



Analysis of forest cover loss in three regions of the state of Chiapas, Mexico

Análisis de la pérdida de cobertura forestal en tres regiones del estado de Chiapas, México

Rufino Sandoval-García¹; Pablo Marroquín-Morales^{2*}; Celestino Sandoval-García³; Romeo de J. Barrios-Calderón²

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento Forestal. Calzada Antonio Narro 1923, Buenavista. C. P. 25315. Saltillo, Coahuila, México.

²Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agrícolas. Entronque carretera costera y pueblo Huehuetán. C. P. 30660. Chiapas, México.

³Universidad del Mar, Campus Puerto Escondido. Carretera a Oaxaca Vía Sola de Vega, km 1.5, col. sector Universidad, Puerto Escondido. C. P. 71980. San Pedro Mixtepec, Juquila, Oaxaca, México.

*Corresponding author: marroquin@unach.mx; tel.: +52 844 278 86 72.

Abstract

Introduction. In recent years, forest cover in the state of Chiapas, Mexico, has been threatened by anthropogenic activities such as agriculture and the establishment of exotic species plantations.

Objective. To determine forest cover loss through a multitemporal analysis for the period 1995–2022 in the Istmo-Costa, Maya, and Lacandon Jungle regions of Chiapas.

Materials and methods. Land cover and land use changes were detected through supervised classification of orthophotos and satellite images using QGIS software, and changes between periods were calculated using cross-tabulation. Agreement and accuracy were assessed using the Kappa index. The annual deforestation rate was also calculated by vegetation type.

Results. Between 1995 and 2022, the Lacandon Jungle was the most affected area in terms of vegetation loss and modification, with 196522.59 ha impacted, followed by the Maya region with 90018.18 ha, and the Istmo-Costa region with 87510.16 ha. The tropical rainforest accounted for 48.19 % (180264.29 ha) of the total vegetation cover loss across the three regions, followed by grassland with 32.61 % (121985.82 ha), and cloud forest with 7.92 % (29615.43 ha). The deforestation rate for the 1995–2022 period indicates that the ecosystems most severely impacted by vegetation loss were cattail marshes (tular) and savannas.

Conclusions. Forest cover loss is primarily driven by agricultural expansion. This land-use dynamic threatens the integrity, resilience, and multifunctionality of the goods and services provided by these regions.

Keywords: agriculture; multitemporal analysis; deforestation; *Elaeis guineensis*; Lacandon Jungle.

Resumen

Introducción. En los últimos años, la cobertura forestal en el estado de Chiapas, México, se ha visto amenazada por actividades antropogénicas como la agricultura y plantaciones de especies exóticas.

Objetivo. Determinar la pérdida de cobertura forestal mediante un análisis multitemporal para el periodo 1995-2022 en las regiones Istmo-Costa, Maya y Selva Lacandona en el estado de Chiapas.

Materiales y métodos. Los cambios de cobertura y uso del suelo se detectaron a través de clasificación supervisada de ortofotos e imágenes satelitales con el software QGIS y los cambios entre periodos se calcularon mediante tabulación cruzada. La concordancia y precisión se evaluaron con el índice de Kappa. Se calculó también la tasa de deforestación anual por tipo de vegetación.

Resultados. Durante el periodo 1995-2022, la Selva Lacandona fue la más afectada con la pérdida y modificación de vegetación en 196522.59 ha, seguida de la región Maya con 90018.18 ha y la región Istmo-Costa con 87510.16 ha. La selva alta perennifolia representa 48.19 % (180264.29 ha) de la pérdida de cobertura de las tres regiones, seguido del pastizal con 32.61 % (121985.82 ha) y el bosque mesófilo de montaña con 7.92 % (29615.43 ha). La tasa de deforestación del periodo 1995-2022 indica que los ecosistemas con mayor impacto por la pérdida de su cobertura fueron el tular y la sabana.

Conclusiones. La pérdida de cobertura forestal se debe principalmente a la expansión de la agricultura. Esta dinámica de uso del suelo pone en riesgo la integridad, resiliencia y multifuncionalidad de bienes y servicios que brindan estas regiones.

Palabras clave: agricultura, análisis multitemporal; deforestación; *Elaeis guineensis*; selva Lacandona.

Please cite this article as follows (APA 7): Sandoval-García, R., Marroquín-Morales, P., Sandoval-García, C., & Barrios-Calderón, R. J. (2025). Analysis of forest cover loss in three regions of the state of Chiapas, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 31, e24049. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2024.10.049>



Introduction

Globally, the ongoing expansion of agriculture and livestock production, along with the rise in African oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) plantations, as well as the occurrence of pests, wildfires, and illegal logging (De León et al., 2018; Gómez et al., 2023), are among the leading causes of land-use change. These activities have resulted in the loss of over 420 million hectares of forest cover, with an annual deforestation rate of 10 million hectares (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2024). Land-use change is driven by a combination of demographic, economic, technological, political, institutional, and cultural factors (Brovelli et al., 2020; Galicia-Sarmiento et al., 2007). In Mexico, land-use changes have been promoted by the implementation of social programs such as the Mexican Food System (SAM) in 1980, the National Food Program (PNA) in 1983, the Rain-Tequio-Food program in 1987, the Direct Support to the Countryside Program (PROCAMPO) in 1993, and the Special Program for Food Security (PESA) in 1994 (Guerrero-Arenas et al., 2010; Zarazúa-Escobar et al., 2011).

The loss of forest cover has serious consequences, including biodiversity loss, habitat degradation, increased local temperatures, and soil erosion. It also disrupts precipitation patterns and reduces the capacity for water infiltration, storage, and carbon sequestration—factors that intensify the impacts of climate change (Casiano-Domínguez et al., 2018; Rodríguez-Larramendi et al., 2016; Sahagún-Sánchez & Reyes-Hernández, 2018). The establishment of management programs that ensure biodiversity conservation in any geographic region is made possible through multitemporal analyses. These analyses facilitate monitoring the dynamics of vegetation and land-use change over time and also allow for the identification of areas under the greatest anthropogenic pressure, enabling the implementation of measures aimed at containing the degradation of natural resources (Sandoval-García et al., 2021).

The objective of this study was to determine forest cover loss through a multitemporal analysis using high-resolution imagery available for the period 1995–2022 in the Istmo-Costa, Maya, and Lacandon Jungle regions of the state of Chiapas. These three regions are important due to their high biodiversity, particularly the Lacandon Jungle, which is characterized by its species diversity, water recharge capacity, and carbon sequestration potential (Montoya et al., 2006). The hypothesis proposed is that agricultural expansion contributes to the loss of forest ecosystems and ecosystem services.

Introducción

A nivel mundial, el avance progresivo de la agricultura, ganadería y el incremento de plantaciones de palma africana (*Elaeis guineensis* Jacq.), así como plagas, incendios forestales y la tala clandestina (De León et al., 2018; Gómez et al., 2023) son consideradas las principales causas de cambio de uso de suelo a nivel mundial. Estas han generado una pérdida de más de 420 millones de hectáreas de cobertura forestal con una tasa de deforestación anual de 10 millones de hectáreas (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2024). Dichos procesos son ocasionados por factores demográficos, económicos, tecnológicos, políticos, institucionales y culturales (Brovelli et al., 2020; Galicia-Sarmiento et al., 2007). En México, los cambios de uso del suelo han sido impulsados por la creación de programas sociales como el Sistema Alimentario Mexicano (SAM) en 1980, el Programa Nacional de Alimentos (PNA) en 1983, el programa Lluvia-Tequio-Alimento en 1987, el programa de apoyos directos al campo (PROCAMPO) en 1993 y el Programa Especial para la Seguridad Alimentaria (PESA) en 1994 (Guerrero-Arenas et al., 2010; Zarazúa-Escobar et al., 2011).

