada parcela. Pero sobre todo el historial de ocupación e intervenciones, las prácticas realizadas a los árboles donde pueden mantener árboles viejos sin cosechar o favorecer otras especies, así como el lapso de cosecha que algunos dueños realizan por secciones (Figura 7): *“Heredé la parcela hace treinta años y voy agarrando (sic cosechando los árboles) por pedazos, agarro de la loma y de ahí voy dándole la vuelta (sic a la ladera). Los árboles que sembré yo, ya están grandes, como voy sacando voy sembrando”* (FHC, masculino, 60 años, Xoxocotla).

En la hectárea muestreada (16 sitios agregados) el área basal total fue $77.17 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabla 3), correspondiendo a tocones $40.15 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, tallos con $34.90 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, y una aportación menor de los árboles $2.11 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 8). Por sitio, el área basal registró una alta heterogeneidad, desde $0.51 \text{ m}^2/0.0625$ hasta $16.57 \text{ m}^2/0.0625$; la Figura 9 presenta el área basal por sitio extrapolada a una hectárea. Como era de esperarse se encontró una relación positiva entre el área basal con el diámetro y el número de tocones, y negativa con el número de árboles (Tabla 5). La relación del área basal con la edad fue positiva, aunque débil, mostrando una

alta variabilidad entre sitios; esta variable es un estimado pues los dueños no recordaron con exactitud las fechas de corta. Asimismo, se encontró una correlación débil del área basal con variables de sitio: positiva con pedregosidad y orientación, y negativa con pendiente; no hubo correlación con la altitud (Tabla 5). La alta variabilidad y las correlaciones débiles encontradas indican que el área basal presente en los sitios es resultado de la historia de cada parcela y del manejo realizado por sus dueños.

Regeneración del recurso aprovechado

La presencia de plántulas fue muy baja, se registraron 43 plántulas ha^{-1} en siete sitios. Esta escasa regeneración natural puede ser un efecto del pastoreo de borregos dentro de la parcela; aunque no se descarta una reducida producción de semillas en los encinos pues los fustes se cortan antes de producir semillas. La principal forma de renuevo del arbolado cosechado es mediante los retoños desde la base de los tocones (Figura 10). Los dueños de las parcelas y los carboneros reconocen que éstos permiten que no se pierdan los encinares, además cuidan el renuevo a través de prácticas como cortas de selección o "limpias" durante su crecimiento: *“En algunos lugares sí, pero te digo el encino no se pierde, este a los 6 años ya está el retoño grande, mejor si lo limpia uno.”* (GTX, masculino, 47 años, Tequila). La corta selectiva de los retoños es una práctica que se lleva a cabo bajo criterios distintos entre los productores, algunos cortan los retoños más chicos para fortalecer el crecimiento de los más gruesos; mientras que otros cortan los gruesos para aprovecharlos, favoreciendo a los delgados en su crecimiento. Esta práctica muestra la diversidad de formas de manejar este recurso, lo que seguramente influye en la variabilidad estructural encontrada entre los rodales estudiados.

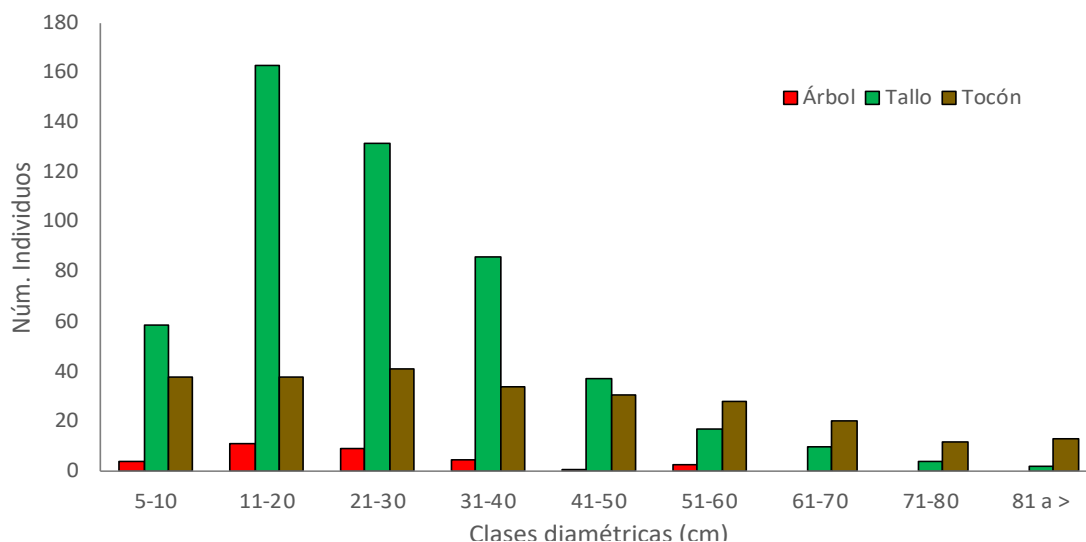


Figura 6. Estructura diamétrica por tipo de forma: árbol y tallo (DAP) y tocón (diámetro basal) en todos los sitios de medición. Fuente: mediciones de campo.

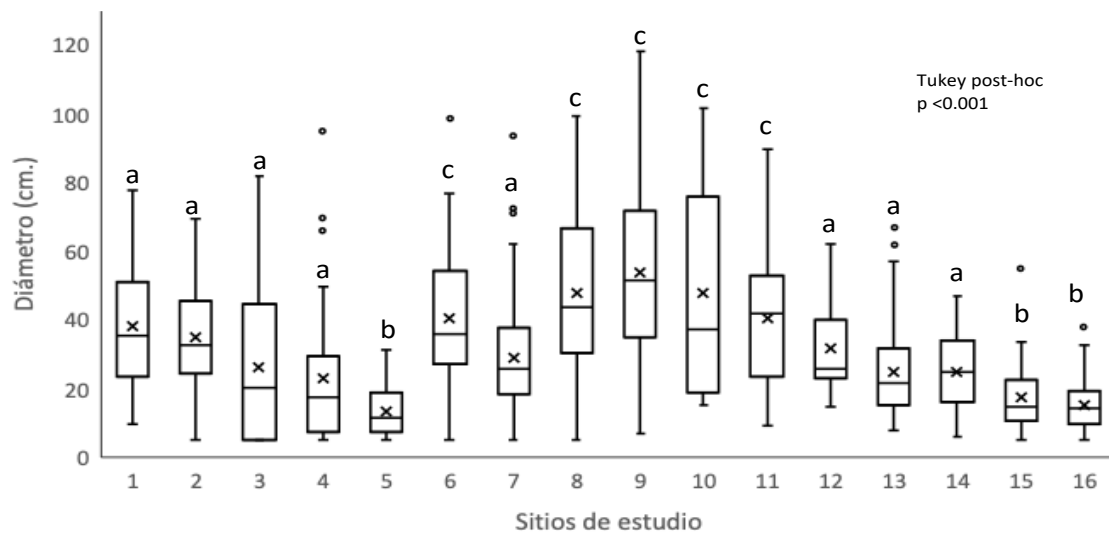


Figura 7. Variabilidad diamétrica por sitio considerando los individuos vivos y tocones (DAP y diám. basal ≥ 5 cm). Diferentes letras indica diferencias significativas (Tukey $p < 0.001$). Fuente: mediciones de campo.

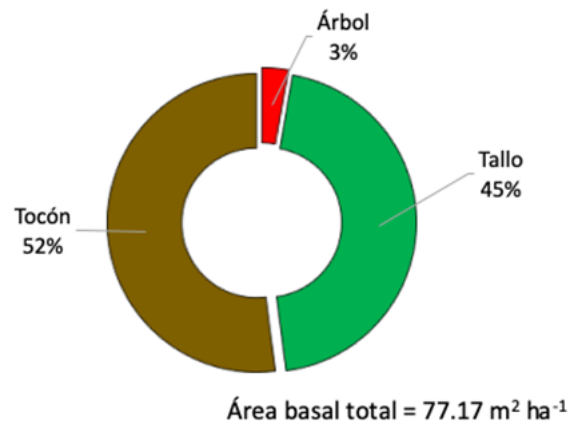


Figura 8. Proporción del área basal total de acuerdo con el tipo de forma. Fuente: mediciones de campo.

