

# Evaluación geoespacial de la cobertura vegetal en zonas de resinación de Oaxaca y Chiapas, México

## Geospatial assessment of vegetation cover in resin tapping areas of Oaxaca and Chiapas, Mexico

María Mercedes Cervantes-Machuca <sup>1</sup>  • Rufino Sandoval-García <sup>1</sup>  • Marcos Emilio Rodríguez-Vásquez <sup>1</sup>   
• Angélica Bautista-Cruz <sup>2</sup> 

Recibido: 26/2/2026

Aceptado: 4/6/2026

### Abstract

Forest ecosystems, which provide a wide variety of goods and services essential for life, are under intense pressure. This is mainly due to the expansion of human settlements, land conversion for agriculture and livestock, and the incidence of fires and pests. The aim of this study was to assess changes in vegetation cover in six micro-watersheds with pine resin harvest activity, using a multi-temporal analysis with orthophotos and high-resolution images. Change detection was performed using Quantum GIS software QGIS 3.36.0 "Maidenhead" with the SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) processing toolkit. Between 1995 and 2024, the most affected ecosystems were the juniper forest and the semi-evergreen medium-height forest, which lost 98% and 93% of their area, respectively. Pine-oak and pine forests, in turn, suffered a reduction of 29% and 31% compared to their 1995 extent, adding a loss of 20,095.86 ha. Currently, agricultural expansion threatens the survival of these ecosystems and the provision of essential environmental services in the assessed micro-watersheds, such as biodiversity maintenance, spring recharge, and carbon sequestration.

**Keywords:** Deforestation, land use change, multitemporal analysis, non-timber forest products, pine-oak forest.

1. Tecnológico Nacional de México - Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. [mariacervantesmachuca96@gmail.com](mailto:mariacervantesmachuca96@gmail.com), [rufino.sandoval.garcia@gmail.com](mailto:rufino.sandoval.garcia@gmail.com), [marcos.rv@voaxaca.tecnm.mx](mailto:marcos.rv@voaxaca.tecnm.mx)
2. Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Oaxaca, Santa Cruz Xoxocotlán Oaxaca. [mbautistac@ipn.mx](mailto:mbautistac@ipn.mx)

## Resumen

Los ecosistemas forestales, que proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios esenciales para la vida, están bajo una intensa presión. Esto se debe principalmente a la expansión de los asentamientos humanos, la conversión de tierras para la agricultura y la ganadería, y la incidencia de incendios y plagas. El objetivo del presente estudio fue evaluar el cambio en la cobertura vegetal de seis microcuencas con actividad de extracción de resina de pino, mediante un análisis multitemporal con ortofotos e imágenes de alta resolución. La detección de cambios se realizó en el software Quantum GIS QGIS 3.36.0 "Maidenhead" con la caja de herramientas de procesos SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses). Entre 1995 y 2024, los ecosistemas más afectados fueron el bosque de táscate y la selva mediana subperennifolia, los cuales perdieron el 98 % y el 93 % de su superficie, respectivamente. A su vez, los bosques de pino-encino y de pino sufrieron una reducción del 29 % y 31 % respecto a su extensión en 1995, acumulando una pérdida de 20 095,86 ha. Actualmente, la expansión agrícola amenaza la supervivencia de estos ecosistemas y la provisión de servicios ambientales esenciales en las microcuencas evaluadas, tales como el mantenimiento de la biodiversidad, la recarga de manantiales y la captura de carbono.

**Palabras clave:** Análisis multitemporal, aprovechamiento no maderable, bosque de pino-encino, cambio de uso del suelo, deforestación.

## Introducción

Los ecosistemas suministran servicios ecosistémicos esenciales para la supervivencia, tales como la provisión de recursos hídricos y alimentarios, la regulación del clima y el ciclo de nutrientes, asimismo, proveen funciones de soporte indispensables, entre las que destacan el mantenimiento de la biodiversidad y la polinización [1]. El uso intensivo y el manejo inadecuado de los recursos naturales han generado una problemática ambiental que ha deteriorado gravemente muchos ecosistemas terrestres y acuático [2]. Esta degradación provoca consecuencias negativas significativas, incluyendo el aumento de la escorrentía superficial, la erosión, la disminución de la infiltración del suelo, la reducción de la capacidad productiva de los bosques y la pérdida de la capacidad de purificación del aire y acumulación de carbono [3].

Para poder restaurar un ecosistema es necesario conocer las causas que generaron el daño, así como los procesos que subyacen en la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente, como su capacidad de resiliencia, las barreras que limitan

la sucesión, el papel de la fauna en los procesos de regeneración, así como los alcances y posibilidades reales de su deterioro o restauración a largo plazo [4].

Una restauración ecológica exitosa es aquella que es capaz de acelerar un proceso sucesional en un tiempo relativamente corto, contiene suficientes elementos bióticos y abióticos para conservar su desarrollo sin mantenimiento continuo, se autorregula tanto estructural como funcionalmente, demuestra resiliencia bajo circunstancias normales de estrés ambiental [5].

El aprovechamiento de los recursos forestales no maderables (RFNM) es una estrategia clave para el manejo sustentable de los ecosistemas forestales en México [6]. Entre estos recursos, la resina de pino destaca por su relevancia económica, ecológica y social. Actúa como materia prima para las industrias química, farmacéutica y cosmética, y al mismo tiempo, genera ingresos significativos para las comunidades rurales que dependen del bosque [7].

México es un actor relevante en la producción mundial de resina natural, ocupando el sexto lugar global y el primero en América Latina, mientras que a nivel nacional, el estado de Oaxaca ocupa el tercer lugar y Chiapas el cuarto [8]. La extracción se centra en especies como *Pinus oocarpa* Shiede, *P. pseudostrobus* Lindley, *P. leiophylla* Schl. & Cham. y *P. montezumae* Lamb., distribuidas en la Sierra Madre del Sur y los Altos de Chiapas [9]. A pesar de su importancia, la gestión de estas áreas enfrenta desafíos significativos, como la falta de monitoreo sistemático, la sobreexplotación en ciertas zonas y la escasez de información espacial actualizada sobre el estado del bosque [10].

En regiones con una larga tradición forestal, como Oaxaca y Chiapas, la extracción de resina ha sido un pilar de las economías locales, dicha actividad implica la realización de cortes controlados en el tronco de los árboles para inducir la exudación de esta, sin embargo, una práctica excesiva o deficiente puede deteriorar la salud del arbolado y alterar la estructura del bosque [11]. La ausencia de registros geoespaciales y de un seguimiento temporal en las áreas de extracción dificulta la identificación de patrones de degradación o regeneración forestal [12].

El monitoreo geoespacial, que integra la teledetección, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y el análisis multitemporal de imágenes satelitales, proporciona información precisa sobre la dinámica del territorio, los cambios en la cobertura forestal y los impactos del uso de suelo [13]. Esta metodología ofrece ventajas significativas frente a los métodos tradicionales de evaluación forestal, ya que permite analizar diferentes escalas espaciales y temporales, comparar periodos y generar indicadores de cambio

a partir de índices de vegetación o modelos de clasificación supervisada [14].

La disponibilidad de sensores ópticos como Landsat 8, Sentinel-2, PlanetScope y el acceso a plataformas en la nube como Google Earth Engine han impulsado el desarrollo de sistemas de monitoreo ambiental participativos y de bajo costo, demostrado ser eficaces para rastrear incendios, deforestación, fragmentación del hábitat y degradación por aprovechamiento maderable y no maderable en México [14].

Los análisis de cambio de uso de suelo emplean principalmente imágenes satelitales Landsat (30 m/píxel) y Sentinel (10 m/píxel) [15][16]. Sin embargo, la resolución baja y media de estas imágenes presenta limitaciones como el efecto de mezcla, en donde un solo píxel puede contener una combinación de diferentes coberturas, cuando se analizan coberturas similares, el algoritmo puede confundir tipos de uso del suelo y en áreas con una reflectancia extrema pueden saturar los sensores ópticos, haciendo que el píxel muestre el valor máximo de brillo sin permitir identificar variaciones de textura, situación que generan un margen de error en la clasificación del 10 al 20% [17], [18]. Por el contrario, la integración de imágenes de muy alta resolución espacial (entre 0.5 y 5 m/píxel) optimiza los procesos de clasificación de la cobertura, uso del suelo y tipología vegetativa, lo que permite visualizar elementos del paisaje a nivel de detalle, facilitando la delimitación precisa de áreas críticas y en consecuencia, se agiliza la toma de decisiones para la conservación de la biodiversidad, los programas de restauración ecológica y el manejo sustentable de los recursos naturales. [19].