La eliminación de la cobertura forestal tiene consecuencias graves como la pérdida de diversidad biológica, degradación del hábitat, aumento de temperatura local y erosión del suelo, alteración de los regímenes de precipitación y disminución de la capacidad de infiltración, del almacenamiento de agua y de captura de carbono, situaciones que agravan los efectos del cambio climático (Casiano-Domínguez et al., 2018; Rodríguez-Larramendi et al., 2016; Sahagún-Sánchez & Reyes-Hernández, 2018). El establecimiento de programas de manejo que garanticen la conservación de la biodiversidad en cualquier región geográfica es posible mediante análisis multitemporales. Estos ayudan al monitoreo de la dinámica del cambio de la vegetación y del uso de suelo a través del tiempo y, además, permiten determinar las zonas con mayor presión antropogénica para implementar acciones con el fin de contener el deterioro de los recursos naturales (Sandoval-García et al., 2021).

El objetivo del presente estudio fue determinar la pérdida de cobertura forestal mediante un análisis multitemporal con imágenes de alta resolución disponibles para el periodo 1995-2022 en las regiones Istmo-Costa, Maya y Selva Lacandona en el estado de Chiapas. Las tres regiones son de relevancia por su gran diversidad, principalmente la Selva Lacandona que se caracteriza por su diversidad de especies, capacidad de recarga hídrica y fijación de carbono (Montoya et al., 2006). La hipótesis que se plantea es que la expansión de la agricultura incide en la pérdida de ecosistemas forestales y servicios ecosistémicos.

Materials and Methods

Study Area

The research was conducted in the Istmo-Costa region (Arriaga, Mapastepec, Pijijiapan, and Tonalá), the Maya region (Benemérito de las Américas, Marqués de Comillas, Palenque, Catazajá, and La Libertad), and the Lacandon Jungle region (Altamirano and Ocosingo) in the state of Chiapas, located in the southwestern part of Mexico (Figure 1).

Image collection

Orthophotos were downloaded from the “Espacios y Datos de México” platform (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI, 2022a]), and high-resolution satellite images from Airbus Defence and Space, GeoEye-1, and Birdseye were obtained using SASPlanet software (SASPlanet, 2022); both tools are open source, and the image downloads are free of charge. Four orthomosaics were generated, composed of 220 orthophotos with a spatial resolution of 1.5 m per pixel (1995), 1930 Airbus Defence and Space images at 0.57 m per pixel (2008), 4400 GeoEye-1 images at 0.28 m per pixel (2014)

Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en las regiones Istmo-Costa (Arriaga, Mapastepec, Pijijiapan y Tonalá), región Maya (Benemérito de las Américas, Marqués de Comillas, Palenque, Catazajá y La Libertad) y región Selva Lacandona (Altamirano y Ocosingo) en el estado de Chiapas, al suroeste de la república mexicana (Figura 1).

Adquisición de imágenes

Las ortofotos se descargaron de la plataforma “Espacios y Datos de México” (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI, 2022a]) y las imágenes satelitales de alta resolución Airbus Defence and Space, GeoEye-1 y Birdseye se obtuvieron con el *software* SASPlanet (SASPlanet, 2022); ambas herramientas son de código abierto y la descarga de las imágenes es gratuita. Se generaron cuatro ortomosaicos compuestos por 220 ortofotos de 1.5 m por píxel (1995), 1930 imágenes de Airbus Defence and Space de 0.57 m por píxel (2008), 4400 imágenes de GeoEye-1 de 0.28 m por píxel (2014) y 4400 imágenes Birdseye de 0.28 m por píxel (2022).

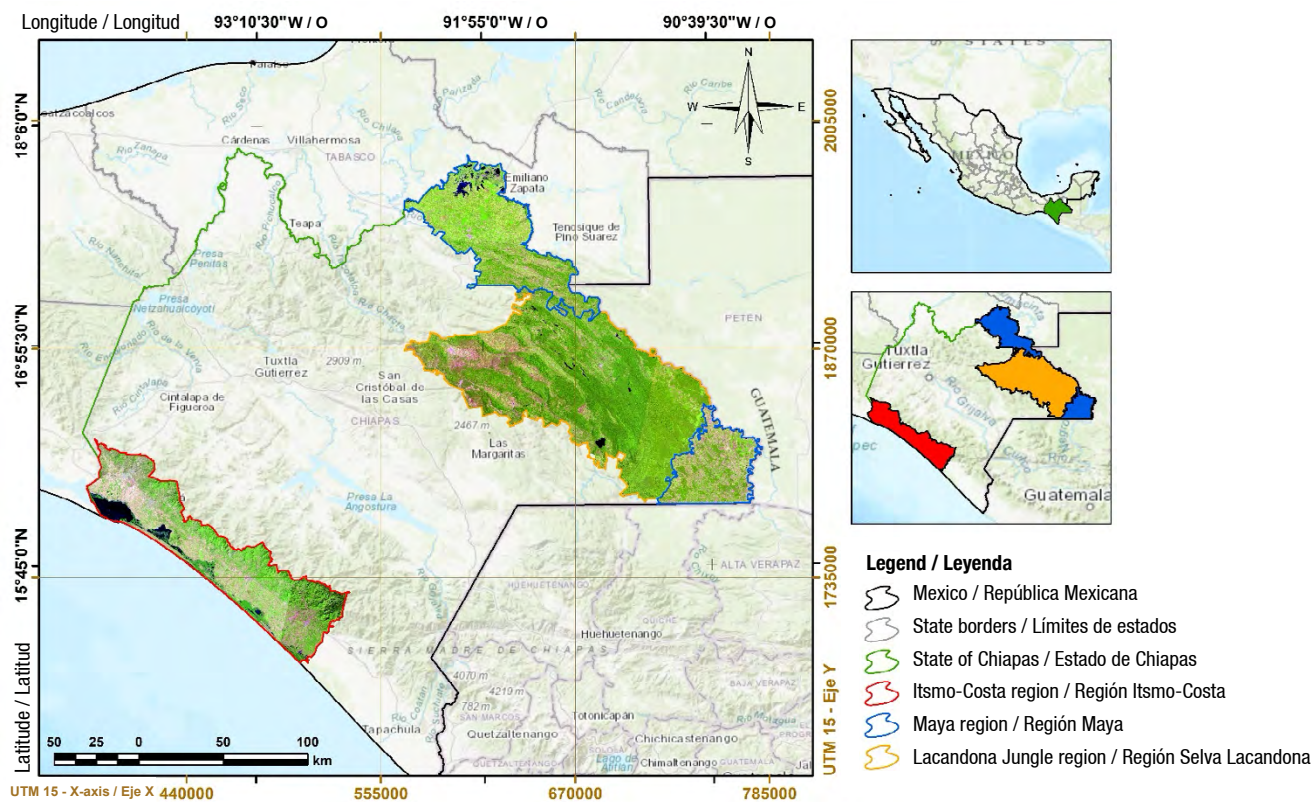


Figure 1. Location of the study regions in the state of Chiapas, Mexico. Source: Compiled by the authors using QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

Figura 1. Localización de las regiones de estudio en el estado de Chiapas, México. Fuente: Elaboración propia en QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

0.28 m per pixel (2014), and 4400 Birdseye images at 0.28 m per pixel (2022).

Image preprocessing

Prior to processing and subsequent analysis, each satellite image was prepared through geometric correction by selecting identifiable control points. These points were systematically distributed in areas with high levels of confusion caused by reflectance, exposure, noise, and cloud cover. Land cover changes were detected by resampling the images using the `r.resamp.filter` tool in the open-source software Quantum GIS QGIS 3.36.0 "Maidenhead" (QGIS Development Team, 2024).

Digital classification

Images from each period were clipped and subjected to the unsupervised K-Means classification algorithm, which groups pixel values into four classes (primary vegetation, secondary vegetation, agriculture, and grassland) using a multivariate clustering approach. Subsequently, supervised classification was applied by converting raster files to vector format.

Information related to land use, vegetation cover, and vegetation types was generated and compared with the classification developed by INEGI (2022b). This comparison resulted in the identification of the following land uses and vegetation covers: cloud forest, oak-pine forest, fir forest, pine forest, pine-oak forest, mangrove, palm grove, grassland, savanna, tropical rainforest, low deciduous forest, low spiny deciduous forest, low spiny semi-evergreen forest, low deciduous forest, medium semi-deciduous forest, medium semi-evergreen forest, cattail marsh, secondary vegetation, agriculture, roads, and human settlements. These were distributed across the Istmo-Costa, Maya, and Lacandon Jungle regions in the state of Chiapas.