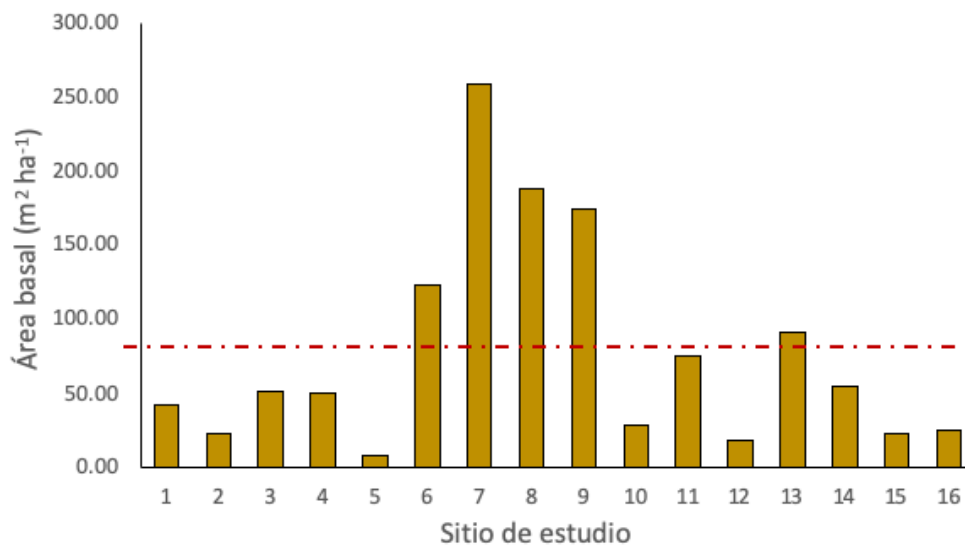


Figura 9. Área basal total estimada por hectárea en cada sitio de estudio. Línea punteada indica el total acumulado en la hectárea muestreada $77.17 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Fuente: mediciones de campo.

Tabla 5. Correlación entre el área basal con variables de sitio y del arbolado en los sitios de estudio.

	AB m ² /ha	Edad años	Alt. msnm	Pend. %	Diám. cm.	Árbol Núm.	Tallo Núm.	Tocón Núm.	Pedr. %	Orient. grados
AB		0.19	-0.04	-0.21	0.55	-0.4	-0.03	0.35	0.26	0.17
Edad	0.19		0.45	-0.1	-0.06	0.48	0.56	-0.54	0.03	-0.66
Alt.	-0.04	0.45		0.5	-0.21	0.6	0.52	-0.43	0.21	-0.43
Pend.	-0.21	-0.1	0.5		-0.05	0.23	0	-0.04	0.54	0.11
Diám.	0.55	-0.06	-0.21	-0.05		-0.58	-0.59	0.36	0.37	0.41
Árbol	-0.40	0.48	0.6	0.23	-0.58		0.67	-0.66	-0.22	-0.59
Tallo	-0.03	0.56	0.52	0	-0.59	0.67		-0.73	-0.19	-0.58
Tocón	0.35	-0.54	-0.43	-0.04	0.36	-0.66	-0.73		0.05	0.48
Pedr.	0.26	0.03	0.21	0.54	0.37	-0.22	-0.19	0.05		0.15
Orient.	0.17	-0.66	-0.43	0.11	0.41	-0.59	-0.58	0.48	0.15	

Simbología: Edad=última corta estimada por los dueños, Alt.=altitud, Pend.=pendiente, Pedr.=pedregosidad, Orient.=orientación (°azimut), Diám=diámetro promedio (DAP + tocones), AB=área basal, Núm.= número de árboles, tallos y tocones. Fuente: mediciones de campo.

En cinco sitios no se encontraron tocones, en consecuencia, tampoco retoños (Figura 10); no obstante, en ellos hubo tallos bien desarrollados (diámetros promedio 13 hasta 40 cm) concordante con edades entre 14 y 20 años (Tabla 2). El total de retoños (diámetro menor a 5 cm) fue 2932 ind ha⁻¹; se registró una alta variabilidad en su número por tocón, en un rango de 1 hasta 56 y un promedio general de 11.6±0.31 brotes por tocón (Figura 10 y Tabla 6). La relación entre el diámetro del tocón y el número de retoños es débil pero positiva ($R^2=0.1218$), 69% de los retoños se registraron en las categorías diamétricas de 10 hasta 60 cm (Figura 11). Los carboneros indicaron que los árboles jóvenes rebrotan con mayor facilidad: "Como antes tenía árboles grandes, pero esos árboles los tiras y ya no rebrotan, los que ya son viejos como de 45 años" (RII, masculino, 48 años, Atlahuilco).

Respecto al total de retoños las especies dominantes concentraron el mayor número, *Quercus rugosa* con 48%, *Q. laurina* con 45%; y las especies menos comunes sumaron menos retoños *Q. affinis* con 5%, *Q. crassifolia* con 1%, y *Q. calophylla* y *A. acuminata* con 0.5%. Por especie el número de retoños mostró una gran variabilidad en el promedio por tocón, entre 4.50±0.28 hasta 13.22±0.54, aunque la diferencia entre especies no fue significativa (Tabla 6, Figura 12). Las dos primeras especies presentaron mayor variabilidad en el número de retoños por tocón (Figura 12); la prueba de Tukey registró diferencias significativas únicamente entre las medias de *Q. affinis* con *Q. rugosa* y *Q. laurina*. Sin embargo, este resultado es poco concluyente pues el número total de individuos por especie fue muy diferente, por lo mismo es necesario ampliar el análisis para incluir igual número de individuos de las especies que fueron escasas en este estudio. La ausencia de retoños en *C. mexicana*, *C. caroliniana*, *L. styraciflua* y *B. cordata* correspondió con la ausencia de tocones de estas especies en los sitios muestreados.

Tabla 6. Número de retoños por tocón, por especie.

Especie	Retoños por tocón (promedio ± EE)
<i>Alnus acuminata</i>	6±0.46
<i>Quercus affinis</i>	5.60±0.52
<i>Quercus calophylla</i>	13.00±0.0
<i>Quercus crassifolia</i>	4.50±0.28
<i>Quercus laurina</i>	13.22±0.54
<i>Quercus rugosa</i>	11.91±0.46

DISCUSIÓN

Diversidad biológica en rodales manejados por rebrote

La dominancia de las especies de *Quercus* y la presencia de otras del bosque mesófilo registradas en los sitios de estudio responde a su área de distribución geográfica natural e indica que éstos se ubicaron en el ecotono del bosque de encino con el bosque mesófilo de montaña. Sin embargo, la dominancia de los rebrotes en todas las especies, incluyendo las de bosque mesófilo, como característica estructural de los sitios son resultado de las prácticas de manejo que los campesinos realizan en sus rodales, así como el predominio de especies de alto valor calorífico. Esto coincide con lo reportado en otros sistemas agroforestales tradicionales, donde la dominancia de especies con capacidad para rebrotar y preferidas por su calidad calorífica es una evidencia de selección deliberada para incrementar o mantener su presencia en las parcelas (Moreno Calles *et al.*, 2016).

Desde la perspectiva ecológica, el rebrote es una característica eco-morfológica de numerosas especies arbóreas que facilita una rápida recuperación de la cobertura arbolada (Manetti *et al.*, 2016). La capacidad para rebrotar contribuye a la permanencia de especies adaptadas a ambientes con recurrencia de disturbios

como incendios, sequías y tormentas (Bellingham y Sparrow, 2000; Bond y Midgley, 2001; Vesk y Westoby, 2004). En el manejo tradicional de la roza-tumba-quema, en la zona maya de Yucatán, esta documentado que los rebrotes de las especies arbóreas son esenciales para completar los ciclos de rotación y

mantener un aprovechamiento secuencial (Gómez-Pompa, 1987). Estudios recientes reconocen esta función en la recuperación arbórea de paisajes intervenidos (Barros *et al.*, 2021). En este sentido, la función ecológica de este manejo en los paisajes bioculturales debe ser reconocida.