En Oaxaca y Chiapas, los sistemas de manejo forestal se caracterizan por su diversidad y complejidad, en ambos estados, la propiedad comunal y ejidal es predominante, lo que implica que la gestión de los recursos depende en gran medida de las decisiones colectivas de las comunidades [20]. Esta estructura social ha facilitado el desarrollo de modelos exitosos de manejo forestal comunitario, no obstante, también presenta desafíos en cuanto a la capacitación técnica, la actualización de inventarios y la implementación de tecnologías para el monitoreo ambiental [21]. El aprovechamiento de la resina, al ser menos invasivo que la tala, exige una planificación espacial que considere la capacidad de carga del ecosistema, la intensidad de la resinación y la conservación de la cobertura vegetal [22].

La implementación de sistemas de monitoreo geoespacial en áreas resiníferas puede contribuir de manera significativa a mejorar la gestión forestal comunitaria, al permitir la delimitación precisa de las áreas de aprovechamiento activo y de descanso, el análisis de la evolución de la cobertura forestal y su relación con las prácticas de resinación y la detección

temprana de procesos de degradación o cambio de uso de suelo. En este contexto, el objetivo del presente estudio fue evaluar el cambio en la cobertura vegetal de seis microcuencas con actividad de extracción de resina de pino, mediante un análisis multitemporal con ortofotos e imágenes de alta resolución. Planteamos como hipótesis que las áreas en donde se realiza aprovechamiento de recursos forestales no maderable presentan una dinámica de cambio de uso de suelo similar a las áreas con aprovechamiento maderable.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

La presente investigación se desarrolló en seis microcuencas, en donde se realizan actividades de extracción de resina de pino (SEMARNAT, 2016), de las cuales cinco se distribuyen en el estado de Oaxaca (Putla Villa de Guerrero, San Miguel Peras, Cuilápam de Guerrero, Tierra Colorada, Santa Catarina Ixtepeji) y la sexta (Los Ángeles) en el estado de Chiapas (Figura 1).

Dichas microcuencas se caracterizan por la distribución de ecosistemas como el bosque de encino-pino, pino-encino, encino y pino, climas dominantes de tipo semicálido subhúmedo y templado subhúmedo, suelos de tipo cambisol y leptosol, altitud que oscila desde 637 hasta 3 300 msnm y precipitación media anual que va desde los 674 hasta los 2 124 mm (Cuadro 1) [23], [24].

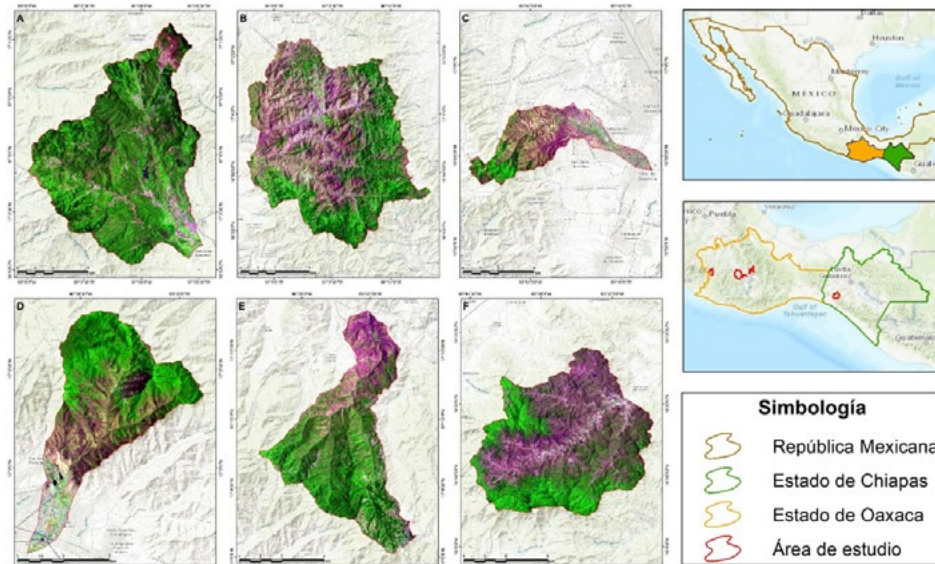
### Adquisición de imágenes

Para realizar la clasificación de cobertura del uso del suelo y vegetación se construyeron 6 ortomosaicos compuestos de 6, 11, 4, 3, 4 y 12 ortofotos de 1.5 m/píxel del año 1995 para las microcuencas Putla Villa de Guerrero (Figura 2), San Miguel Peras, Cuilápam de Guerrero, Tierra Colorada, Santa Catarina Ixtepeji y Los Ángeles, obtenidas de la plataforma Espacios y Datos de México [25].

Para el año 2004 se utilizaron 53, 96, 35, 26, 35 y 105 imágenes satelitales de alta resolución (0.57 m/píxel, satélite Airbus Defence and Space) para cada microcuenca respectivamente, mientras que para los años 2014 y 2024 se descargaron 120, 220, 80, 60, 80 y 240 imágenes de 0.28 m/píxel de los satélites GeoEye-1 y Birdseye [26]. Las imágenes utilizadas son de fuentes de libre acceso y código abierto.

### Clasificación de coberturas

Para preparar las imágenes satelitales previo a su procesamiento y utilización en el análisis, se realizó una corrección geométrica a través de la toma de puntos de control identificables en cada una de las imágenes a trabajar, que consistieron en sitios distribuidos de forma sistemática en áreas con alto grado de confusión por la



**Figura 1.** Localización las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

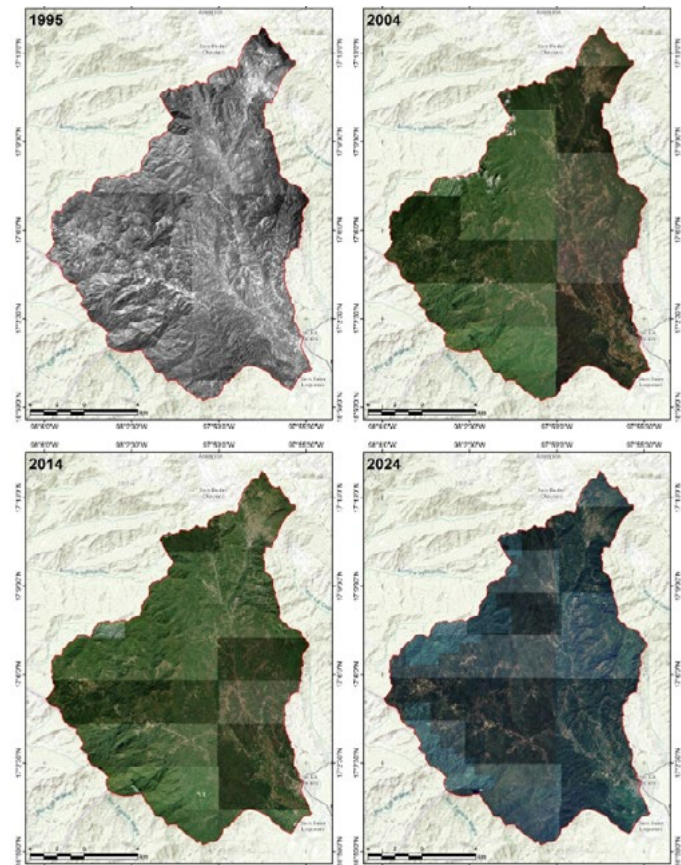
**Figure 1.** Geographic location of the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).

reflectancia de las imágenes, la exposición, el ruido y la nubosidad [27].

Dado que este método no requiere conocimiento previo del terreno, se definió un número de cinco clústeres para la identificación de grupos distintos. Este valor se estableció con base en pruebas de entrenamiento, donde el algoritmo optimizaba la agrupación en cinco clases por similitud del centroide más cercano.

La detección de cambios se llevó a cabo en el software Quantum GIS QGIS 3.36.0 'Maidenhead' utilizando la caja de herramientas SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) de código abierto [28]. Se aplicó una clasificación no supervisada mediante el módulo K-Means Cluster Analysis, que agrupa píxeles basándose en su similitud espectral y técnicas de refinamiento iterativo, dado que este método no requiere conocimiento previo del terreno, se definió un número de 11 clústeres para la identificación de grupos distintos. Este valor se estableció con base en pruebas de entrenamiento, donde el algoritmo optimizaba la agrupación por similitud del centroide más cercano [29].