Data validation

To assess the agreement and accuracy of the high-resolution satellite image classification results, the `r.kappa` module in GRASS 7.6.0 (QGIS Development Team, 2024) was used. An error matrix was generated, and the Kappa index (K) was calculated using the following equation (Quezada et al., 2022):

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

where,

P_o = Observed agreement

P_e = Expected agreement by chance

$1 - P_e$ = Maximum possible agreement not attributable to chance.

Preprocesamiento de imágenes

Previo a su procesamiento y análisis posterior, cada una de las imágenes satelitales se prepararon mediante una corrección geométrica a través de la toma de puntos de control identificables, que consistieron en sitios distribuidos de forma sistemática en áreas con grado alto de confusión por la reflectancia, exposición, ruido y nubosidad. Los cambios de cobertura se detectaron mediante el remuestreo de las imágenes con la herramienta `r.resamp.filter` en el software Quantum GIS QGIS 3.36.0 "Maidenhead" de código abierto (QGIS Development Team, 2024).

Clasificación digital

Las imágenes de cada periodo se recortaron y sometieron al algoritmo de clasificación no supervisada K-Means, que agrupa los valores de celda en cuatro clases (vegetación primaria, vegetación secundaria, agricultura y pastizal) con el método de análisis de conglomerados de datos multivariados; posteriormente, se utilizó el método de clasificación supervisada a partir de la conversión de los archivos de formato ráster a vectorial.

Se generó información relacionada con los usos de suelo, cobertura vegetal y tipo de vegetación, la cual se comparó con la clasificación desarrollada por INEGI (2022b). De dicha comparación se obtuvieron los siguientes usos y coberturas de suelo: bosque mesófilo de montaña, bosque de encino-pino, bosque de oyamel, bosque de pino, bosque de pino-encino, manglar, palmar, pastizal, sabana, selva alta perennifolia, selva baja caducifolia, selva baja espinosa caducifolia, selva baja espinosa subperennifolia, selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, selva mediana subperennifolia, tular, vegetación secundaria, agricultura, caminos y asentamientos humanos, distribuidas en las regiones Istmo-Costa, Maya y Selva Lacandona en el estado de Chiapas.

Validación de información

Para el cálculo de la concordancia y precisión de los resultados de clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución se utilizó el módulo `r.kappa` en GRASS 7.6.0 (QGIS Development Team, 2024), en el cual se generó una matriz de error y se determinó el índice de Kappa (K) mediante la siguiente ecuación (Quezada et al., 2022):

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

donde,

P_o = concordancia observada

P_e = concordancia esperada por azar

$1 - P_e$ = máxima concordancia potencial no correspondida a la casualidad.

Multitemporal analysis

To calculate changes in vegetation cover and land use, a cross-tabulation was performed across four time periods: 1995–2008, 2008–2014, 2014–2022, and 1995–2022. Percent change, net change, rate of change, and relative change were calculated for each type of vegetation cover over time.

Determination of vegetation cover losses and gains

To determine the rate of change (δ_n , %) the equation developed by FAO (1996) and adapted by Palacio-Prieto et al. (2004) was used:

$$\delta_n = \left[\left(\frac{s_2}{s_1} \right)^{1/n} - 1 \right] \times 100$$

where,

s_1 = Surface area (ha) at Time 1

s_2 = Surface area (ha) at Time 2

n = Difference in years between the two dates.

Annual deforestation rate

Changes in land cover were identified by comparing pairs of vegetation cover and land use maps, which allowed for the creation of new maps illustrating the transitions that occurred during the period 1995–2022. Using the data obtained from image processing, the annual deforestation rate (r) was calculated by comparing land cover at the same location across two periods, applying the equation proposed by Puyravaud (2003):

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \times 100$$

where,

A_1 = Vegetation cover (ha) or land use at the initial time

A_2 = Vegetation cover (ha) or land use at the final time

t_1 = Initial time period

t_2 = Final time period

A positive value of r indicates an increase in vegetation cover, while a negative value indicates a loss of cover.

Results

Four orthomosaics were generated (Figure 2), from which 21 land use and vegetation classes were obtained through supervised classification (Figure 3). However, the present multitemporal analysis considered 16 vegetation types for assessing land use change dynamics, focusing on agriculture and secondary vegetation, since elements such as water bodies, roads, and human settlements showed no statistically significant changes.

Análisis multitemporal

Para calcular los cambios de cobertura vegetal y de uso de suelo, se generó una tabulación cruzada entre cuatro periodos: 1995-2008, 2008-2014, 2014-2022 y 1995-2022. Los cambios porcentuales, el cambio neto, la tasa de cambio y el cambio relativo se calcularon para cada tipo de cobertura vegetal a lo largo del tiempo.

Determinación de pérdidas y ganancias de cobertura

La tasa de cambio (δ_n , %) se utilizó la ecuación desarrollada por la FAO (1996) y adaptada por Palacio-Prieto et al. (2004):

$$\delta_n = \left[\left(\frac{s_2}{s_1} \right)^{1/n} - 1 \right] \times 100$$

donde,

s_1 = superficie (ha) de la fecha 1

s_2 = superficie (ha) de la fecha 2

n = diferencia de años entre ambas fechas.

Tasa de deforestación anual

Los cambios en la cobertura del suelo se identificaron mediante la comparación del conjunto de dos mapas de cobertura vegetal y de uso de suelo, con la cual se crearon nuevos mapas que indicaron la transición existente en el periodo 1995-2022. Con los datos obtenidos en el procesamiento de las imágenes se calculó la tasa de deforestación anual (r), la cual consiste en la comparación de la cobertura del suelo de un mismo sitio en dos periodos, mediante la ecuación propuesta por Puyravaud (2003):

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \times 100$$

donde,

A_1 = cobertura vegetal (ha) o uso de suelo en el tiempo inicial

A_2 = cobertura vegetal (ha) o uso de suelo en el tiempo final

t_1 = periodo inicial

t_2 = periodo final

Un valor r positivo indica aumento de la cobertura vegetal, mientras que un valor negativo demuestra pérdida de cobertura.

Resultados

Se generaron cuatro ortomosaicos (Figura 2) de donde se obtuvieron 21 clases de uso de suelo y vegetación mediante el proceso de clasificación supervisada (Figura 3); sin embargo, el presente análisis multitemporal consideró 16 tipos de vegetación que se usaron en el análisis de la dinámica de cambio de uso de suelo con respecto a la agricultura y vegetación secundaria,