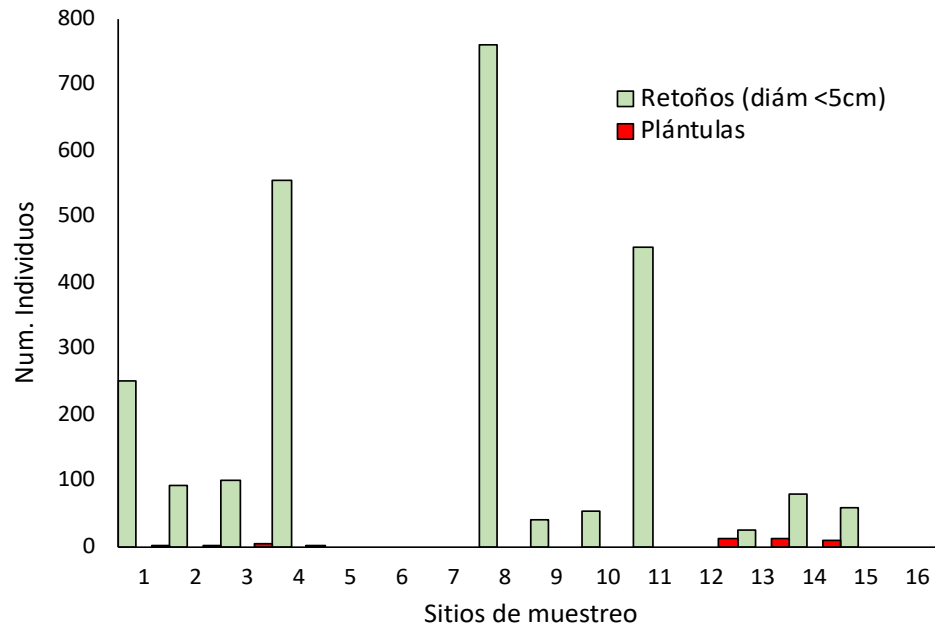


Figura 10. Renuevo del arbolado por sitio: retoños y plántulas. Retoños contados en la base del tocón. Fuente: mediciones de campo.

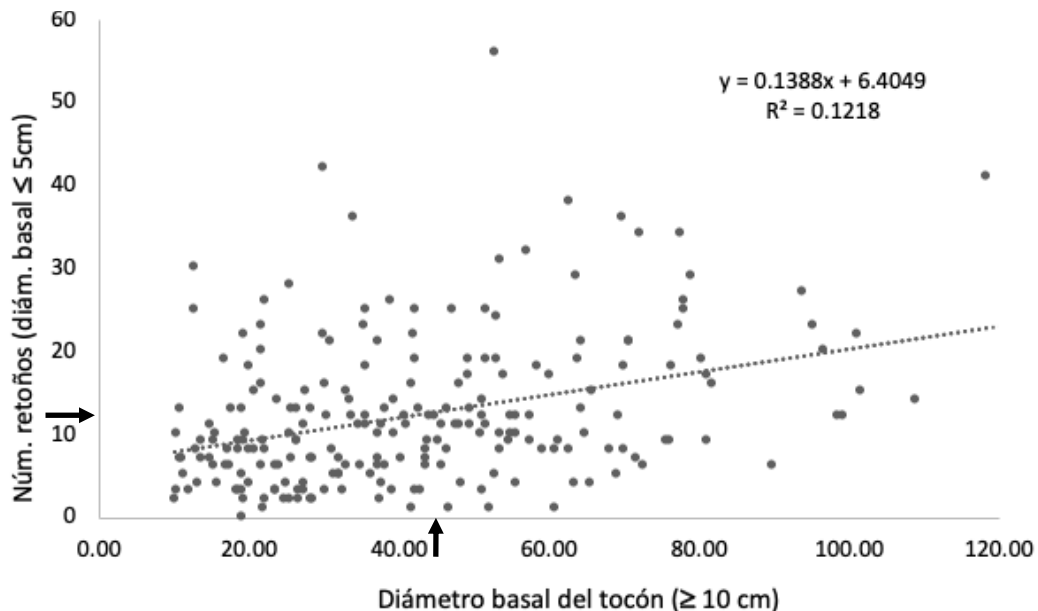


Figura 11. Relación entre el número de retoños con el diámetro basal del tocón. Flechas marcan promedios. Fuente: mediciones de campo.

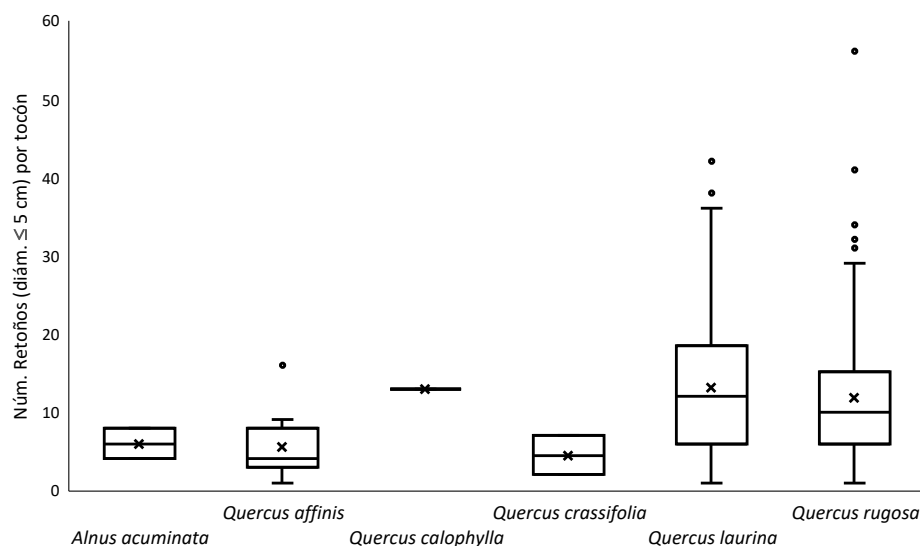


Figura 12. Variabilidad por especie en el número de retoños por tocón, en los sitios de estudio. Sin diferencias significativas entre las seis especies (Tukey post hoc). Fuente: mediciones de campo.

Manetti y colaboradores (2016) destacan la importancia socio-productiva del manejo por rebrote en terrenos con suelos de baja calidad, pues permite obtener productos maderables en periodos cortos junto con diversos productos forestales no maderables (p. ej. hongos silvestres, plantas medicinales, forraje, abono), al tiempo que cubre las necesidades de dendroenergía de los pobladores rurales e incorpora productivamente zonas forestales marginales (Unrau *et al.*, 2018). El caso de la sierra de Zongolica, particularmente en la tierra fría “*Tlalesesekya*”, cuyos suelos kársticos y pendientes abruptas presentan condiciones productivas adversas, confirma esta estrategia productiva. En el amplio rango altitudinal estudiado (1748 - 2642 msnm) se registraron 11 especies arbóreas de bosques de encino y mesófilo de montaña con aprovechamiento por rebrote, evidenciando un número importante de especies nativas incorporadas en este manejo y su aportación en la diversidad biológica y estructural a nivel regional. En este sentido es clara la necesidad de revalorar la función biológica y socio-cultural de estos bosques rurales con sus sistemas de manejo local, sobre todo en el contexto actual de una dinámica regional que promueve las plantaciones monoespecíficas de *Pinus patula* y sistemas agroforestales diferentes a los locales.

En nuestro país, el efecto del aprovechamiento de carbón en encinares sobre la biodiversidad ha sido poco explorado; en Michoacán se ha reportado que cuando el manejo mantiene una diversidad estructural arbórea, en términos de edad y tamaños, puede favorecer hábitats para diversas especies de aves (Maya-Elizarrarás y Schondube, 2015). Si bien en la Sierra de Zongolica faltan estudios específicos para determinar esta relación, las condiciones de heterogeneidad en composición y estructura, así como

la diversidad de especies arbóreas registradas en los sitios muestreados, pueden ser indicativos en este sentido. Es importante reconocer que esta sierra es una región extensa y ambientalmente muy heterogénea, poblada desde tiempos prehispánicos (Rodríguez López, 2003); en este contexto histórico y socio-ecológico los estudios sobre su biodiversidad son aún escasos. Dilucidar la influencia humana en la composición de especies a nivel local y regional es una tarea compleja dado que casi toda la vegetación ha sido intervenida con mayor o menor intensidad. Respecto a la composición de bosques naturales maduros, la única referencia publicada es un estudio en el bosque mesófilo de la Reserva Bicentenario del Instituto Tecnológico Superior de Zongolica que reportó 11 especies de *Quercus* para un área de 63 hectáreas (Castillo-Hernández y Flores-Olvera, 2017). Comparativamente destaca que en la hectárea abarcada por nuestro estudio se registraron 5 especies de *Quercus* y otras del bosque mesófilo importantes para la conservación, lo que revela el potencial de este tipo de manejo para mantener la biodiversidad a nivel del paisaje regional, sobre todo al comparar con la homogeneidad de las plantaciones de pino.