Una vez convertidos los archivos ráster derivados de la clasificación no supervisada a formato vectorial, se procedió a realizar una clasificación supervisada, la cual consistió en sitios de entrenamiento validados en campo (60 sitios) y para cada grupo de utilizaron como muestras 500 píxeles para asegurar la precisión. Como criterios de selección se definieron áreas donde el píxel perteneciera a una sola cobertura



**Figura 2.** Ortomosaicos de la microcuenca Putla Villa de Guerrero (Ejemplo representativo)

**Figure 2.** Orthomosaics of the Putla Villa de Guerrero micro-watershed (representative example).

**Cuadro 1.** Variables biogeográficas del área de estudio

**Table 1.** Biogeographical variables of the study area.

| Microcuenca             | Vegetación                  | Edafología                                                | Clima                                                                       | Ubicación geográfica |            | Altitud (msnm) |      | Precipitación (mm) |      |
|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|----------------------|------------|----------------|------|--------------------|------|
|                         |                             |                                                           |                                                                             | Latitud              | Longitud   | Min            | Max  | Min                | Max  |
| Putla Villa de Guerrero | BQP, BP, BPQ, BT, BMM       | Cambisol, Gleysol, Leptosol, Phaeozem, Regosol y Umbrisol | Cálido subhúmedo, Semicálido subhúmedo, Templado húmedo, Templado subhúmedo | 17°00'10"            | 97° 55'30" | 706            | 2949 | 1107               | 2124 |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | 17°14'10"            | 98° 04'50" |                |      |                    |      |
| San Miguel Peras        | BQ, BQP, BP, BPQ            | Cambisol, Leptosol, Luvisol y Regosol                     | Semicálido subhúmedo, Templado subhúmedo                                    | 16°50'50"            | 96° 52'30" | 1557           | 2967 | 716                | 1009 |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
| Cuilápam de Guerrero    | BQ, BQP, BP, BPQ            | Fluvisol, Leptosol, Luvisol, Phaeozem, Regosol, Vertisol  | Semiseco semicálido, Templado subhúmedo                                     | 16°53'10"            | 96° 52'30" | 1503           | 2823 | 693                | 926  |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
| Tierra Colorada         | BQ, BQP, BP, BPQ, SBC       | Cambisol, Fluvisol, Luvisol, Regosol, Vertisol            | Semiseco semicálido, Templado subhúmedo                                     | 17°03'40"            | 96° 36'50" | 1532           | 3300 | 674                | 1247 |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
| Santa Catarina Ixtepeji | BQ, BQP, BPQ, SBC           | Acrisol, Cambisol, Regosol, Vertisol                      | Templado subhúmedo                                                          | 17°06'00"            | 96° 29'10" | 1477           | 3198 | 805                | 1086 |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
| Los Ángeles             | BQP, BP, BPQ, BMM, SBC, SMS | Cambisol, Fluvisol, Leptosol, Luvisol, Regosol            | Cálido subhúmedo, Semicálido húmedo, Templado húmedo                        | 16°10'00"            | 93° 30'40" | 637            | 2500 | 971                | 1493 |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | 16°26'20"            | 93° 44'40" |                |      |                    |      |
|                         |                             |                                                           |                                                                             | -                    | -          |                |      |                    |      |

Donde = BQ: Bosque de Encino, BQP: Bosque de Encino-Pino, BP: Bosque de Pino, BPQ: Bosque de Pino- Encino, BT: Bosque de Táscate, BMM: Bosque Mesófilo de Montaña, SBC: Selva Baja Caducifolia y SMS: Selva Mediana Subperennifolia.

(Homogeneidad) y tuviera una distribución por toda el área (Representatividad espacial), permitiendo así establecer un esquema final de 11 clases de uso de suelo y vegetación consistente en los distintos años analizados [29].

### Validación de la información

Para el cálculo de la concordancia y precisión de la clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución, se utilizó el módulo r. kappa de la extensión de GRASS 7.6.0 del software QGIS 3.36.0 [28]. Se generó una matriz de error y se determinó el índice de Kappa, mediante la ecuación 1 [30].

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad (1)$$

Donde: K = Coeficiente de Kappa, Po = Concordancia observada, Pe = Concordancia esperada por azar y 1-Pe = Máxima concordancia potencial no correspondida a la casualidad

El valor promedio del Coeficiente de Kappa fue de 0.86, lo cual, de acuerdo con Landis y Koch [31] indica que

la coincidencia entre las imágenes es casi perfecta, garantizando un alto grado de similitud al replicar el estudio. La información se validó con los antecedentes de uso de suelo y recorridos en campo en la que se obtuvieron 60 puntos de control (Figura 3).

### Análisis multitemporal

La determinación de los cambios (aumento o pérdida) de cobertura forestal y de uso de suelo, se estimó mediante una tabulación cruzada entre tres periodos diferentes: 1995-2004, 2004-2014 y 2014-2024, utilizando la ecuación 2 desarrollada por la [8] y adaptada por Palacio-Prieto [32].

$$\delta_n = \left[ \left( \frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1 \right] \times 100 \quad (2)$$

Donde:  $\delta_n$  = Tasa de cambio expresada en porcentaje,  $S_1$  = Superficie de la fecha 1,  $S_2$  = Superficie de la fecha 2 y n = Número de años entre las dos fechas.

## Resultados y discusión

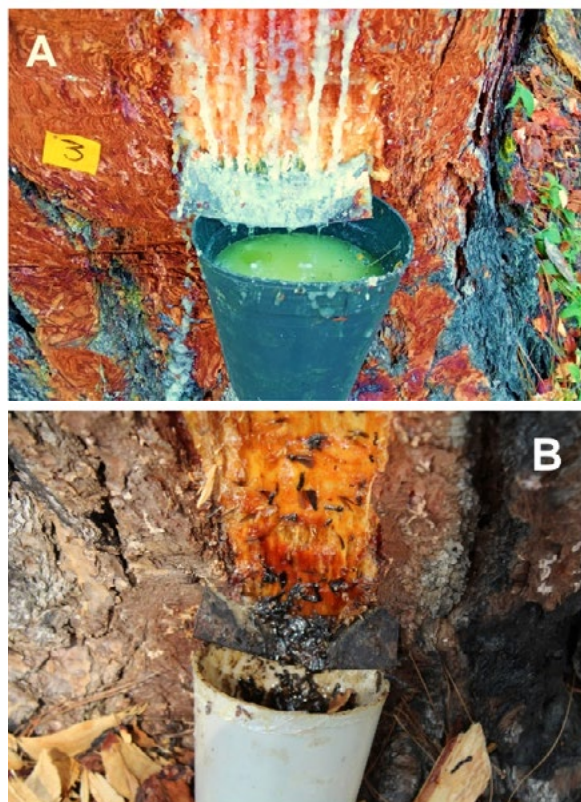
En las microcuencas evaluadas se distribuyen un total de ocho tipos de vegetación, de los cuales, los bosques de pino-encino y encino-pino están presentes en las seis, mientras que el bosque de pino en cinco, el bosque de encino en cuatro, la selva baja caducifolia en tres, el bosque mesófilo de montaña en dos y tanto el bosque de táscate como la selva mediana subperennifolia únicamente se distribuyen en una microcuenca (Figura 4).

Para el año 1995, los ecosistemas de menor superficie fueron la selva mediana subperennifolia con 14,85 ha y el bosque de táscate con 20,24 ha, localizadas en las microcuencas Los Ángeles y Putla Villa de Guerrero (Figura 5A y 5F). Dichos ecosistemas presentan una limitada distribución en México, ya que la selva mediana subperennifolia ocupa el 0,83 % de la superficie total del territorio nacional, mientras que los bosques de táscate (*Juniperus* spp) según Adams [33] solo ocupan el 0,15 %.

Los ecosistemas de mayor distribución para ese mismo año fueron el bosque de pino-encino con 18 504,29 ha y el bosque de pino con 9 719,10 ha, ambos en la microcuenca San Miguel Peras (Figura 5B), lo cual, concuerda con lo reportado por Perry [34], quien indica que dichos ecosistemas son los más representativos en México.