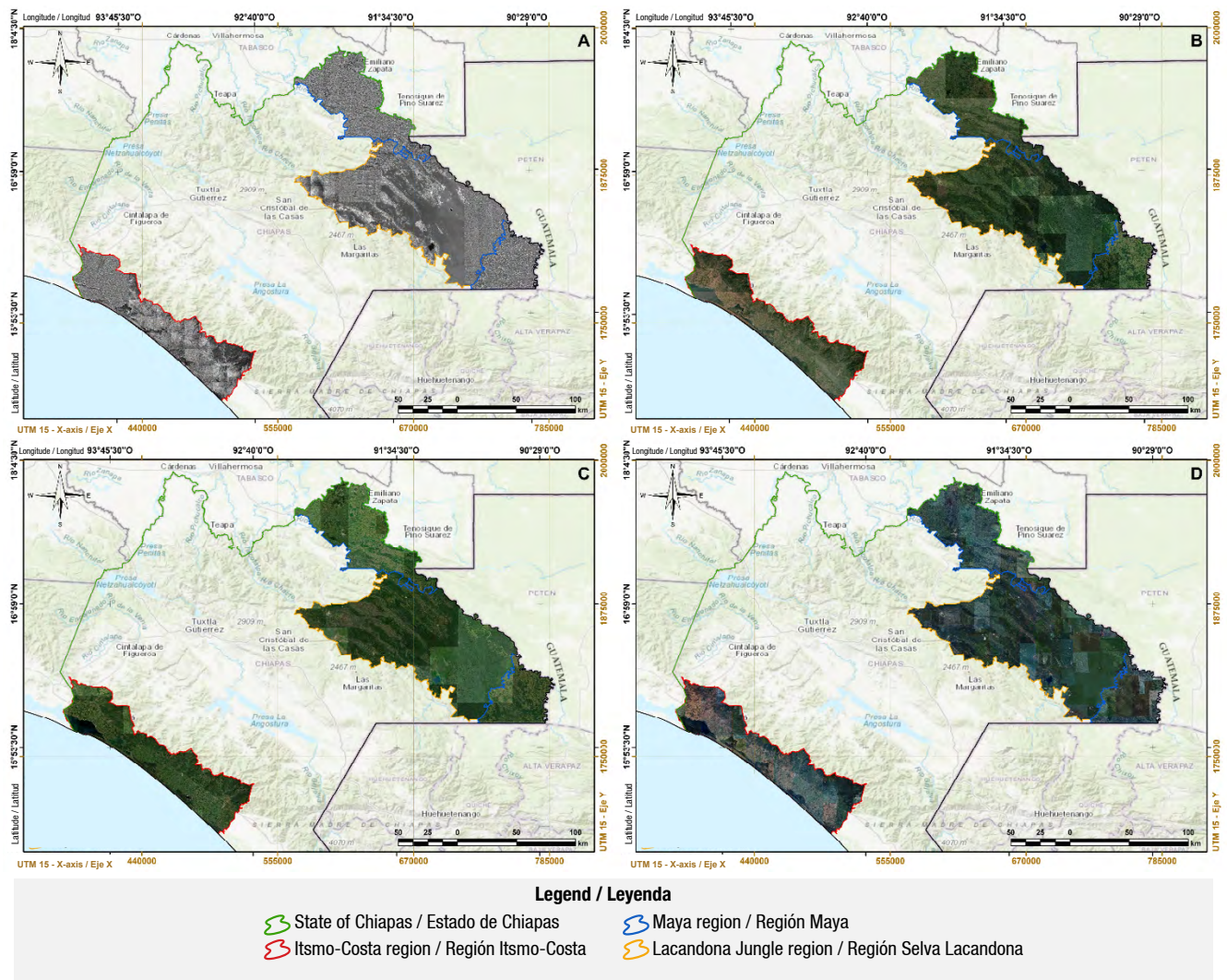


Figure 2. Orthomosaics of the study regions in the state of Chiapas corresponding to the years 1995 (A), 2008 (B), 2014 (C), and 2022 (D). Source: Compiled by the authors using QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

Figura 2. Ortomosaicos de las regiones de estudio en el estado de Chiapas correspondientes a los años 1995 (A), 2008 (B), 2014 (C) y 2022 (D). Fuente: Elaboración propia en QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

The Kappa index was 0.82, which, according to Landis and Koch (1977), represents almost perfect agreement, ensuring a reliable interpretation of the land use and vegetation type classification.

Among the main ecosystems distributed across the three regions, the tropical rainforest stands out with an area of 284 303.25 ha, representing 62.42 % of the Lacandon Jungle region, 87 096.38 ha (45.08 %) in the Maya region, and 54 089.08 ha (22.92 %) in the Istm-Costa region. Grasslands cover 90,041.36 ha (46.61%) in the Maya region, 80,597.27 ha (34.15 %) in the Istm-Costa region, and 56 376.04 ha (12.38 %) in the Lacandon Jungle. Cloud forests are present in the Lacandon Jungle and Istm-Costa regions, with areas of 51 525.79 ha (11.31 %) and 22 446.72 ha (9.51 %), respectively (Table 1).

debido a que elementos como cuerpos de agua, caminos y asentamientos humanos no presentaron cambios estadísticamente significativos.

El índice Kappa fue 0.82 que, de acuerdo con Landis y Koch (1977), representa una concordancia casi perfecta, lo que garantiza una interpretación adecuada de la clasificación de usos del suelo y tipos de vegetación.

Entre los principales ecosistemas que se distribuyen en las tres regiones destacan la selva alta perennifolia con una superficie de 284 303.25 ha, que representa 62.42 % del territorio de la región Selva Lacandona, 87 096.38 ha (45.08 %) en la región Maya y 54 089.08 ha (22.92 %) en la región Istm-Costa; el pastizal con 90 041.36 ha (46.61 %) en la región Maya, 80 597.27 ha (34.15 %) en la región Istm-Costa y 56 376.043 ha (12.38 %) en la Selva

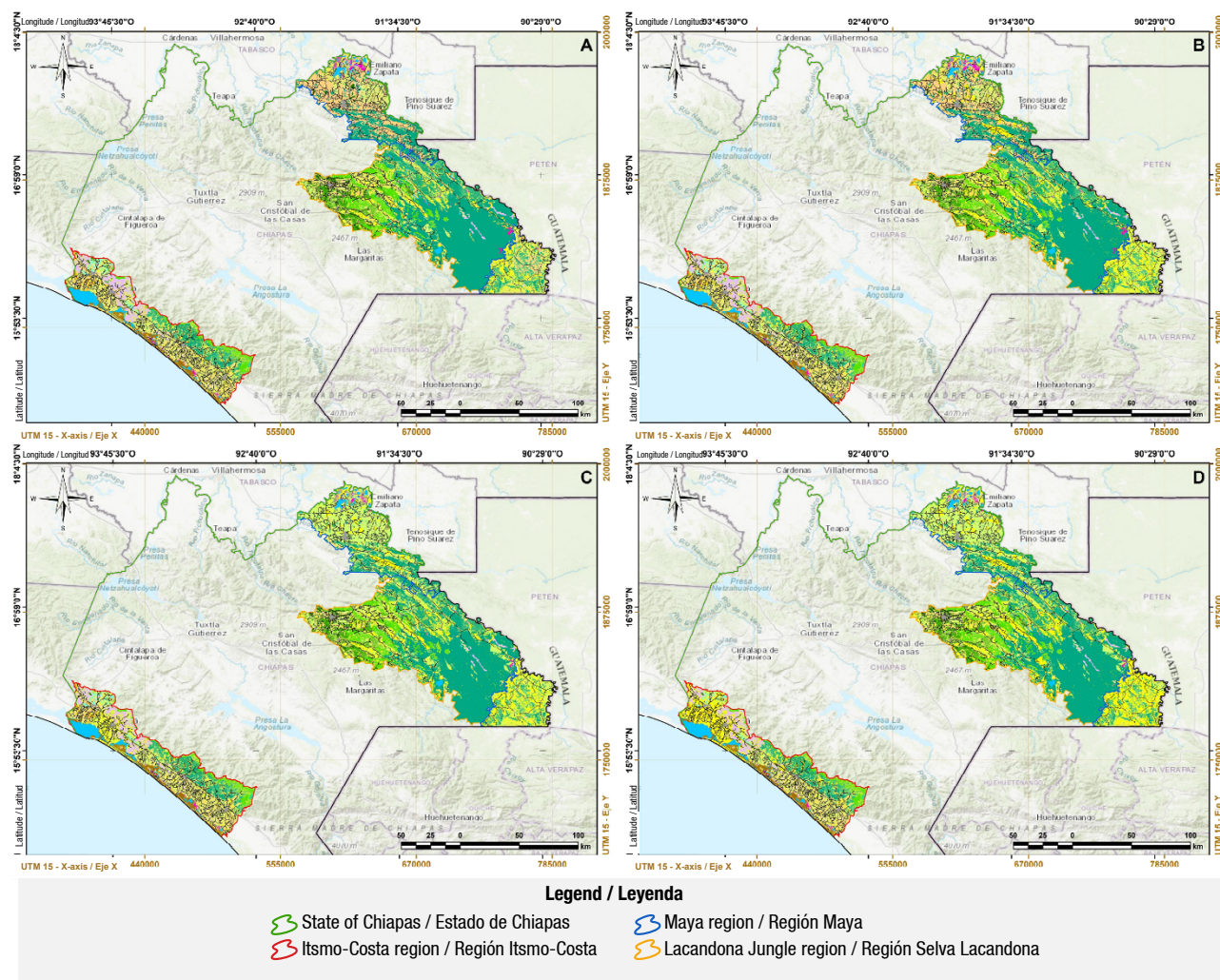


Figure 3. Land use and vegetation in the years A) 1995, B) 2008, C) 2014, D) 2022 in three regions of the state of Chiapas.