A través de un manejo adecuado de los bosques de *coppice* se puede fomentar la reproducción por semilla como fuente de germoplasma para recuperar especies arbóreas escasas o en proceso de desaparición (Stajic *et al.*, 2009). Un estudio sobre diversidad genética en 3 especies de *Quercus* manejados por rebrote en la Sierra de Zongolica, señala que estos bosques rurales pueden ser una fuente de propágulos para propuestas de restauración productiva y ecológica (Vega-Ortega *et al.*, 2021). Si se considera que en ocho municipios de la sierra se encuentra este tipo de manejo, destaca su trascendencia para integrarlo como una estrategia

regional que fomente una mayor diversidad de hábitats y de especies en un amplio espectro de sitios de la zona alta. Como lo reconocen varios autores (Fuller, 2013; Harvey y Guariguata, 2021), a partir del abasto de dendroenergía para las familias campesinas, estos bosques rurales diversificados pueden funcionar como una estrategia situada para restaurar productiva y ecológicamente regiones densamente pobladas como la Sierra de Zongolica.

Ciclos de manejo y estructura de los bosques con rebrote

No se tiene certeza sobre cuando inició el aprovechamiento por rebrote en la Sierra de Zongolica, sin embargo, el hecho que tenga un vocablo nahua *`tlaxmolo*h o *tlaxmoli* sugiere un conocimiento tradicional sobre el tipo de crecimiento vegetativo. Testimonios recogidos en campo refieren que pobladores de la zona alta vendían carbón de encino a localidades colindantes del estado de Puebla, transportándolo a cuestras o con animales de carga. Con la apertura de caminos esta producción se amplió hacia otros municipios de la sierra; algunos carboneros recuerdan que sus familiares aprendieron a elaborar carbón de los compradores de aquel estado. En otras regiones del país, fuentes documentales históricas indican que pudo haberse realizado desde la época Colonial o anteriormente (López Binnqüist *et al.*, 2020), sin embargo, es un tema poco estudiado. En concordancia con lo señalado por Hédl y colaboradores (Hédl *et al.*, 2017) en nuestro país es necesario profundizar sobre la forma en que se lleva a cabo el aprovechamiento de los rebrotes, incorporando una perspectiva histórica y social para entender su legado en la conformación de los paisajes bioculturales actuales, así como para comprender su particular dinámica ecológica y su potencial productivo a futuro.

En el paisaje biocultural de la Sierra de Zongolica, particularmente en la tierra fría (*Tlalesesekya*), el manejo por rebrote podría caracterizarse como "*coppice simple*" (*sensu*: Jarman y Kofman, 2018), con la singularidad de estar integrado a un sistema agroforestal secuencial, de ubicarse en un amplio rango altitudinal y con una variedad de ensambles de especies. Un aspecto particular del manejo de estos bosques rurales es que participan dos grupos de actores, por una parte los dueños campesinos llevan a cabo prácticas silvícolas, entre ellas las podas cortando los retoños más delgados o los más gruesos, sembrando árboles y cuidando su desarrollo para mantener la cubierta arbórea en la parte abrupta de sus pequeñas parcelas; y, por la otra, los carboneros que organizan la corta y producción final rotando las cosechas en varias parcelas, generando así un manejo de su territorio (López Binnqüist *et al.*, 2020).

Después de la cosecha la velocidad con la que se restablece la cobertura arbórea del suelo es una de las ventajas de este tipo de manejo, sobre todo considerando las pendientes abruptas que dominan en la región de estudio. En los rodales estudiados, al concluir la cosecha total de tallos se siembra milpa durante 3 o 4 ciclos anuales hasta que la sombra de los rebrotes en crecimiento impide el desarrollo del cultivo. Este periodo de recuperación de la cobertura arbórea no es diferente al registrado en el mediterráneo italiano con periodos de 2 a 4 años (Chirici *et al.*, 2020), aunque si es mucho menor al reportado en Inglaterra entre 6 a 10 años (Fuller, 2013). La materia prima para el carbón vegetal y para leña no requiere fustes gruesos, pero si un abasto continuo de ciclos cortos; en cada parcela los tiempos de cosecha son determinados por las necesidades económicas de los dueños, dado que el carbón es una fuente de ingresos para las familias porque se comercializa entre las localidades y en las ciudades cercanas (López Binnqüist *et al.*, 2020). Esto explica la amplitud en los ciclos de corta registrados, 5 hasta 20 años o más, así como la heterogeneidad estructural en términos de estructura diamétrica y de área basal de los sitios de estudio. Comparando con regiones donde el manejo por *coppice* es común, el amplio rango de rotación registrado en la zona de estudio corresponde con lo reportado; en Michoacán se reportan rotaciones para *Quercus* de 7 a 15 años (Camou-Guerrero *et al.*, 2014) y de 15 a 20 años (Aguilar *et al.*, 2012). En países europeos como Bulgaria, Croacia, Macedonia y Serbia, los periodos de rotación varían con las especies y el tipo de producto cosechado, desde 1 hasta 40 o 50 años (Stajic *et al.*, 2009); en Italia, ciclos de 11 a 47 años para varias especies de *Quercus*, *Fraxinus*, *Acer*, *Ostrya*, *Ilex*, *Juniperus* y otras, con diámetros desde 5 hasta 36 cm (Manetti *et al.*, 2016); aunque en Europa son más comunes las rotaciones de 5 hasta 30 años (Fuller, 2013; Nicolescu *et al.*, 2018).

Siguiendo esta comparación, los rodales estudiados presentan baja densidad arbórea con 798 individuos ha⁻¹ en total (distribuidos en 255 tocones, 510 tallos y 33 árboles ha⁻¹), que contrastan con rangos 1578 hasta 5292 individuos ha⁻¹ (1200 a 1700 tocones ha⁻¹, 64 a 206 tallos y árboles ha⁻¹) de bosques mixtos de *Quercus spp.* y otras especies manejadas con *coppice* en Italia (Manetti *et al.*, 2016). En este caso, el hecho que los sitios de muestreo fueron pequeños y todos presentaron condiciones de pedregosidad alta, pueden ser factores explicativos de los bajos valores registrados.

Por otra parte, estos rodales mostraron una alta variabilidad en términos de área basal por sitio. El área basal total registrada fue 77.17 m² ha⁻¹, incluyendo los tocones vivos, así como los tallos y árboles jóvenes y viejos; específicamente el área basal de los tallos y árboles correspondió a 37.01 m² ha⁻¹, mientras que los

tocones ocuparon $40.15 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Entre los sitios la alta variabilidad en el área basal se explica porque los muestreos incluyeron distintas etapas del ciclo de corta, algunos sitios tenían tocones recién cortados sin retoño, otros tallos adultos y otras en fases intermedias; además la edad no se identificó con precisión. Otro factor que influye en esta variable son los criterios diversos empleados por cada productor para manejar los árboles, entre ellos la aplicación de aclareos a individuos chicos o grandes, así como mantener árboles adultos sin cosechar. A pesar de ello, el área basal total en la hectárea muestreada no dista mucho de la reportada para bosques europeos manejados con *coppice* por largo tiempo, donde registran áreas basales que varían con la edad del rodal. Por ejemplo, en rodales mixtos de *Quercus spp* en diferentes regiones de Italia, sitios de 1 año registraron área basal de $5.9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, y de 40 años con $46.6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Sferlazza et al., 2018); rodales de *Fagus sp.* con edad de 43 y 54 años presentaron área basal de 10 a $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente (Cullotta, La Placa y Maetzke, 2016); otros rodales mixtos con 6 a 12 especies de *Quercus spp.* y de otros géneros, con edades de 13 hasta 47 años, registraron áreas basales de 11 a $33.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Manetti et al., 2016). Incluso un estudio en *coppice* antiguos de *Quercus petraea* documenta áreas basales de los tallos vivos entre 29.6 y $32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, y de tocones 1.1 y $8.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de tocones (Vrška et al., 2016).