Las seis microcuencas registraron un proceso de transición de la vegetación primaria a vegetación secundaria, agricultura y pastizal, siendo los más afectados el bosque de táscate y selva mediana subperennifolia, quienes perdieron el 98 y 93 % respectivamente de la superficie disponible en el año 1995, con respecto a la del año 2024, que representa una superficie de 33,66 ha (Figura 6).

En cuanto a la dinámica de pérdida de cobertura de los bosques de táscate, presenta un comportamiento diferente a lo reportado por Chapa et al. [35], quienes obtuvieron como resultado en su análisis multitemporal de 1956 a 1993 un incremento de 1,28 ha/año, lo cual indica, que para periodo aún no se ejercía una fuerte presión sobre este ecosistema, ya que la madera de *Juniperus* no era considerada de importancia económica por la disponibilidad de otras especies como el género *Pinus* y *Quercus*, sin embargo, de acuerdo con Borja de la Rosa et al. [36] actualmente es muy apreciada por su aroma, durabilidad y resistencia a la putrefacción, utilizándose en la elaboración de artesanías, muebles y recipientes debido a sus propiedades antibacterianas situación que ha propiciado el aprovechamiento intensivo de esta especie.



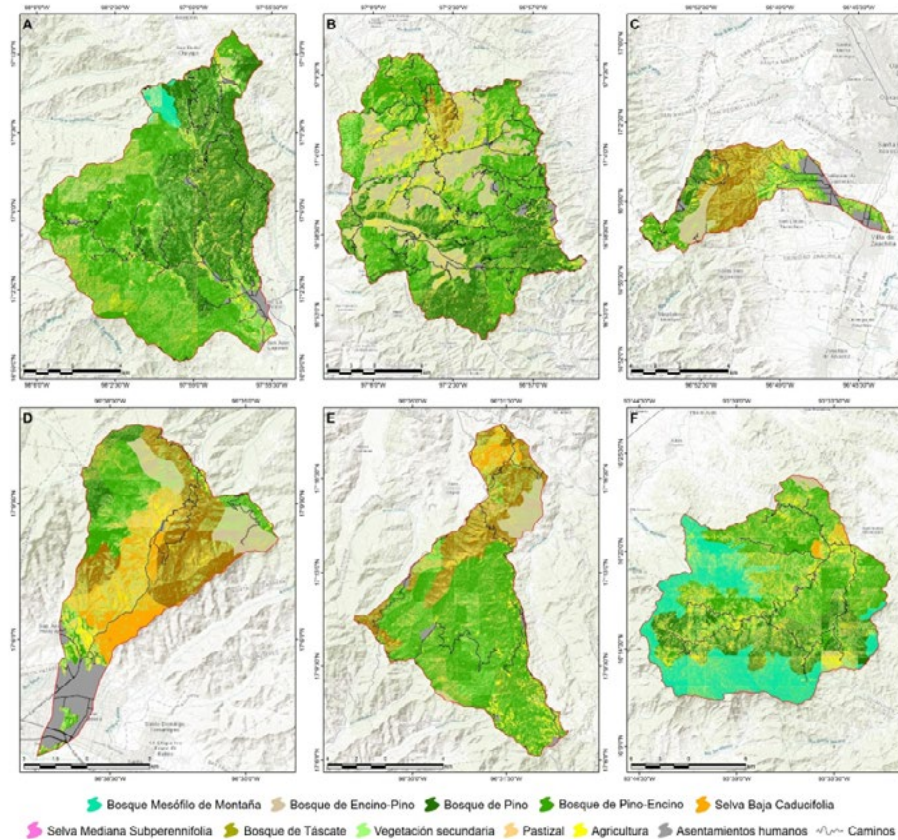
**Figura 3.** Sitios de muestreo en áreas resinación en Oaxaca (A) y en Chiapas (B)

**Figure 3.** Sampling sites in resin-tapping areas in Oaxaca (A) and Chiapas (B).

De acuerdo con López-Jiménez et al. [37] y De la Cruz et al. [38] la pérdida de la selva mediana subperennifolia es inducido principalmente por la expansión de la ganadería y la agricultura intensiva, así como por el desarrollo de megaproyectos turísticos y urbanos, situación que propician, la degradación de dicho ecosistema, por lo cual, resalta la importancia de las selvas secundarias como fuente de propágulos para la conservación y restauración de la selva mediana subperennifolia, considerando los antecedentes históricos de uso del suelo, así como la composición y configuración del paisaje.

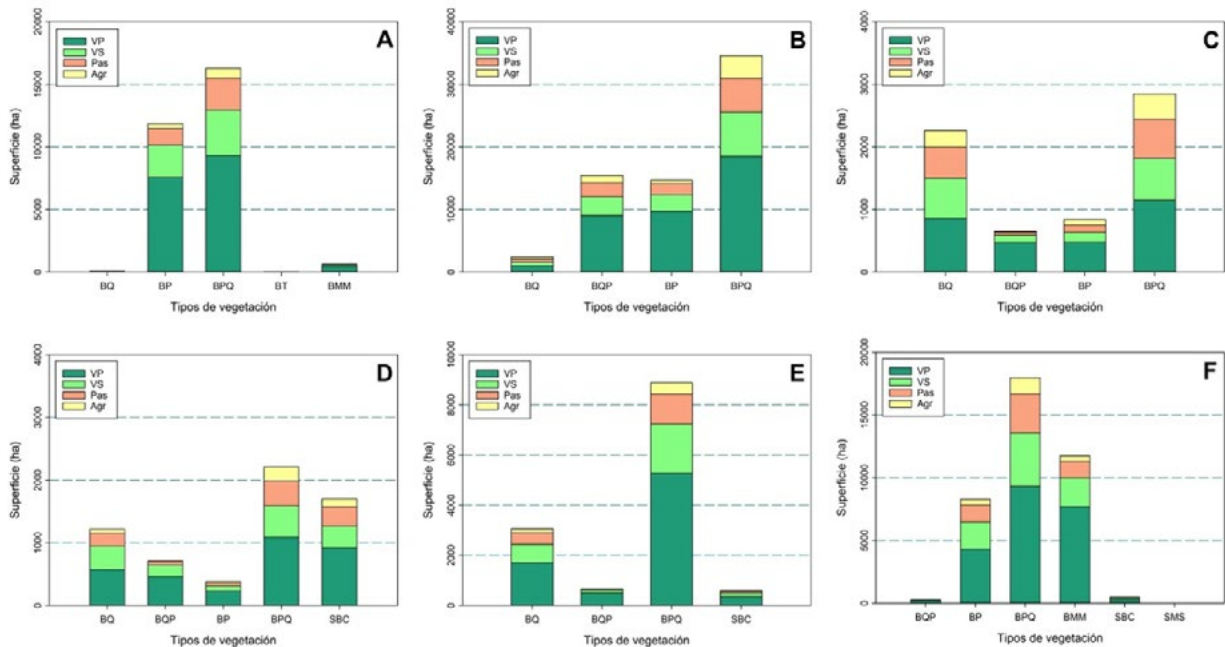
Los tipos de vegetación con menor afectación fueron el bosque de pino-encino y pino, quienes perdieron el 29 y 31 % respectivamente de la superficie disponible en el año 1995, sin embargo, la afectación de ambos ecosistemas es de 20 095,86 ha (Figura 7; Cuadro 2).