Source: Compiled by the authors using QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

Figura 3. Uso de suelo y vegetación en los años A)1995, B) 2008, C) 2014, D) 2022 en tres regiones del estado de Chiapas.

Fuente: Elaboración propia en QGIS 3.36.0 (QGIS Development Team, 2024).

During the period 1995–2022, the three regions collectively experienced land cover changes across 374050.93 ha, with signs of recovery observed only in oak-pine forest (−265.74 ha) and pine forest (−718.96 ha). Forest cover changes were calculated in relation to the expansion of secondary vegetation and agriculture; therefore, a negative value indicates

Lacandona; así como el bosque mesófilo de montaña en las regiones Selva Lacandona e Istmo-Costa con una superficie de 51 525.79 ha (11.31 %) y 22 446.72 ha (9.51 %), respectivamente (Cuadro 1).

Durante el periodo 1995-2022, las tres regiones en conjunto sufrieron cambios de cobertura en

Table 1. Distribution of vegetation types in the three study regions of the state of Chiapas**Cuadro 1. Distribución de los tipos de vegetación en las tres regiones de estudio del estado de Chiapas.**

Vegetation/Vegetación	Istmo-Costa		Maya		Lacandon Jungle/ Selva Lacandona	
	ha	%	ha	%	ha	%
Oak-pine forest/Bosque de encino-pino	1033.92	0.44	0.00	0.00	712.89	0.16
Fir forest/Bosque de oyamel	622.63	0.26	0.00	0.00	0.00	0.00
Pine forest/Bosque de pino	1133.68	0.48	2554.42	1.32	16244.65	3.57
Pine-oak forest/Bosque de pino-encino	772.25	0.33	0.00	0.00	41781.63	9.17
Cloud forest/Bosque mesófilo de montaña	22446.72	9.51	0.00	0.00	51525.79	11.31
Mangrove/Manglar	24826.24	10.52	0.00	0.00	0.00	0.00
Palm grove/Palmar	870.64	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00
Grassland/Pastizal	80597.27	34.15	90041.36	46.61	56376.043	12.38
Savanna/Sabana	2682.89	1.14	1129.62	0.58	22.44	0.00
Tropical rainforest/Selva alta perennifolia	54089.08	22.92	87096.38	45.08	284303.25	62.42
Low evergreen rainforests/Selva baja perennifolia	0.00	0.00	0.00	0.00	216.11	0.05
Low deciduous forest/Selva baja caducifolia	3660.98	1.55	0.00	0.00	0.00	0.00
Low spiny deciduous forest/Selva baja espinosa caducifolia	852.79	0.36	4437.05	2.30	0.00	0.00
Medium semi-deciduous forest/Selva mediana subcaducifolia	8533.83	3.62	0.00	0.00	0.00	0.00
Medium semi-evergreen forest/Selva mediana subperennifolia	33694.73	14.28	2245.26	1.16	3566.37	0.78
Cattail marsh/Tular	220.34	0.09	5688.40	2.94	690.33	0.15
Total	236037.98	100.00	193192.48	100.00	455439.50	100.00

ecosystem recovery. In this context, the greatest losses were recorded in tropical rainforest, with 136482.78 ha (69.45 %) in the Lacandon Jungle region, 37680.81 ha (41.86 %) in the Maya region, and 6100.70 ha (6.97 %) in the Istmo-Costa region. This was followed by grassland, with 49695.09 ha (56.57 %) lost in Istmo-Costa, 46665.07 ha (51.54 %) in the Maya region, and 25625.66 ha (13.04 %) in the Lacandon Jungle. Losses were also significant in cloud forest, with 24977.24 ha (12.71 %) in the Lacandon Jungle and 4638.19 ha (5.30 %) in Istmo-Costa (Table 2).

During the period 1995–2008, in the Istmo-Costa region, land use and vegetation dynamics showed that the low deciduous thorn forest experienced the highest loss rate of 14 % due to agriculture, while this rate decreased by 3.58 % in the oak-pine forest. Meanwhile, secondary vegetation generated a maximum change rate of 10.01 % in the medium semi-evergreen forest and a minimum of 0.30 % in the fir forest (Figure 4A)

In the period 2008–2014, change rates were higher, with a maximum of 38.97% loss of medium semi-evergreen forest due to agriculture and a recovery of 19.05 % in the oak-pine forest. The low deciduous thorn forest showed a maximum change rate of 37.63 %

374050.93 ha y presentaron recuperación únicamente en los bosques de encino-pino (-265.74 ha) y pino (-718.96 ha). Los cambios en la cobertura forestal se calcularon con respecto al avance de la vegetación secundaria y agricultura; por tanto, un valor negativo indica recuperación del ecosistema. En este sentido, las mayores pérdidas se registraron en la selva alta perennifolia con 136482.78 ha (69.45 %) en la región Selva Lacandona, 37680.81 ha (41.86 %) en la región Maya y 6100.70 (6.97 %) en la región Istmo-Costa, seguido del pastizal con 49695.09 ha (56.57 %) en Istmo-Costa, 46665.07 ha (51.54 %) en la región Maya y 25625.66 ha (13.04 %) en la Selva Lacandona, y el bosque mesófilo de montaña con 24977.24 ha (12.71 %) en la Selva Lacandona y 4638.19 ha (5.30 %) en Istmo-Costa (Cuadro 2).

En el periodo 1995-2008, en la región Istmo-Costa, se observó una dinámica del uso de suelo y vegetación donde la selva baja espinosa caducifolia tuvo la tasa máxima de pérdida de 14 % debido a la agricultura, mientras que esta disminuyó 3.58 % en el bosque de encino-pino. Por su parte, la vegetación secundaria generó una tasa máxima de cambio de 10.01 % en la selva mediana subperennifolia y mínima de 0.30 % en el bosque de oyamel (Figura 4A).

Table 2. Changes in cover by vegetation type in the three study regions of the state of Chiapas during the period 1995-2022.**Cuadro 2. Cambios en la cobertura por tipo de vegetación en las tres regiones de estudio del estado de Chiapas durante el periodo 1995-2022.**

Vegetation/Vegetación	Istmo-Costa		Maya		Lacandon Jungle/ Selva Lacandona	
	ha	%	ha	%	ha	%
Oak-pine forest/Bosque de encino-pino	-265.74	-0.30	0.00	0.00	151.02	0.08
Fir forest/Bosque de oyamel	137.75	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00
Pine forest/Bosque de pino	584.72	0.67	905.27	1.01	-718.96	-0.37
Pine-oak forest/Bosque de pino-encino	376.33	0.43	0.00	0.00	3945.44	2.01
Cloud forest/Bosque mesófilo de montaña	4638.19	5.30	0.00	0.00	24977.24	12.71
Mangrove/Manglar	2439.55	2.79	0.00	0.00	0.00	0.00
Palm grove/Palmar	710.15	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00
Grassland/Pastizal	49695.09	56.79	46665.07	51.84	25625.66	13.04
Savanna/Sabana	296.47	0.34	1934.04	2.15	66.26	0.03
Tropical rainforest/Selva alta perennifolia	6100.70	6.97	37680.81	41.86	136482.78	69.45
Low evergreen rainforests/Selva baja perennifolia	0.00	0.00	0.00	0.00	319.78	0.16
Low deciduous forest/Selva baja caducifolia	1785.62	2.04	0.00	0.00	0.00	0.00
Low spiny deciduous forest/Selva baja espinosa caducifolia	370.95	0.42	161.22	0.18	0.00	0.00
Medium semi-deciduous forest/Selva mediana subcaducifolia	2627.11	3.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Medium semi-evergreen forest/Selva mediana subperennifolia	16394.80	18.73	34.21	0.04	2984.66	1.52
Cattail marsh/Tular	1618.48	1.85	2637.56	2.93	2688.70	1.37
Total	87510.16	100.00	90018.18	100.00	196522.59	100.00

Note: This table represents changes in forest cover in relation to the expansion of secondary vegetation and agriculture; therefore, a negative value indicates ecosystem recovery.