Para México, comparando el área basal total de este estudio con los rangos registrados para bosques de encino con antecedentes de manejo forestal maderable, en algunos casos puede ser menor y en otros similares o incluso mayor. Es el caso del estudio realizado en un bosque de encino en Tlaquilpa, Veracruz, México (municipio colindante con la zona de estudio), con 6 especies de *Quercus*, se reporta áreas basales entre 5 a $22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Flores García y Romero-García, 2021). En los encinares de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán, los valores registrados varían 0.58 a $29.23 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Castillo-Santiago et al., 2013); en Oaxaca en bosque de latifoliadas con 16 especies y dominancia de *Quercus spp.* se registró un área basal de 26.9 y $30.76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Ramírez Santiago et al., 2019); en Chiapas, en bosques mixtos *Pinus-Quercus* y *Pinus-Quercus-Liquidambar*, con distintas intensidades de extracción de productos forestales y pastoreo de ganado, se registraron áreas basales entre 47 y $67 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Ramírez-Marcial, González-Espinosa y Williams-Linera, 2001). Estos referentes sugieren que actualmente en estos pequeños bosques rurales de la Sierra de Zongolica donde se aprovechan los rebrotes para elaborar carbón de encino, no presentan evidencias que indiquen un proceso de degradación forestal; sin embargo, confirmarlo requiere estudios de mediano plazo sobre la relación crecimiento/tasa de extracción por rodal y a nivel del paisaje.

Renuevo de los árboles cosechados

La regeneración por semilla registrada en estos bosques rurales es muy escasa; el arbolado cosechado se renueva cíclicamente a través del cuidado de los retoños, como lo reconocen los campesinos entrevistados. Sin embargo, en algunos sitios de muestreo se observó señales de pastoreo de ovejas y cabras, factor que restringe el desarrollo de brinzales y plántulas (Hernández Vargas et al., 2016). Por otra parte, la corta de tallos jóvenes antes de alcanzar la etapa de producción de semillas en estas especies puede generar a largo plazo efectos deletéreos sobre la diversidad genética (Vega-Ortega et al., 2021). En regiones donde *coppice* ha sido utilizado por siglos se promovió el sistema silvícola "*coppice with standards*" (Jarman y Kofman, 2018), que incluye prácticas de manejo reservando tallos que lleguen a ser árboles maduros para producir semilla, regenerar con plántulas y obtener diversos productos maderables para aserrío. En la Sierra de Zongolica una de las prácticas de este manejo tradicional campesino consiste en mantener árboles maduros y tallos de diámetros mayores en sus rodales, empero falta determinar su viabilidad como adultos semilleros y su potencial para regenerar por semilla a especies como *Quercus laurina*, *Q. rugosa* y *Q. crassifolia*; sobre todo para aquellas de importancia para la conservación, tal como *Q. affinis* y *Carpinus caroliniana* registradas como amenazadas.

Respecto a los retoños, otros estudios han reportado entre 1494 a 5111 por hectárea en rodales mixtos de *Quercus spp* (Manetti et al., 2016), documentando diferencias en el número por especie, en particular entre *Quercus petraea* y *Carpinus betulus* (Adamec et al., 2017). Nuestro estudio registró 2932 ind ha^{-1} en seis especies (*Alnus acuminata*, *Quercus laurina*, *Q. affinis*, *Q. calophylla*, *Q. rugosa*, *Q. crassifolia*), sin diferencias significativas en el número de brotes por especie. Sin embargo, dado que hubo un número pequeño de individuos de varias especies, confirmar esta relación requiere ampliar los estudios para incorporar más individuos de otras especies.

A nivel individual, este estudio registró un promedio de 12.3 retoños por tocón, que puede considerarse bajo a intermedio al comparar con los reportes de otros países. En España para *Quercus ilex* se reportan 167 retoños por tocón (Retana et al., 1992); mientras que otros estudios reportan valores menores, en Italia bosques de *Fagus sylvatica* se registró un promedio de 2.5 a 3.6 retoños por tocón (Coppini y Hermanin, 2007). En varias especies manejadas con *coppice* se ha documentado que el número de retoños es inversamente proporcional al diámetro del tocón y a su edad (Retana et al., 1992; Sands y Abrams, 2009; Vrška et al., 2016). Un análisis de la relación entre el diámetro basal del tocón y el número de brotes en tres especies de *Quercus* (*Q. velutina*, *Q. montana* y *Q.*

alba) reportó que diámetros superiores a 40 cm tienen una menor capacidad para producir brotes (Sands & Abrams, 2009). Esto coincide con lo señalado por los campesinos en la zona de estudio y con los resultados pues el mayor número de retoños se registró en el rango de 11 a 40 cm diámetro basal del tocón; no obstante, es interesante notar que la relación positiva, aunque débil, entre el diámetro del tocón y el número de brotes. Bond y Midgley (2001) señalan que las especies difieren en su capacidad para producir retoños, unas no la presentan durante su ciclo de vida, en algunas ésta se incrementa proporcionalmente con el tamaño hasta alcanzar la edad madura, mientras que otras la presentan preferentemente en su etapa juvenil. Por otra parte, también se ha documentado que en ciertas especies esta habilidad decrece con la edad de los tocones (Coppini y Hermanin, 2007). Es probable que en Zongolica la capacidad para rebrotar difiera por especie; será necesario analizar este comportamiento incorporando tamaños, edades y las condiciones ambientales en cada sitio, a partir de lo cual se puedan formular recomendaciones específicas para el manejo del arbolado y de las especies.

Implicaciones para las políticas públicas

Después de la II Guerra Mundial los países europeos suspendieron el manejo por rebrote argumentando su efecto deletéreo sobre los bosques y la biodiversidad local, esta política forestal tuvo la finalidad de promover una producción maderable más rentable (Vollmuth, 2022). Sin embargo, actualmente se reconoce que, a lo largo de siglos de aplicación, *coppice* logró perfeccionar técnicas para mantener bosques con buena calidad de arbolado (Vandekerckhove *et al.*, 2016). Dadas las condiciones de deforestación y del cambio climático prevalecientes, recuperar este tipo de manejo puede ser una estrategia de restauración productiva que promueva la conservación biológica a nivel de paisaje, por su función para mantener una heterogeneidad de hábitats y de especies, sobre todo en territorios con larga historia de transformaciones humanas (Buckley, 2020; Della Longa *et al.*, 2020).

Como lo señalan varios autores (Stajic *et al.*, 2009) *coppice* es un método silvícola sencillo de aplicar por pequeños propietarios de bosques. En México, a pesar de su importancia en ciertas regiones, su aplicación en el aprovechamiento de encinares ha sido escasamente documentada, se le considera marginal y recibe poca atención por parte de las instituciones (Aguilar *et al.*, 2012; Camou-Guerrero *et al.*, 2014; Guzmán Sánchez y Mwampamba, 2020). El manejo que cada campesino hace en su parcela representa un conocimiento compartido colectivamente que mantiene una producción cíclica de materia prima para carbón vegetal. No obstante, en el entorno social hay amenazas a la permanencia de estos bosques rurales,

entre ellos el envejecimiento de los productores y la pérdida de conocimiento local por desinterés de los jóvenes frente a la situación marginal de esta actividad.

Documentar las prácticas realizadas por los propietarios de estos bosques rurales aporta elementos clave para promover su integración en las políticas forestales y en las estrategias de desarrollo rural (Guzmán Sánchez y Mwampamba, 2020), particularmente en regiones sin manejo forestal industrial donde la dendroenergía persiste como principal fuente calorífica. En este trabajo se identifican aspectos que requieren análisis más amplios y detallados sobre el funcionamiento ecológico y productivo de este sistema silvícola, como base para generar recomendaciones dialogadas con los dueños de estos bosques rurales. La viabilidad a largo plazo de este manejo agroforestal requiere atender aspectos sobre su productividad y extensión de ciclos de corta en las especies aprovechadas, sobre la eficiencia del proceso de carbonización, mejorar las condiciones de trabajo de los carboneros y fomentar redes de comercio con precios justos para el carbón vegetal, a la par que se promueva una revaloración de este producto en los mercados urbanos que lo demandan y, sobre todo, adecuar la regulación forestal para dar seguridad y continuidad a esta producción rural de baja escala (Camou-Guerrero *et al.*, 2014).