Durante el periodo 1995-2004 los ecosistemas que presentaron los mayores cambios fueron el bosque de encino de la microcuenca Tierra Colorada (Figura 8D) con una tasa anual de pérdida de -3,91 % y el bosque de



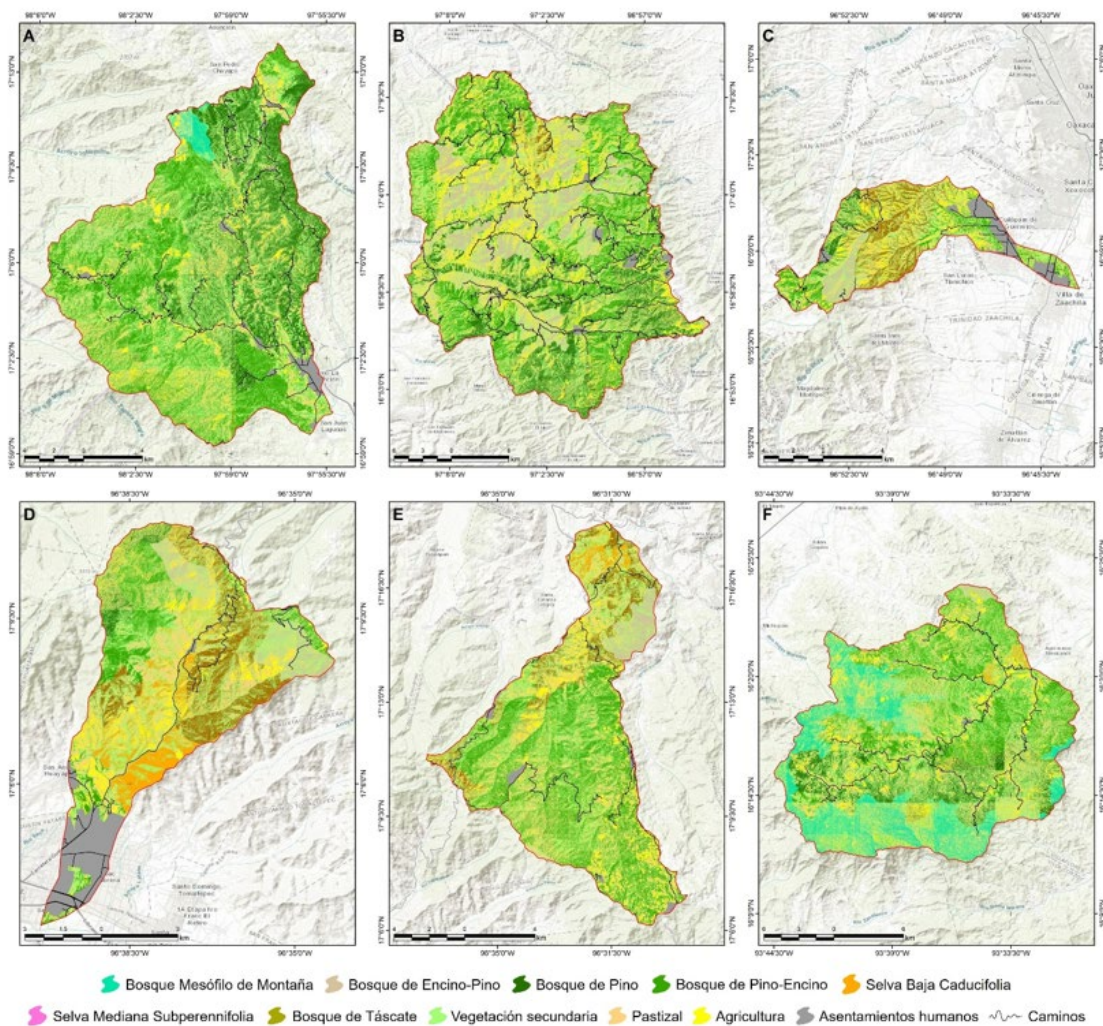
**Figura 4.** Uso del suelo y vegetación para el año 1995 de las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

**Figure 4.** Land use and vegetation cover in 1995 for the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).



**Figura 5.** Uso del suelo y vegetación para el año 1995 de las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

**Figure 5.** Land use and vegetation cover in 1995 for the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).



**Figura 6.** Uso del suelo y vegetación para el año 2024 de las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

**Figure 6.** Land use and vegetation cover in 2024 for the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).

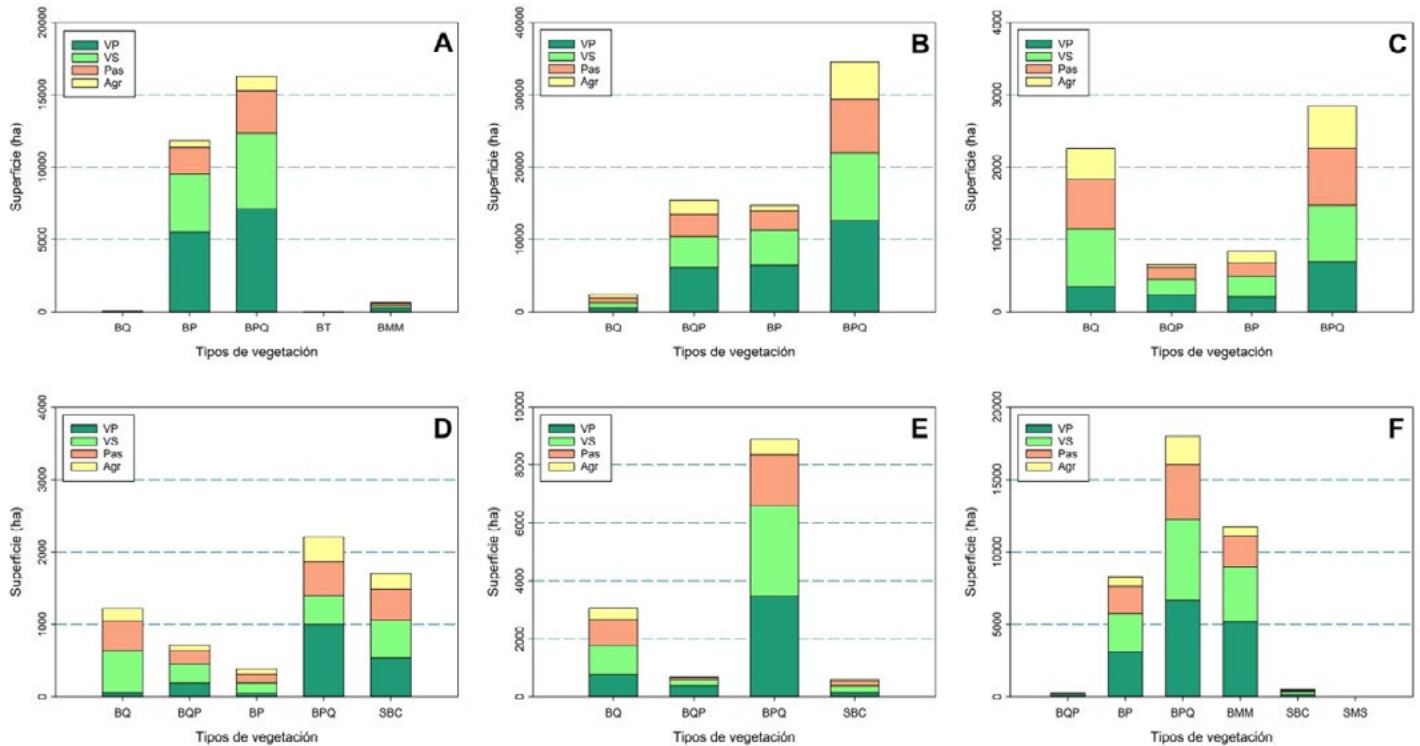
táscate de la Putla Villa de Guerrero con -3,73 % (Figura 8A), mientras que los que tuvieron mayor incremento fueron la agricultura y vegetación secundaria con una tasa anual de 2,61 y 2,59 % respectivamente en las microcuencas Tierra Colorada y Santa Catarina Ixtepeji (Figura 8E).

De acuerdo con Sandoval-García et al. [19], los principales motivos de la dinámica de cambio de uso de suelo y vegetación es la expansión de la agricultura, ganadería, tala ilegal, incendios forestales, así como la presencia de plagas y enfermedades.

Camacho-Sanabria et al. [15], manifiesta que la eliminación de vegetación nativa y la sobreexplotación de pastizales motivados por la ganadería, contribuyen

a la compactación del suelo y promueven la invasión de flora no deseada, afectando así la fertilidad de la tierra. En cuanto al impacto al cambio climático y la contaminación del aire, se reconoce que las actividades ganaderas emiten cantidades considerables de gases invernadero, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que contribuyen de manera importante al cambio climático, los rumiantes, y en menor medida, los monogástricos emiten metano como parte de su proceso digestivo que involucra la fermentación microbiana de alimentos fibrosos.

Contreras-Hinojosa et al. [39], menciona que la problemática de la tala ilegal en Oaxaca es grave, impulsada por la necesidad económica, afectando especialmente regiones como la Mixteca, Sierra Sur



**Figura 7.** Distribución del suelo y vegetación para el año 2024 de las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

**Figure 7.** Distribution of land use and vegetation cover in 2024 for the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).

y Valles Centrales, en los cuales se distribuyen las microcuencas evaluadas, resultando en deforestación masiva, erosión del suelo, pérdida de biodiversidad, alteración del ciclo del agua (sequías), aumento de incendios forestales y violencia contra comunidades defensoras de sus bosques.