Nota: El cuadro representa cambio en la cobertura forestal con respecto al avance de la vegetación secundaria y agricultura; por tanto, un valor negativo indica recuperación del ecosistema.

caused by secondary vegetation, and the oak-pine forest recovered 3.94 % of primary vegetation (Figure 4B).

During the period 2014–2022, a recovery process occurred, primarily in the cloud forest, with a maximum rate of 16.72 % in areas previously used for agriculture – an activity that shifted toward grassland, which showed a maximum loss of 9.82 %. Meanwhile, secondary vegetation decreased by 20.62 % in the tropical rainforest, likely due to the establishment of African oil palm plantations; however, secondary vegetation increased by 12.04 % in the medium semi-evergreen forest (Figure 4C).

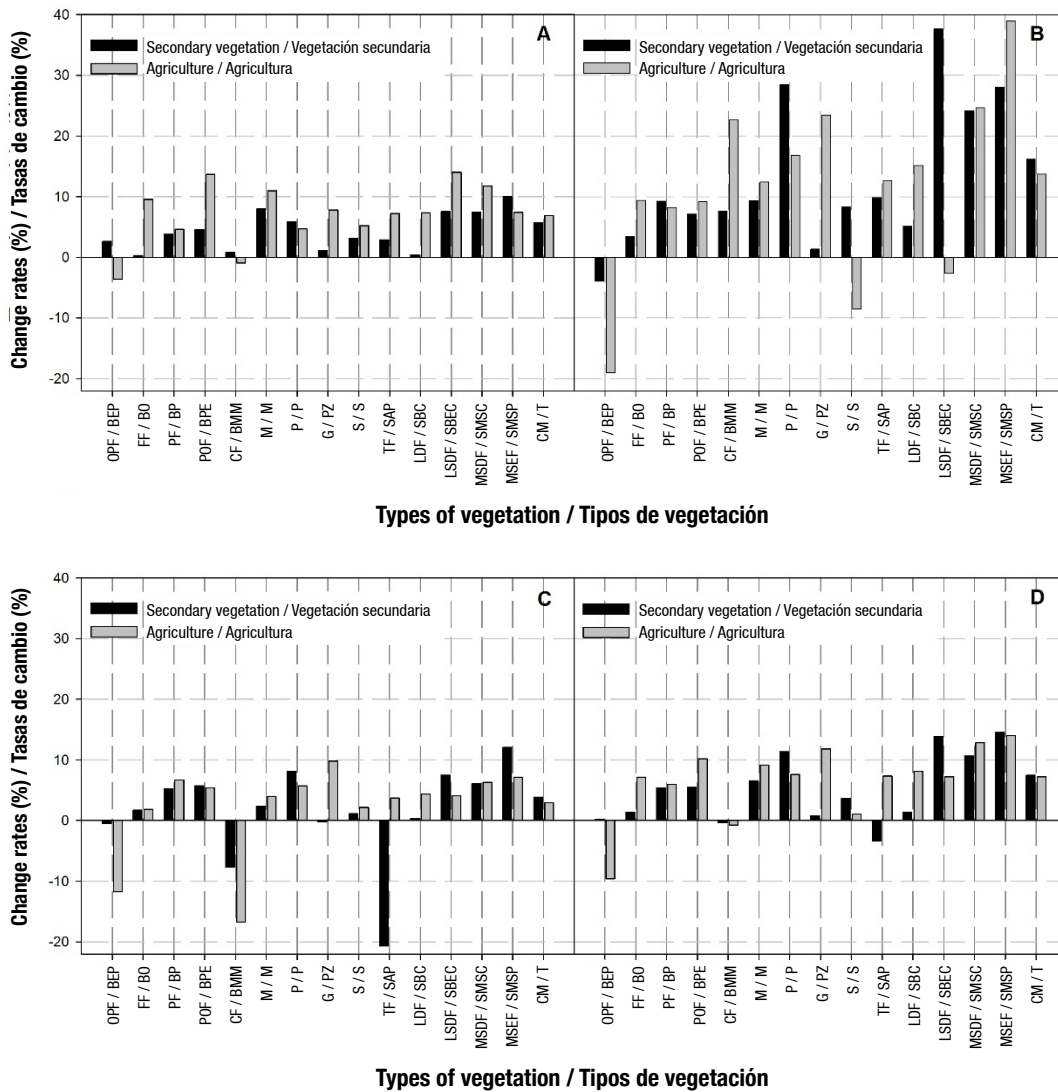
Between 1995 and 2022, the medium semi-evergreen forest had a maximum loss rate of 14.03 % due to agriculture and 14.51 % due to secondary vegetation. In contrast, the oak-pine forest recovered 9.58 % in areas previously occupied by agriculture, and the tropical rainforest gained 3.33 % of secondary vegetation areas (Figure 4D).

In the Lacandon Jungle region, during the period 1995–2008, the tropical rainforest experienced a maximum

En el periodo 2008-2014, las tasas de cambio fueron superiores con un máximo de 38.97 % de pérdida de selva mediana subperennifolia a causa de la agricultura y una recuperación de 19.05 % en el bosque de encino-pino. La selva baja espinosa caducifolia tuvo una tasa máxima de cambio de 37.63 % ocasionada por la vegetación secundaria y el bosque de encino-pino recuperó 3.94 % de vegetación primaria (Figura 4B).

En el periodo 2014-2022 se presentó un proceso de recuperación, principalmente en el bosque mesófilo de montaña con tasa máxima de 16.72 % en áreas que anteriormente eran utilizadas para la agricultura, actividad que migró al pastizal, la cual tuvo pérdida máxima de 9.82 %. En tanto que la vegetación secundaria disminuyó 20.62 % en la selva alta perennifolia, debido probablemente al establecimiento de plantaciones de palma africana; no obstante, la vegetación secundaria tuvo incremento de 12.04 % en la selva mediana subperennifolia (Figura 4C).

En el periodo 1995-2022, la selva mediana subperennifolia tuvo tasa máxima de pérdida de 14.03 % debido a la agricultura y de 14.51 % a causa de la



OPF / BEP: Oak-pine forest / Bosque de encino-pino
FF / BO: Fir forest / Bosque de oyamel
PF / BP: Pine forest / Bosque de pino
POF / BPE: Pine-oak forest / Bosque de pino-encino
CF / BMM: Cloud forest / Bosque mesófilo de montaña
M / M: Mangrove / Manglar
P / P: Palm grove / Palmar
G / PZ: G / PZ: Grassland / Pastizal

S / S: Savanna / Sabana
TF / SAP: TF / SAP: Tropical rainforest / Selva alta perennifolia
LDF / SBC: Low deciduous forest / Selva baja caducifolia
LSDF / SBEC: Low spiny deciduous forest / Selva baja espinosa caducifolia
MSDF / SMSC: Medium semi-deciduous forest / Selva mediana subcaducifolia
MSEF / SMSMP: Medium semi-deciduous forest / Selva mediana subcaducifolia
CM / T: Cattail marsh / Tular

Figure 4. Change rates of forest cover in the Istmo-Costa region during the periods A) 1995–2008, B) 2008–2014, C) 2014–2022, D) 1995–2022.

Figura 4. Tasas de cambio de cobertura forestal en la región Istmo-Costa durante los periodos A)1995-2008, B) 2008-2014, C) 2014-2022, D) 1995-2022.

loss rate of 6.72 % and 9.85 % due to agriculture and secondary vegetation, respectively. On the other hand, there was a recovery of 2.10 % in pine forest in areas previously used for agriculture, and 0.32 % in areas of secondary vegetation (Figure 5A).

During the period 2008–2014, change rates were similar to the previous period, with 9.15 % and 9.45 % of

vegetación secundaria. En contraste, el bosque de encino-pino recuperó 9.58 % en áreas anteriormente ocupadas por agricultura y la selva alta perennifolia ganó 3.33 % de áreas de vegetación secundaria (Figura 4D).