En las comunidades es necesario promover la protección de las áreas arboladas que puedan fungir como fuente de semillas, fomentar viveros locales domésticos con especies ecológica y culturalmente importantes, y capacitar sobre el manejo de viveros y siembra de especies para enriquecer estos bosques rurales. Un monitoreo a mediano plazo permitiría generar información sobre el crecimiento y productividad de las especies aprovechadas, analizar las tasas de cosecha y la dinámica forestal con el fin de mantener estos fragmentos agroforestales a largo plazo. Por lo anterior, destaca la necesidad de programas gubernamentales dirigidos a apoyar los sistemas agroforestales tradicionales, como el que aquí se documenta, como mecanismos para evitar la transformación de estos bosques rurales hacia otros sistemas con menor capacidad adaptativa.

CONCLUSIONES

La historia de ocupación humana de la Sierra de Zongolica obliga a reconocer que sus ecosistemas forestales han sido transformados y manejados durante largo tiempo. Estos pequeños bosques rurales son resultado de un manejo agroforestal cíclico adaptado a las condiciones biofísicas y a las necesidades de los dueños de estas parcelas. Es un manejo forestal campesino que mantiene estructuras heterogéneas en términos de su composición de especies, del diámetro y del área basal. Por ello, a pesar de sus pequeñas

dimensiones, son importantes en el paisaje regional porque albergan una diversidad de especies, generan ingresos familiares, y son parte de un entorno cultural que incorpora el conocimiento local sobre el territorio y sus recursos.

Frente a las condiciones climáticas cambiantes con sequías e incendios cada vez más frecuentes, una estrategia de restauración productiva adecuada a las condiciones de esta región se centra en mantener estos bosques rurales con especies locales que tienen la habilidad de rebrotar y que, paralelamente, asegura el acceso a una fuente de energía esencial para las familias campesinas. El uso de madera para combustible es cotidiano y permanecerá a futuro, el aprovechamiento de los rebrotes que realizan estos campesinos es una alternativa para mantener la cobertura arbórea. Desde la perspectiva del manejo agroforestal y de la normatividad aplicable se necesita reconocer la capacidad productiva de este manejo campesino destinado al autoconsumo y a los mercados locales y regionales. Trascender las medidas punitivas y discriminatorias facilitará atender las condiciones de su aprovechamiento para identificar aspectos a mejorar en las prácticas silvícolas tradicionales, en el proceso de carbonización y en las formas de comercialización.

Los riesgos a la permanencia de estos bosques rurales no están en su aprovechamiento para carbón o para leña, sino en homogeneizar el paisaje regional hacia actividades agroproductivas que reducen la diversidad de especies y generan una pérdida del conocimiento local vinculado al manejo diversificado de estos bosques mixtos. En este sentido, revalorar la importancia ecológica y económica de los fragmentos manejados por rebrote es la pauta para mantener una cobertura forestal diversa en la Sierra de Zongolica y en otras regiones similares del país.

Agradecimientos

Agradecemos a nuestros colaboradores en campo: Fortunata Panzo por presentarnos a los campesinos, traducir del náhuatl y apoyarnos durante las mediciones de campo; a los dueños de las parcelas por permitirnos trabajar en sus propiedades; a los carboneros por compartir sus conocimientos sobre los encinos; a los estudiantes del Instituto Tecnológico Superior de Zongolica por su entusiasmo y colaboración en campo. Una versión preliminar de este trabajo forma parte de la tesis doctoral de MAVO, realizada en el Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana.

Funding. M.A. Vega-Ortega thanks to CONAHCyT for his doctoral studies scholarship (No. 442342). Field work was financially supported by Universidad Veracruzana, through the Award on Interdisciplinary Research 2016.

Conflict of interest. Authors declare no conflict of interest during this study.

Compliance with ethical standard. Before field work authors informed to land owners about the objectives and nature of the study, and request for their permission to visit and make measurements in their forest plots, as well as to include our talks about their management practices in this paper. We agreed with them to keep their names confidential.

Data availability. Data is available upon reasonable request to the corresponding author: pgerez@gmail.com

Authors contribution statement (CrediT). M.A. Vega-Ortega - Methodology, investigation, data curation, formal analysis, writing - original draft; P. Gerez-Fernández - Conceptualization, supervision, formal analysis, writing - original draft; funding acquisition, writing - review & editing; C. López Binnqüist - Conceptualization, funding acquisition; writing - review & editing, J.A. Sierra-Huelsz and S.I. Gallardo-Yobal - Writing - review & editing.

REFERENCES

- Aabeyir, R., Adu-Bredu, S., Agyare, W.A. and Weir, M.J.C., 2016. Empirical evidence of the impact of commercial charcoal production on Woodland in the Forest-Savannah transition zone, Ghana. *Energy for Sustainable Development*, 33, pp.84–95. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2016.03.005>
- Adamec, Z., Kadavý, J., Fedorová, B., Knott, R., Kneifl, M. and Drápela, K., 2017. Development of sessile oak and European hornbeam sprouts after thinning. *Forests*, 8(9), pp.1–14. <https://doi.org/10.3390/f8090308>
- Aguilar, R., Ghilardi, A., Vega, E., Skutsch, M. and Oyama, K., 2012. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central Mexico. *Biomass and Bioenergy*, 36, pp.192–207. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.10.029>
- Alcorn, J.B., 1983. El Te'lom huasteco: presente, pasado y futuro de un sistema de silvicultura indígena. *Biotica*, 8(2), pp.315–331.
- Alexiades, M.N., Peters, C.M., Laird, S., López Binnqüist, C. and Negreros-Castillo, P., 2013. The Missing Skill Set in Community Management of Tropical Forests. *Conservation Biology*, 27(3), pp.635–637. <https://doi.org/10.1111/cobi.12040>

- Arizaga, S., Cruz, J.M., Cabrales, M.S. and González, M.Á.B., 2009. *Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos*. México, D.F.
- Arnold, M. and Persson, R., 2003. Reassessing the fuelwood situation in developing countries. *International Forestry Review*, 5(4), pp.379–383. <https://doi.org/10.1505/IFOR.5.4.379.22660>
- Barros, M.F., Ribeiro, E.M.S., Vanderlei, R.S., de Paula, A.S., Silva, A.B., Wirth, R., Cianciaruso, M. V. and Tabarelli, M., 2021. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, 482, p.118881. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>
- Bellingham, P.J. and Sparrow, A.D., 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89(2), pp.409–416. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x>
- Boege, E., 2008. *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México*. 1a. ed. Cd. México: INAH, CNDPI.
- Bond, W.J. and Midgley, J.J., 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(1), pp.45–51. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4)
- Buckley, P., 2020. Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research*, 25(3), pp.125–133. <https://doi.org/10.1080/13416979.2020.1763554>
- Camou-Guerrero, A., Ghilardi, A., Mwampamba, T., Avila, T.O., Vega, E., Oyama, K. and Masera, O., 2014. Análisis de la producción de carbón vegetal en la Cuenca del Lago de Cuitzeo, Michoacán, México: implicaciones para una producción sustentable. *Investigación Ambiental*, 6(2), pp.127–138. <https://doi.org/2007-4492>
- Casas, A., Otero-Arnaiz, A., Pérez-Negrón, E. and Valiente-Banuet, A., 2007. In situ management and domestication of plants in Mesoamerica. *Annals of Botany*, 100(5), pp. 1101–1115. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm126>
- Castillo-Hernández, L.A. and Flores-Olvera, H., 2017. Floristic composition of the cloud forest of the Bicentenario Reserve, Zongolica, Veracruz, México. *Botanical Sciences*, 95(3), pp.539–563. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1223>
- Castillo-Santiago, M.Á., Ghilardi, A., Oyama, K., Hernández-Stefanoni, J.L., Torres, I., Flamenco-Sandoval, A., Fernández, A. and Mas, J.-F., 2013. Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), pp.177–188. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.10.007>
- Chidumayo, E.N. and Gumbo, D.J., 2013. The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), pp.86–94. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.07.004>
- Chirici, G., Giannetti, F., Mazza, E., Francini, S., Travaglini, D., Pegna, R. and White, J.C., 2020. Monitoring clearcutting and subsequent rapid recovery in Mediterranean coppice forests with Landsat time series. *Annals of Forest Science*, 77(2), p.40. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00936-2>
- Coppini, M. and Hermanin, L., 2007. Restoration of selective beech coppices: A case study in the Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management*, 249(1–2), pp.18–27. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.035>
- Cullotta, S., La Placa, G. and Maetzke, F., 2016. Effects of traditional coppice practices and microsite conditions on tree health in a European beech forest at its southernmost range. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(4), pp.673–681. <https://doi.org/10.3832/ifor1603-008>
- De la Paz Pérez Olvera, C., Dávalos Sotelo, R. and Guerrero Cuacuil, E., 2016. Aprovechamiento de la madera de encino en México. *Madera y Bosques*, 6(1), pp.3–13. <https://doi.org/10.21829/myb.2000.611338>
- Del Tredici, P., 2001. Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *The Botanical Review*, 67(2), pp.121–140. <https://doi.org/10.1007/BF02858075>
- Della Longa, G., Boscutti, F., Marini, L. and Alberti, G., 2020. Coppicing and plant diversity in a lowland wood remnant in North–East Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*,