González-Tagle et al. [40] señalan que el fuego desempeña una función ecológica importante en el mantenimiento de los bosques templados. Sin embargo, cuando los incendios se registran con alta frecuencia, intensidad y duración, actúan como desastres ecológicos que degradan la funcionalidad e integridad de los ecosistemas.

Según Alanís-Rodríguez et al. [41], los incendios forestales desencadenan cascadas de destrucción ecológica, devastando ecosistemas enteros, sus impactos abarcan la aniquilación de hábitats, la muerte de fauna, emisiones masivas de gases de efecto invernadero, contaminación acuática y una severa degradación del suelo que compromete la futura recuperación y productividad forestal.

Según Cibrián et al. [42], las plagas y enfermedades forestales afectan gravemente a los bosques. Estas

provocan el debilitamiento, la deformación y la muerte de los árboles, lo que reduce el crecimiento, la producción de madera y la biodiversidad. Además, alteran los ecosistemas, causan pérdidas económicas significativas e impactan los ciclos de carbono y nutrientes. A todo esto, se suma el cambio climático, que agrava la situación al aumentar la vulnerabilidad de los árboles y favorecer la propagación de patógenos e insectos (Figura 8).

Para el periodo 2004-2014 se observó una mayor pérdida del bosque de encino y bosque de táscate en las mismas microcuencas con valores de -7,07 y -4,35 % respectivamente y un incremento en la superficie de pastizal y agricultura con una tasa de 1,85 y 1,76 en la microcuenca Tierra Colorada.

Finalmente, durante el periodo 2014-2024, el bosque de táscate registro una tasa de pérdida de -27,58 %, seguida de la Selva Mediana Subperennifolia con -18,17 % de la microcuenca Los Ángeles. En cuanto a la agricultura y el pastizal tuvieron un incremento 2,55 y 1,85 % respectivamente para las microcuencas Tierra Colorada y Santa Catarina Ixtepeji, situación que se relaciona con lo reportado por [7] quien indica que, en

**Cuadro 2.** Superficie disponible por tipo de vegetación en las microcuencas**Table 2.** Area available by vegetation type in the micro-watersheds.

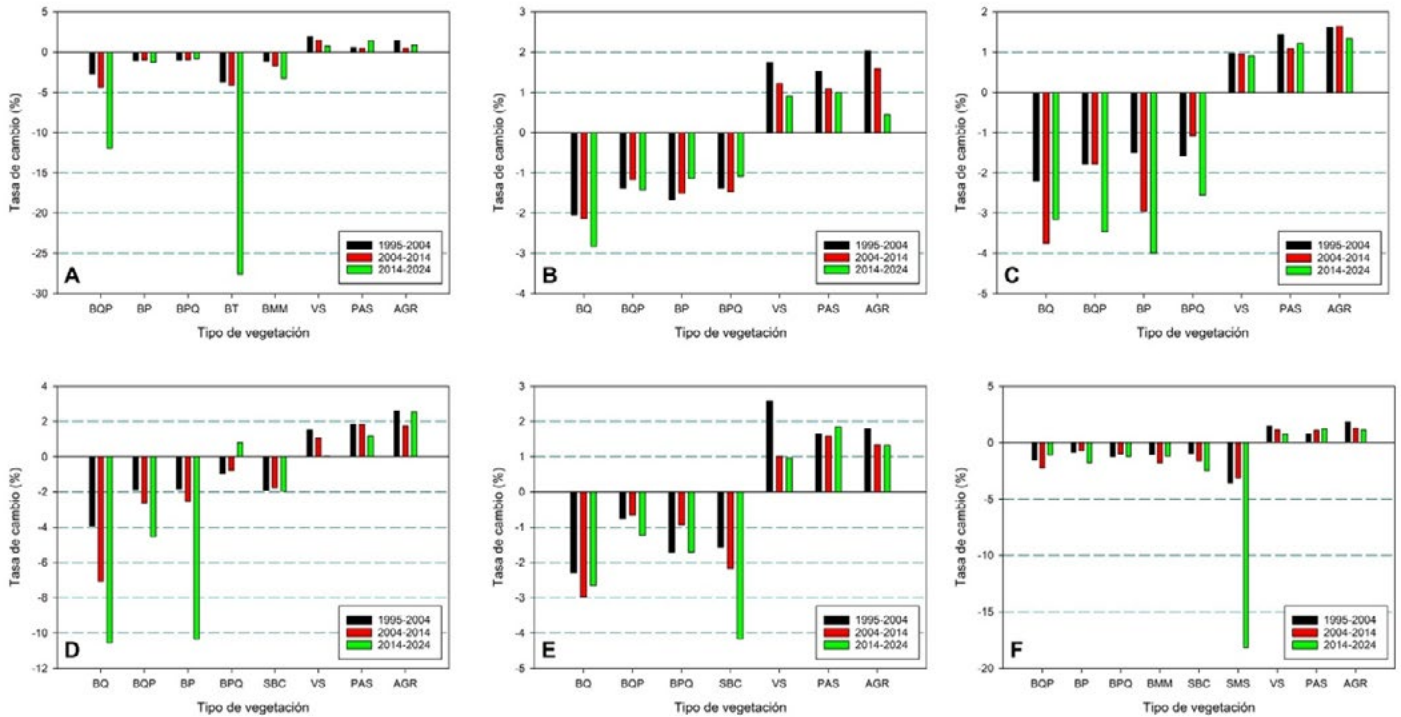
| Microcuencas            | Tipo de vegetación            | Vegetación primaria (ha) |           |           |           |
|-------------------------|-------------------------------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|
|                         |                               | Año 1995                 | Año 2004  | Año 2014  | Año 2024  |
| Putla Villa de Guerrero | Bosque de Encino-Pino         | 37,00                    | 29,01     | 18,59     | 5,20      |
|                         | Bosque de Pino                | 7 573,89                 | 6 901,30  | 6 256,86  | 5 525,69  |
|                         | Bosque de Pino-Encino         | 9 292,37                 | 8 501,65  | 7 736,07  | 7 118,70  |
|                         | Bosque de Tásate              | 20,24                    | 14,37     | 9,40      | 0,37      |
|                         | Bosque Mesófilo de Montaña    | 460,16                   | 416,75    | 352,36    | 253,35    |
| San Miguel Peras        | Bosque de Encino              | 1 000,28                 | 830,41    | 669,06    | 501,96    |
|                         | Bosque de Encino-Pino         | 9 035,65                 | 7 966,20  | 7 082,57  | 6 138,25  |
|                         | Bosque de Pino                | 9 719,10                 | 8 355,53  | 7 179,57  | 6 402,45  |
| Cuilápam de Guerrero    | Bosque de Pino-Encino         | 18 504,30                | 16 309,06 | 14 065,50 | 12 604,16 |
|                         | Bosque de Encino              | 857,58                   | 701,74    | 478,88    | 347,43    |
|                         | Bosque de Encino-Pino         | 471,11                   | 401,17    | 335,50    | 235,92    |
|                         | Bosque de Pino                | 477,60                   | 416,88    | 308,71    | 205,45    |
|                         | Bosque de Pino-Encino         | 1 153,56                 | 1 000,12  | 897,35    | 692,95    |
| Tierra Colorada         | Bosque de Encino              | 572,89                   | 400,03    | 192,22    | 62,96     |
|                         | Bosque de Encino-Pino         | 459,46                   | 388,10    | 297,98    | 187,47    |
|                         | Bosque de Pino                | 231,47                   | 196,14    | 151,87    | 50,94     |
|                         | Bosque de Pino-Encino         | 1 088,14                 | 997,01    | 922,80    | 999,23    |
|                         | Selva Baja Caducifolia        | 921,21                   | 775,44    | 649,55    | 533,03    |
| Santa Catarina Ixtepeji | Bosque de Encino              | 1 704,63                 | 1 383,26  | 1 022,26  | 780,61    |
|                         | Bosque de Encino-Pino         | 501,88                   | 468,42    | 438,67    | 387,95    |
|                         | Bosque de Pino-Encino         | 5 276,47                 | 4 521,88  | 4 120,22  | 3 472,23  |
|                         | Selva Baja Caducifolia        | 352,21                   | 305,75    | 245,40    | 160,32    |
|                         | Bosque de Encino-Pino         | 229,84                   | 199,80    | 159,19    | 142,32    |
| Los Ángeles             | Bosque de Pino                | 4 305,21                 | 3 987,55  | 3 709,43  | 3 106,62  |
|                         | Bosque de Pino-Encino         | 9 331,44                 | 8 349,77  | 7 547,81  | 6 679,27  |
|                         | Bosque Mesófilo de Montaña    | 7 685,57                 | 6 978,81  | 5 835,90  | 5 172,74  |
|                         | Selva Baja Caducifolia        | 321,48                   | 294,97    | 250,60    | 194,71    |
|                         | Selva Mediana Subperennifolia | 14,85                    | 10,71     | 7,78      | 1,05      |

el 2024, dichas microcuencas, tuvieron una afectación por incendios forestales en más 100 ha de bosques de pino-encino.