En la región Selva Lacandona, durante el periodo 1995–2008, la selva alta perennifolia tuvo una tasa máxima de pérdida de 6.72 % y de 9.85 % a causa de la agricultura

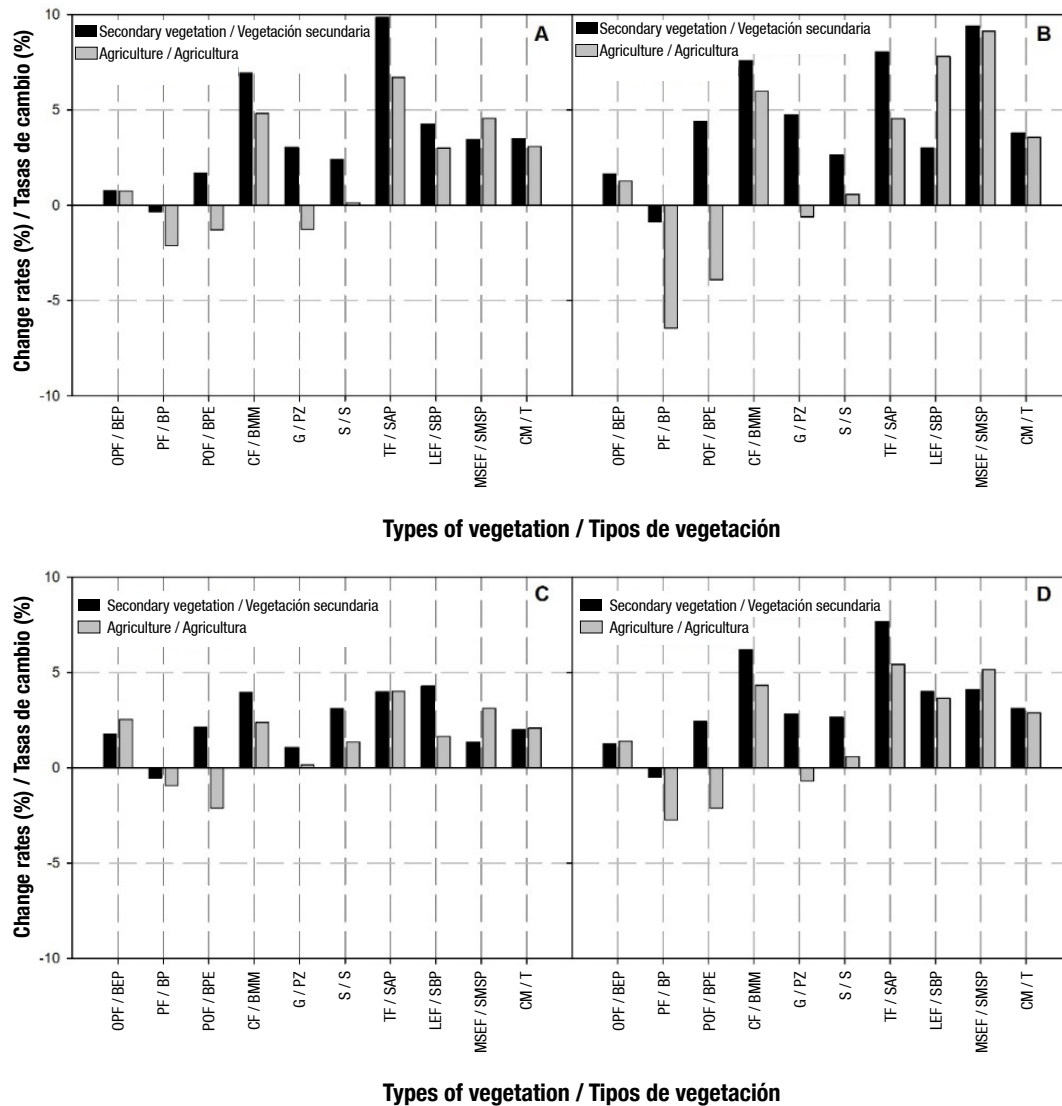


Figure 5. Forest cover change rates in the Lacandon Jungle region during the periods 1995–2008 (A), 2008–2014 (B), 2014–2022 (C), and 1995–2022 (D).

Figura 5. Tasas de cambio de cobertura en la región Selva Lacandona durante los periodos 1995-2008 (A), 2008-2014 (B), 2014-2022 (C) y 1995-2022 (D).

medium semi-evergreen forest replaced by agriculture and secondary vegetation, respectively. The pine forest recovered 6.46 % and 0.86 % of areas formerly occupied by agriculture and secondary vegetation, respectively (Figure 5B).

In the period 2014–2022, there was a gradual decrease in change compared to the previous period, with a maximum rate of 4.0 % of agricultural expansion in the

y vegetación secundaria, respectivamente. Por otra parte, hubo recuperación de 2.10 % de bosque de pino en áreas ocupadas anteriormente por agricultura y de 0.32 % en áreas de vegetación secundaria (Figura 5A).

En el periodo 2008-2014, las tasas de cambio fueron similares al periodo anterior con 9.15 % y 9.45 % de selva mediana subperennifolia remplazada por la agricultura y vegetación secundaria, respectivamente. El bosque de

tropical rainforest and 4.28 % of secondary vegetation in the low evergreen rainforest. The cover types with the highest recovery were pine-oak forest, with 2.11 % in relation to agriculture, and pine forest with 0.54 % corresponding to secondary vegetation (Figure 5C).

During the period 1995–2022, the highest loss rate was recorded in the tropical rainforest, with 5.42 % due to agriculture and 7.67 % due to secondary vegetation. In contrast, the pine forest recovered 2.75 % of areas previously occupied by agriculture and 0.51 % of areas of secondary vegetation (Figure 5D).

In the Maya region, during the period 1995–2008, agriculture and secondary vegetation caused maximum loss rates of 12.84 % and 7.36 %, respectively, in the tropical rainforest, and there was no recorded recovery in any vegetation type. However, the lowest change values were recorded in the pine forest due to agriculture (0.60 %) and in the savanna due to secondary vegetation (0.62 %).

During the period 2008–2014, change rates were higher than in the previous period, with a maximum of 27.21 % loss due to agriculture and 13.22 % due to secondary vegetation in the tropical rainforest, along with a 0.37 % recovery of pine forest resulting from a reduction in secondary vegetation.

From 2014 to 2022, a notable decline was recorded in the tropical rainforest, with a maximum change rate of 14.03 % due to agriculture and 8.31 % due to secondary vegetation. Meanwhile, the highest recovery was 1.56 % in the savanna due to agricultural retreat and 10.43 % in the tular due to secondary vegetation.

During the period 1995–2022, the highest loss rate due to agriculture was 16.33 %, and 8.93 % due to secondary vegetation in the tropical rainforest, while the pine forest recovered 1.27 % of areas previously occupied by secondary vegetation.

Among the three regions, deforestation rates for the 1995–2022 period indicate that the ecosystem most affected by the loss of its original cover was the cattail marsh, which lost 92.11 % of its surface area. During this period, cattail marsh declined from 2792.31 ha to 220.34 ha, with an annual deforestation rate of 9.41 % in the Istmo-Costa region; in the Lacandon Jungle region, the loss was 87.62 % with an annual rate of 7.74%; while in the Maya region, the affected area was 36.99 %, with an annual rate of 3.68 % (Figure 6).

A similar situation occurred in the savanna, which lost 91.40 % of its area in the Lacandon Jungle region, decreasing from 261.19 ha to 22.44 ha during the 1995–2022 period, with an annual deforestation rate

pino recuperó 6.46 % y 0.86 % de áreas ocupadas por la agricultura y vegetación secundaria, respectivamente (Figura 5B).

Durante el periodo 2014-2022 hubo disminución gradual de cambio con respecto al periodo anterior, con una tasa máxima de 4.0 % de agricultura en la selva alta perennifolia y de 4.28 % de vegetación secundaria en la selva baja perennifolia. Las coberturas con recuperación máxima de 2.11 % fue el bosque de pino-encino con respecto a la agricultura y bosque de pino con 0.54 % que correspondía a vegetación secundaria (Figura 5C).