- 154(2), pp.173–180.
<https://doi.org/10.1080/11263504.2019.1578276>
- Ellis, E. and Martínez, M., 2010. Vegetación y uso de suelo. In: E. Florescano and J. Ortiz-Escamilla, eds. *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz*. Xalapa, Veracruz, México: Gobierno del Estado de Veracruz: Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana. pp.203–266
- FAO, 2017. *The Charcoal Transition. Greening the charcoal value chain to mitigate climate change and improve local livelihoods*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Flores García, A. and Romero-García, J.O., 2021. Especies del género *Quercus*, su distribución y volumen de madera en Tlaquilpa, Veracruz. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(64).
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i64.797>
- Fuller, R.J., 2013. Searching for biodiversity gains through woodfuel and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), pp.1295–1300.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12152>
- Genin, D., Aumeeruddy-Thomas, Y., Balent, G. and Nasi, R., 2013. The multiple dimensions of rural forests: Lessons from a comparative analysis. *Ecology and Society*, 18(1), p.27.
<https://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss1/art27/>
- Gómez-Pompa, A., 1987. On Maya Silviculture. *Mexican Studies/Estudios Mexicanos*, 3(1), pp.1–17. <https://doi.org/10.2307/4617029>
- González-Espinosa, M., Meave, J.A., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G. and Newton, A.C. eds., 2011. *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*. Cambridge, UK: Fauna & Flora International, BGCI, The Global Trees Campaign, IUCN/SSC Global Tree Specialist Group.
- Guzmán Sánchez, J. and Mwampamba, T.H., 2020. ¿Es la producción informal de carbón vegetal necesariamente insostenible? Una comparación de tres sistemas de manejo de encino en las sierras del centro de México. *RB&S*, 2(1), pp.5–6.
<https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569.12.N>
- Harvey, C.A. and Guariguata, M.R., 2021. Raising the profile of woodfuels in the forest landscape restoration agenda. *Conservation Science and Practice*, 3(2).
<https://doi.org/10.1111/csp2.342>
- Hédli, R., Ewald, J., Bernhardt-Römermann, M. and Kirby, K., 2017. Coppicing systems as a way of understanding patterns in forest vegetation. *Folia Geobotanica*, 52(1), pp.1–3.
<https://doi.org/10.1007/s12224-017-9297-9>
- Hernández Vargas, G., Sánchez Velásquez, L.R., Carmona Valdovinos, T.F., Pineda López, Ma. del R. and Cuevas Guzmán, R., 2016. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques*, 6(2), pp.13–28.
<https://doi.org/10.21829/myb.2000.621332>
- Hofstad, O., 2017. Woodland deforestation by charcoal supply to Dar es Salaam. *The Economics of Land Use*, pp.255–270.
<https://doi.org/10.4324/9781315240114-18>
- Hosier, R.H., 1993. Charcoal production and environmental degradation. *Energy Policy*, 21(5), pp.491–509.
[https://doi.org/10.1016/0301-4215\(93\)90037-G](https://doi.org/10.1016/0301-4215(93)90037-G)
- INEGI, 2007. *Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007*. [online] Available at: <https://www.inegi.org.mx/programas/cagf/2007/#tabulados> [Accessed 15 June 2024].
- INEGI, 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Veracruz de Ignacio de la Llave 2017*. [online] Available at: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825094980>
- INEGI, 2020. *Censo de Población y Vivienda 2020*. [online] Available at: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/#tabulados> [Accessed 18 June 2024].
- Jarman, R. and Kofman, P.D., 2018. Coppice in brief. In: A. Unrau, G. Becker, R. Spinelli, D. Lazdina, N. Magagnotti, V.N. Nicolescu, P. Buckley, D. Bartlett and P.D. Kofman, eds. *Coppice Forests in Europe*. Freiburg i Br., Germany: Albert Ludwig University of Freiburg. pp.22–28.

- <https://www.eurocoppice.uni-freiburg.de/coppice-forests-in-europe>
- Kiruki, H.M., van der Zanden, E.H., Gikuma-Njuru, P. and Verburg, P.H., 2017. The effect of charcoal production and other land uses on diversity, structure and regeneration of woodlands in a semi-arid area in Kenya. *Forest Ecology and Management*, 391, pp.282–295. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.030>
- López Binnqüist, C., Gerez Fernández, P., Vega Ortega, M.A., Martínez Barrientos, C. and Cerdan Cabrera, C.R., 2020. Manejo de sistemas agroforestales con dendroenergía en la Sierra de Zongolica, Veracruz. In: A.I. Moreno Calles, M.L. Soto Pinto, M.M. Cariño Olvera, J.M. Palma García, S. Moctezuma Pérez, J.J. Rosales Adame, P.I. Montañez Escalante, V.J. Sosa Fernández, M.R. Ruenes Morales and W. López Martínez, eds. *Los sistemas agroforestales de México. Avances, experiencias, acciones y temas emergentes*, 1a ed. Ciudad de México: UNAM, CONACYT. pp.33–51.
- Mairota, P., Buckley, P., Suchomel, C., Heinsoo, K., Verheyen, K., Hédli, R., Terzuolo, P.G., Sindaco, R. and Carpanelli, A., 2016. Integrating conservation objectives into forest management: Coppice management and forest habitats in Natura 2000 sites. *iForest*, 9(4), pp.560–568. <https://doi.org/10.3832/ifor1867-009>
- Manetti, M., Becagli, C., Sansone, D. and Pelleri, F., 2016. Tree-oriented silviculture: a new approach for coppice stands. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(5), pp.791–800. <https://doi.org/10.3832/ifor1827-009>
- Martínez Barrientos, C., 2017. *Caracterización de sistemas agroforestales productores de carbón vegetal en tres municipios de la Sierra de Zongolica, Ver.* Universidad Veracruzana.
- Masera, O., Guerrero, G., Ghilardi, A., Velázquez, A., Mas, J.-F., Ordoñez, M. de J., Drigo, R. and Trossero, M.A., 2004. *Fuelwood "hot spots" in Mexico: a case study using WISDOM – Woodfuel Integrated Supply-Demand Overview Mapping*. Rome, Italy. <https://www.fao.org/4/af092e/af092e00.htm>
- Maya-Elizarrarás, E. and Schondube, J.E., 2015. Birds, charcoal and cattle: Bird community responses to human activities in an oak forest landscape shaped by charcoal extraction. *Forest Ecology and Management*, 335, pp.118–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.024>
- Michon, G., De Foresta, H., Levang, P. and Verdeaux, F., 2007. Domestic Forests: A New Paradigm for Integrating Local Communities' Forestry into Tropical Forest Science. *Ecology and Society*, 12(2), p.24. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art1/>
- Michon, G., Nasi, R. and Balent, G., 2013a. Public policies and management of rural forests: Lasting alliance or fool's dialogue? *Ecology and Society*, 18(1), p.30. <https://doi.org/10.5751/ES-05706-180130>
- Michon, G., Nasi, R. and Balent, G., 2013b. Public policies and management of rural forests: Lasting alliance or fool's dialogue? *Ecology and Society*, 18(1). <https://doi.org/10.5751/ES-05706-180130>
- Mölder, A., 2016. Small forest parcels, management diversity and valuable coppice habitats: an 18th century political compromise in the Osnabrück region (NW Germany) and its long-lasting legacy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(4), pp.518–528. <https://doi.org/10.3832/ifor1834-009>
- Morales Ríos, V., Muñoz Madrid, A.R. and Díaz José, J., 2018. Producción y comercialización de la leña y el carbón en el municipio de Tequila, Veracruz: Hacia un análisis situacional. In: J.J. Cervantes Niño, L. Márquez Mireles and D. Molina Rosales, eds. *Las ciencias sociales y la agenda nacional. Reflexiones y propuestas desde las Ciencias Sociales*. COMECOSO. <https://www.comecoso.com/ciencias-sociales-agenda-nacional/cs/article/view/1116>
- Moreno Calles, A.I., Casas, A., Toledo, V.M. and Vallejo Ramos, M., 2016. *Etnoagroforestería en México*. 1st ed. Cd. México: UNAM, ENES-Morelia, IIES-UNAM.
- Müller-Dombois, D. and Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2307/213332>
- Müllerová, J., Hédli, R. and Szabó, P., 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343, pp.88–100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.003>