Lloret [43] argumenta que el continuo crecimiento de la agricultura para satisfacer la demanda de una población mundial en aumento provoca serios problemas en los ámbitos ambiental, económico y social. Entre las consecuencias directas de esta actividad se encuentra la puesta en riesgo de la integridad de los ecosistemas, lo que se manifiesta en una aceleración de la erosión, la reducción de la fertilidad del suelo, la contaminación del agua y la disminución de la recarga de manantiales.

Según Chapa-Bezanilla et al. [35] el aumento de pastizales contribuye a la pérdida de biodiversidad, la alteración climática y la desertificación. Este proceso se debe a la formación de islas de bosques fragmentados que generan un efecto borde, con mayor exposición a la luz, el viento y la temperatura. Como resultado, se eliminan los corredores biológicos, se favorece a las especies generalistas y se pone en peligro a las especialistas.

De acuerdo Chávez-González et al. [44] las estrategias de restauración ecológica buscan guiar los sistemas naturales a través de las etapas sucesionales, con



**Figura 8.** Tasa de cambio del periodo 1995 – 2024 de las microcuencas: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E) y Los Ángeles (F).

**Figure 8.** Rate of change during the 1995–2024 period for the micro-watersheds: Putla Villa de Guerrero (A), San Miguel Peras (B), Cuilápam de Guerrero (C), Tierra Colorada (D), Santa Catarina Ixtepeji (E), and Los Ángeles (F).

el objetivo de que recuperen un estado similar al que tenían antes de un disturbio. Debido a la limitación de recursos económicos y al aumento de la degradación por factores como el cambio climático, es crucial priorizar áreas con alto potencial de éxito. Esta priorización debe enfocarse en zonas con mayor riesgo de degradación que ofrezcan los mayores beneficios ambientales y sociales. El éxito a largo plazo requiere el respaldo de las comunidades y de las instituciones educativas, que deben participar en el seguimiento continuo, la evaluación, el monitoreo y el manejo adaptativo.

## Conclusiones

El aprovechamiento de la resina natural de pino en México es fundamental para el desarrollo socioeconómico de las comunidades y ejidos forestales, así como de la industria química, debido a que su aprovechamiento genera importantes beneficios económicos y ecológicos en regiones rurales del país, como la generación de empleo, obtención de rentabilidad de los bosques sin la necesidad del aprovechamiento maderable, prevención de incendios y monitoreo fitosanitario de los bosques.

Limitar las actividades productivas en áreas naturales protegidas, incluso con prácticas de bajo impacto como

la extracción de resina de pino, no es suficiente para asegurar la conservación de la biodiversidad y el óptimo funcionamiento de los servicios ambientales.

La integridad de los ecosistemas se ve amenazada por problemas internos, como el cambio ilegal de uso de suelo para agricultura, ganadería, asentamientos humanos o extracción ilegal de madera. Adicionalmente, factores externos, como la recurrencia de incendios, plagas y enfermedades forestales, merman la capacidad de resiliencia de los ecosistemas, lo que incrementa su vulnerabilidad a la degradación de la estructura y composición de las microcuencas evaluadas.

Es importante comprender los procesos de sucesión ecológica de los ecosistemas, con la finalidad de tomar decisiones respecto a la implementación de estrategias de restauración ecológicas idóneas para cada escenario, así como la selección de especies con un alto potencial como plantas facilitadoras, que sean de rápido crecimiento, con alta tolerancia a sequía, fijación de nitrógeno, generación de materia orgánica y desarrollo en terrenos degradados.

La priorización obedece a diferentes escenarios, desde aquellos en donde se considera oportuno restaurar a los primeros indicios de degradación, hasta los que

requieren ser restaurados por los niveles altos de degradación, o simplemente aquellos que brindan un bien o servicio indispensable a las comunidades, como la regulación del flujo de agua; por lo cual se recomienda una valoración total de los indicadores, tomando en cuenta todos los sectores involucrados en la restauración ecológica del ecosistema.

El uso de imágenes de alta resolución permite una clasificación más precisa y una mejor interpretación de los cambios en el uso del suelo a lo largo del tiempo. Esto mejora la comprensión de la dinámica de la vegetación forestal, ofreciendo una visión real de la cobertura vegetal local y su grado de conservación o degradación. Sin embargo, existen limitaciones como la disponibilidad de imágenes para ciertos años y la necesidad de una gran capacidad de almacenamiento para el procesamiento detallado.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, por la beca de doctorado asignada a la primera autora, así como al apoyo del Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca y al Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Oaxaca por las facilidades otorgado para la realización del presente estudio.

## Referencias

- [1] R. Costanza et al., "Changes in the global value of ecosystem services," *Global Environmental Change*, vol. 26, no. 1, May., pp. 152–158, 2014, doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.
- [2] J. Sarukhan, et al., "Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: The case of Mexico," *BioScience*, vol. 65, no. 2, Feb., pp. 164–173, 2015, doi: 10.1093/biosci/biu195.[U1.1]
- [3] M. C. Ruiz-Jaen and T. M. Aide, "Restoration Success: How Is It Being Measured?," *Restoration Ecology*, vol. 13, no. 3, Sep., pp. 569–577, 2005, doi: 10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x[U2.1]
- [4] D. A. Falk, "Restoration ecology, resilience, and the axes of change," *Annals of the Missouri Botanical Garden*, vol. 102, no. 2, Aug., pp. 201–216, 2017, doi: 10.3417/2017006.
- [5] Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de Trabajo sobre Ciencia y Políticas, "Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica," 2004. [Online]. Available: [www.ser.org](http://www.ser.org)[U3.1] [Fecha de acceso: Feb. 12, 2026]
- [6] E. E. Villavicencio-Gutiérrez, et al., "Sustainable forest management of non-wood resources in the semi-desert of northern Mexico," *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 12, no. spe1, pp. 31–63, 2021 doi: [U4.1]10.29298/rmcf.v12iEspecial-1.1083.
- [7] Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), "Serie histórica anual de incendios forestales 1970-2024," Gobierno de México, [En línea]. Disponible en: [https://www.datos.gob.mx/dataset/incendios\\_forestales](https://www.datos.gob.mx/dataset/incendios_forestales) [Fecha de acceso: Feb. 12, 2026]
- [8] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), "Forest Resources Assessment 1990: Survey of tropical forest cover and study of change processes-Tropical countries," Roma, Italia, [En línea]. Disponible en: <https://openknowledge.fao.org/items/ca02eb2c-8c16-41f4-b1d8-346e356a603b> [Fecha de acceso: Mar. 12, 2026]
- [9] J. A. Quiroz-Carranza and M. A. Magaña-Alejandro, "Natural resins of Mexican plant species: current and potential end-uses," *Madera y Bosques*, vol. 21, no. 3, pp. 171–183, 2015.[U5.1] [En línea]. Disponible en: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1405-04712015000300013](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712015000300013) [Fecha de acceso: Mar. 12, 2026]
- [10] E. G. Leija, et al., "Spatio-temporal dynamics of use, change of use and land cover in the central region of the Sierra Madre Oriental: Implications for a REDD+ strategy (Reduction of emissions from deforestation and degradation)," *Revista Cartografica*, vol. 2021, no. 102, Jan., pp. 43–68, 2021, doi: 10.35424/rcarto.i102.832.
- [11] M. Lema, et al., "Efectos colaterales del aprovechamiento resinero sobre el crecimiento, la reproducción y la sanidad de las masas." [U6.1] *Foresta*, no. 89, Sep., pp. 41–47, 2023. [En línea]. Disponible en: [https://www.forestales.net/revistas/articulos/673/completo/efectos\\_colaterales\\_del\\_aprovechamiento\\_resinero\\_s.pdf](https://www.forestales.net/revistas/articulos/673/completo/efectos_colaterales_del_aprovechamiento_resinero_s.pdf) [Fecha de acceso: Feb. 10, 2026]
- [12] S. Y. Martínez-Santiago, et al., "Análisis espacio-temporal de la modelación forestal en México," *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol. 23, no. 1, Jan., pp. 5–22, 2017, doi: 10.5154/r.rchscfa.2016.01.003.
- [13] B. C. Zerecero-Salazar, et al., "Assessing deforestation in southeast Jalisco, Mexico using the BFAST algorithm and Collect Earth," *Bosque*, vol. 44, no. 3, pp. 605–615, 2023, doi: 10.4067/S0717-92002023000300605.
- [14] A. Benítez Franco, "Análisis espaciotemporal del proceso de pérdida forestal en los municipios de Charo, Hidalgo, Indaparapeo, Queréndaro