- Mwampamba, T.H., 2007. Has the woodfuel crisis returned? Urban charcoal consumption in Tanzania and its implications to present and future forest availability. *Energy Policy*, 35(8), pp.4221–4234. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2007.02.010>
- Mwampamba, T.H., Ghilardi, A., Sander, K. and Chaix, K.J., 2013. Dispelling common misconceptions to improve attitudes and policy outlook on charcoal in developing countries. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), pp.75–85. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2013.01.001>
- Nerfa, L., Rhemtulla, J.M. and Zerriffi, H., 2020. Forest dependence is more than forest income: Development of a new index of forest product collection and livelihood resources. *World Development*, 125, p.104689. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104689>
- Nicolescu, V.-N., Carvalho, J., Hochbichler, E., Bruckman, V., Piqué-Nicolau, M., Hernea, C., Viana, H., Štochlová, P., Ertekin, M., Tijardovic, M., Dubravac, T., Vandekerckhove, K., Kofman, P.D., Rossney, D. and Unrau, A., 2018. *Silvicultural guidelines for European coppice forests*. Freiburg, Germany. <https://www.eurocoppice.uni-freiburg.de/intern/coppiceineurope-volume/coppiceforestsineurope-2-1-nicolescu-silvicultural-guidelines-sept2018.pdf>
- Oliver, C.D. and Larson, B.C., 1996. *Forest Stand Dynamics*. *EliScholar, Yale University Library*. New Haven, CT.: EliScholar, Yale University Library. [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(97\)00018-x](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(97)00018-x)
- Ramírez Santiago, R., Ángeles Pérez, G., Hernández de La Rosa, P., Cetina Alcalá, V.M., Plascencia Escalante, O. and Clark-Tapia, R., 2019. Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3), pp.1–12. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. and Williams-Linera, G., 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 154(1–2), pp.311–326. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00639-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00639-3)
- Retana, J., Riba, M., Castell, C. and Espelta, J.M., 1992. Regeneration by sprouting of holm-oak (*Quercus ilex*) stands exploited by selection thinning. *Vegetatio*, 99–100(1), pp.355–364. <https://doi.org/10.1007/BF00118242>
- Rodríguez López, M.T., 2003. *Ritual, identidad y procesos étnicos en la sierra de Zongolica*. México, D.F.: CIESAS. <https://revistas.inah.gob.mx/index.php/dimension/article/view/6002/6861>
- RStudioTeam, 2020. *RStudio: Integrated Development for R*.
- Rüger, N., Williams-Linera, G., Kissling, W.D. and Huth, A., 2008. Long-Term Impacts of Fuelwood Extraction on a Tropical Montane Cloud Forest. *Ecosystems*, 11(6), pp.868–881. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9166-8>
- Sands, B.A. and Abrams, M.D., 2009. Effects of Stump Diameter on Sprout Number and Size for Three Oak Species in a Pennsylvania Clearcut. *Northern Journal of Applied Forestry*, 26(3), pp.122–125. <https://doi.org/10.1093/njaf/26.3.122>
- Serrano-Medrano, M., Ghilardi, A. and Masera, O., 2019. Fuelwood use patterns in Rural Mexico: A critique to the conventional energy transition model. *Historia Agraria*, (77), pp.81–104. <https://doi.org/10.26882/histagrar.077e04s>
- Sferlazza, S., Maetzke, F., Iovino, M., Baiamonte, G., Palmeri, V. and La Mela Veca, D., 2018. Effects of traditional forest management on carbon storage in a Mediterranean holm oak (*Quercus ilex* L.) coppice. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 11(2), pp.344–351. <https://doi.org/10.3832/ifer2424-011>
- Sierra-Huelsz, J.A., Vega-Ortega, M.A., Gerez-Fernández, P., Xocua-Ixmattlahua, Y. and López-Binnquist, C., n.d. Firewood and charcoal in the new rurality: local perceptions of change in Sierra de Zongolica, Mexico. (*In preparation*).
- Stajic, B., Zlatanov, T., Velichkov, I., Dubravac, T. and Trajkov, P., 2009. Past and recent coppice forest management in some regions of South Eastern Europe. *Silva Balcanica*, 10(10),

- pp.9–19.
https://silvabalkanica.wordpress.com/wp-content/uploads/2013/02/sb-101_2009_2.pdf
- Syampungani, S., Tigabu, M., Matakala, N., Handavu, F. and Oden, P.C., 2017. Coppicing ability of dry miombo woodland species harvested for traditional charcoal production in Zambia: a win-win strategy for sustaining rural livelihoods and recovering a woodland ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 28(3), pp.549–556.
<https://doi.org/10.1007/s11676-016-0307-1>
- The jamovi project, 2024. *jamovi (Version 2.5)*.
<https://www.jamovi.org/>
- Unrau, A., Becker, G., Spinelli, R., Lazdina, D., Magagnotti, N., Nicolescu, V.N., Buckley, P., Bartlett, D. and Kofman, P.D. eds., 2018. *Coppice Forests in Europe*. Freiburg i Br., Germany: Albert Ludwig University of Freiburg.
<https://www.eurocoppice.uni-freiburg.de/coppice-forests-in-europe>
- Valencia-A., S., 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Botanical Sciences*, (75), pp.33–53.
<https://doi.org/10.17129/botsci.1692>
- Vandekerckhove, K., Baeté, H., Van Der Aa, B., De Keersmaecker, L., Thomaes, A., Leyman, A. and Verheyen, K., 2016. 500 years of coppice-with-standards management in Meerdaal Forest (Central Belgium). *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(4), pp.509–517.
<https://doi.org/10.3832/for1782-008>
- Vega-Ortega, M.Á., Llanderal-Mendoza, J., Gerez-Fernández, P. and López Binnqüist, C., 2021. Genetic diversity in oak populations under intensive management for fuelwood in the Sierra de Zongolica, Mexico. *Annals of Applied Biology*, 178(1), pp.80–97.
<https://doi.org/10.1111/aab.12639>
- Vesk, P.A. and Westoby, M., 2004. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology*, 92(2), pp.310–320.
<https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00871.x>
- Vollmuth, D., 2022. The changing perception of coppice with standards in German forestry literature up to the present day - From a universal solution to a defamed and overcome evil - and back? *Trees, Forests and People*, 10(September), p.100338.
<https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100338>
- Vrška, T., Janík, D., Pálková, M., Adam, D. and Trochta, J., 2016. Below-and above-ground biomass, structure and patterns in ancient lowland coppices. *iForest*, 10, pp.23–31.
<https://doi.org/10.3832/for1839-009>
- Vrška, T., Mosseler, A. and Motta, R., 2015. “Is there a place for coppicing as a silvicultural system in the 21 th century?” *iForest*, (Special Issue), pp.i–ii.
https://iforest.sisef.org/pdf/COPCZ_introduction.pdf
- Wiersum, K.F., 1997. From natural forest to tree crops, co-domestication of forests and tree species, an overview. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45(4), pp.425–438.
<https://doi.org/10.18174/njas.v45i4.503>