- y Zinapécuaro. Michoacán, México,” *Revista Cartográfica*, no. 106, Dec., pp. 99–123, 2022, doi: 10.35424/rcarto.i106.3134.
- [15] J. M. Camacho-Sanabria, et al., “Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña,” *Madera y Bosques*, vol. 21, no. 1, Apr., pp. 93–112, 2015, doi: 10.21829/myb.2015.211435.
- [16] M. J. Steinhausen, et al., “Combining Sentinel-1 and Sentinel-2 data for improved land use and land cover mapping of monsoon regions,” *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 73, Dec., pp. 595–604, 2018, doi: 10.1016/j.jag.2018.08.011.
- [17] H. Astola, et al., “Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 223, Mar., pp. 257–273, 2019, doi: 10.1016/j.rse.2019.01.019.
- [18] Earth Observing System (EOS), “Spatial Resolution of a Satellite Image,” [U7.1] [En línea]. Disponible en: <https://eos.com/> [Fecha de acceso: Mar. 15, 2026]
- [19] R. Sandoval-García, et al., “Análisis multitemporal del cambio en la cobertura del suelo en la Mixteca Alta Oaxaqueña,” *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 12, no. 66, Jul., pp. 96–121, 2021, doi: 10.29298/rmcf.v12i66.816.
- [20] J. C. Morett-Sánchez and C. Cosío-Ruiz, “Panorama de los ejidos y comunidades agrarias en México,” *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, vol. 14, no. 1, pp. 125–152, 2016, doi: 10.22231/asyd.v14i1.526
- [21] J. P. Sarango-Ordóñez, “Transformación de los métodos de inventario forestal desde técnicas tradicionales hasta herramientas tecnológicas,” *Horizon Nexus Journal*, vol. 2, no. 1, Jan., pp. 19–30, 2024, doi: 10.70881/hnj/v2/n1/31.
- [22] H. J. Muñoz-Flores, et al., “Predictive models of resin production in *Pinus pseudostrobus* Lindl., in Michoacán State, Mexico,” *Rev. Mex. Cienc. For.*, vol. 13, no. 73, Sep., pp. 128–154, 2022, doi: 10.29298/rmcf.v13i73.1188.
- [23] INEGI, “Conjunto de datos vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000,” Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- [24] A. P. Cuervo-Robayo, et al., “An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico,” *International Journal of Climatology*, vol. 34, no. 7, Jun., pp. 2427–2437, 2014, doi: 10.1002/joc.3848.
- [25] INEGI, “Ortoimagenes. Ortofoto Digital. Escala 1:20,000,” Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- [26] SASPlanet Development Team, “SASPlanet Software (Versión 200606.10075 Stable),” Rusia, SASPlanet Development Team, Año de lanzamiento 2014, [En línea]. Disponible en: <https://sasplanet.geojamal.com/#gsc.tab=0> <https://eos.com/> [Accessed: Mar. 15, 2026]
- [27] V. Jumb, et al., “Color Image Segmentation Using K-Means Clustering and Otsu’s Adaptive Thresholding 73,” *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering*, vol. 3, no. 9, Feb. pp. 72–76, 2014. [Online]. Available: [www.ijitee.org\[U8.1\]](http://www.ijitee.org[U8.1]) [Fecha de acceso: Jan. 15, 2026]
- [28] QGIS Development Team, “QGIS Geographic Information System versión 3.36.0 ‘Maidenhead,’” Suiza. Open Source Geospatial Foundation Project.[U9.1] Año de lanzamiento 2002, [En línea]. Disponible en: <https://www.qgis.org/> [Fecha de acceso: Mar. 15, 2026]
- [29] C. Rashmi, et al., “An Efficient Parallel Block Processing Approach for K -Means Algorithm for High Resolution Orthoimagery Satellite Images,” in *Procedia Computer Science*, Vol. 89, pp. 623–631,, 2016. doi: 10.1016/j.procs.2016.06.025.
- [30] A. S. Quezada, et al., “Estimación de la tasa de deforestación en Pastaza y Orellana- Ecuador mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales durante el período 2000–2020,” *Revista Alfa*, vol. 6, no. 17, Jun., pp. 282–299, 2022, doi: 10.33996/revistaalfa.v6i17.168.
- [31] J. R. Landis and G. G. Koch, “The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data,” *Biometrics*, vol. 33, no. 1, Mar., pp. 159–174, 1977. [U10.1] [En línea]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/843571/> [Fecha de acceso: Mar. 15, 2026]
- [32] J. L., Palacio-Prieto, Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Universidad Nacional Autónoma de México: SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social: SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales: Instituto Nacional de Ecología, 2004.
- [33] R. P. Adams, *Junipers or the World: The genus Juniperus*, Bloomington, IN. United State of America: Trafford Publishing Co, 2014.
- [34] J. P. Perry, *The Pines of Mexico and Central America*. Portland, USA: Timber Press, 1991.
- [35] D. Chapa Bezanilla, et al., “Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México,” *Madera y Bosques*, vol.

- 14, no. 1, Aug., pp. 37–51, 2016, doi: 10.21829/myb.2008.1411216.
- [36] A. Borja de la Rosa, et al., “Caracterización tecnológica de la madera de *Juniperus flaccida* var. poblana Martínez,” *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol. 16, no. 2, Dec., pp. 261–280, 2010, doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.09.083.
- [37] L. N. López-Jiménez, et al., “Recovery of structure, diversity and composition of a tropical Semievergreen forest in Yucatan, Mexico,” *Madera y Bosques*, vol. 25, no. 1, Feb., pp. 1-17, 2019, doi: 10.21829/myb.2019.2511587.
- [38] M. P. de la Cruz, et al., “Estructura y diversidad arbórea de una selva mediana perennifolia en el complejo ecoturístico Agua Selva, Tabasco, México,” *Polibotanica*, vol. 0, no. 60, Jul., pp. 107-122, 2025, doi: 10.18387/polibotanica.60.7.
- [39] J. R. Contreras-Hinojosa, et al., “Estado actual y causas de la degradación de los agostaderos en el Municipio de Yanhuitlán, Oaxaca,” *Terra Latinoamericana*, vol. 21, no. 3, pp. 427-435, 2003. [En línea]. Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/573/57311097001.pdf>[U11.1] [Fecha de acceso: Feb. 18, 2026].
- [40] M. A. González Tagle, et al., “Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental,” *Madera y Bosques*, vol. 13, no. 2, pp. 51-63, 2007[U12.1], doi: 10.21829/myb.2007.1321228
- [41] E. Alanís-Rodríguez et al., “Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México,” *Interciencia*, vol. 35, no. 9, pp. 690-695, 2010.[U13.1] [En línea]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3481658> Fecha de acceso: Feb. 18, 2026].
- [42] D. Cibrián-Tovar, et al., *Insectos forestales de México*. México: Universidad Autónoma Chapingo, 1995.
- [43] F. Lloret, “Vulnerability and resilience of forest ecosystems to extreme drought episodes,” *Ecosistemas*, vol. 21, no. 3, Sep., pp. 85–90, 2012, doi: 10.7818/ECOS.2012.21-3.11.
- [44] H. Chávez González, M. De Jesús González Guillén, and P. Hernández De La Rosa, “Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales,” *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 6, no. 27, pp. 8-23, 2014, doi: 10.29298/rmcf.v6i27.277[U14