Para el periodo 1995-2022, la tasa máxima de pérdida se registró en la selva alta perennifolia con 5.42 % de agricultura y 7.67 % de vegetación secundaria; mientras que el bosque de pino recuperó 2.75 % de áreas ocupadas por agricultura y 0.51 % de áreas de vegetación secundaria (Figura 5D).

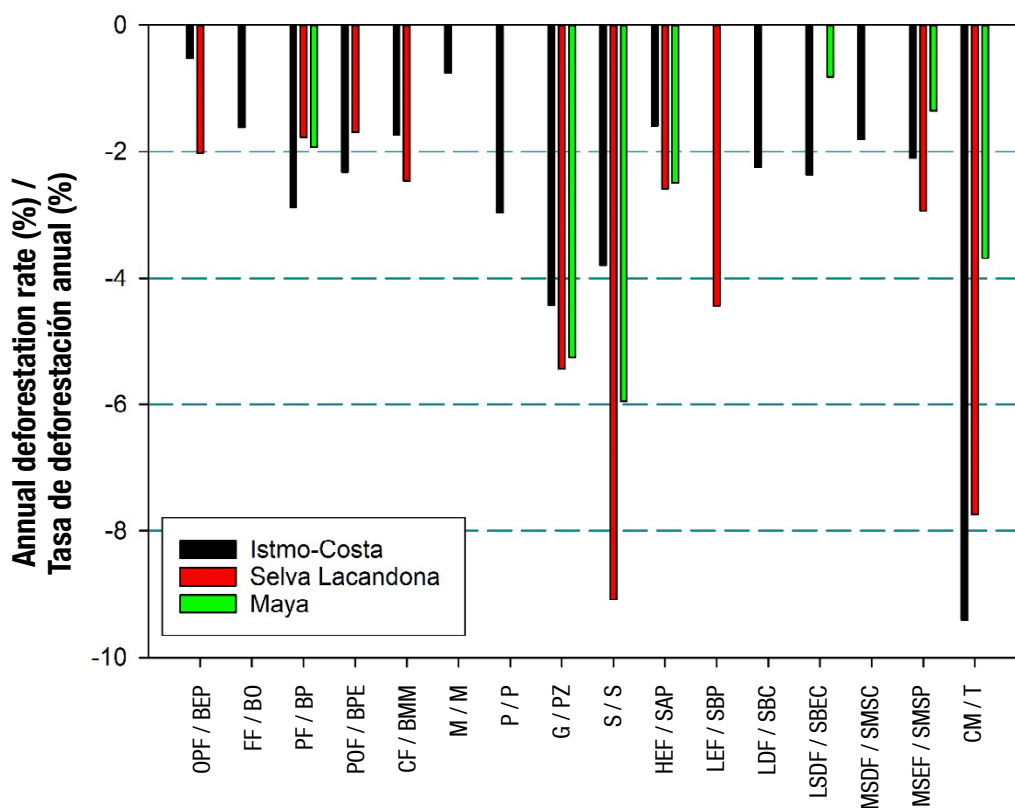
En la región Maya, en el periodo 1995-2008, la agricultura y la vegetación secundaria ocasionaron tasas máximas de pérdida de 12.84 % y 7.36 %, respectivamente, en la selva alta perennifolia, y no hubo tasa de recuperación en algún tipo de vegetación. No obstante, los valores más bajos de cambio se registraron en el bosque de pino por agricultura con 0.60 % y en la sabana por vegetación secundaria con 0.62 %.

En el periodo 2008-2014, las tasas de cambio fueron superiores al periodo anterior, con un máximo de 27.21 % de pérdida por agricultura y 13.22 % por vegetación secundaria en la selva alta perennifolia, con recuperación de 0.37 % del bosque de pino a causa de pérdida de la vegetación secundaria.

De 2014-2022 se registró una disminución notable en la selva alta perennifolia con una tasa máxima de cambio de agricultura de 14.03 % y de vegetación secundaria de 8.31 %, mientras que la recuperación máxima fue 1.56 % de la sabana en relación con el avance de la agricultura y de 10.43 % en el tular con respecto a la vegetación secundaria.

En el periodo 1995-2022, la tasa máxima de pérdida por agricultura fue 16.33 % y por vegetación secundaria fue 8.93 % en la selva alta perennifolia, mientras que el bosque de pino recuperó 1.27 % de áreas previamente ocupadas por vegetación secundaria.

En las tres regiones, la tasa de deforestación del periodo 1995-2022 indica que el ecosistema con mayor impacto por la pérdida de su cobertura original fue el tular, debido a que perdió 92.11 % de la superficie. En dicho periodo, el tular pasó de 2792.31 ha a 220.34 ha con tasa de deforestación anual de 9.41 % en la región Istmo-Costa; en la región Selva Lacandona, la pérdida



OPF / BEP: Oak-pine forest / Bosque de encino-pino

FF / BO: Fir forest / Bosque de oyamel

PF / BP: Pine forest / Bosque de pino

POF / BPE: Pine-oak forest / Bosque de pino-encino

CF / BMM: Cloud forest / Bosque mesófilo de montaña

M / M: Mangrove / Manglar

P / P: Palm grove / Palmar

G / PZ: Grassland / Pastizal

S / S: Savanna / Sabana

HEF / SAP: Tropical rainforest / Selva alta perennifolia

LEF / SBP: Low evergreen rainforest / Selva baja perennifolia

LDF / SBC: Low deciduous forest / Selva baja caducifolia

LSDF / SBEC: Low spiny deciduous forest / Selva baja espinosa caducifolia

MSDF / SMSC: Medium semi-deciduous forest / Selva mediana subcaducifolia

MSEF / SMSP: Medium semi-evergreen forest / Selva mediana subperennifolia

CM / T: Cattail marsh / Tular

Figure 6. Annual deforestation rate by vegetation type in the three study regions of the state of Chiapas during the period 1995–2022.

Figura 6. Tasa de deforestación anual por tipo de vegetación en las tres regiones de estudio del estado de Chiapas durante el periodo 1995-2022.

of 9.09 %. During the same period, the savanna lost 79.96 % in the Maya region, with an annual rate of 5.95 %, and 64.09 % in the Istmo-Costa region, with an annual rate of 3.79 %.

Discussion

The results show that over a 27-year period (1995–2022), the three study regions lost a total of 374 050.93 ha of forest cover, representing 42.28 % of the study area and 5.12 % of the total surface area of the state of Chiapas. The tropical rainforest was among the most affected ecosystems, with a loss of 180 264.29 ha. Only oak–pine and pine forests showed signs of recovery. This trend is consistent with findings by Sandoval and Cantú (2021), who reported recovery of oak–pine and pine forests in the Copalita River sub-basin in Oaxaca.

fue de 87.62 % con tasa anual de deforestación de 7.74 %, mientras que, en la región Maya, la superficie afectada fue 36.99 % con tasa anual de 3.68 % (Figura 6).

La misma situación se presentó en la sabana, al perder 91.40 % de la superficie en la región Selva Lacandona, ya que disminuyó de 261.19 a 22.44 ha en el periodo 1995-2022, con tasa anual de deforestación de 9.09 %. En el mismo periodo, la sabana perdió 79.96 % en la región Maya con tasa anual de 5.95 %, y 64.09 % en la región Istmo-Costa con tasa anual de 3.79 %.

Discusión

Los resultados evidencian que durante un periodo de 27 años (1995-2022), las tres regiones perdieron una cobertura forestal de 374 050.93 ha, lo cual representa

In the Istmo-Costa region, the tropical rainforest was the most affected vegetation type, likely due to the introduction of crops such as African oil palm. This region includes the municipalities with the largest planted areas in the state: Acapetahua, with 11292.84 ha, and Mapastepec, with 8898.24 ha (Federación Mexicana de Palma de Aceite [FEMEXPALMA], 2021; Sistema de Información Agrícola y Pecuaria [SIAP], 2021). As in other countries, the cultivation of African oil palm has increased due to its rapid growth and high profitability, which has led to high levels of deforestation and environmental degradation (Borras et al., 2013; OECD/FAO, 2017). These ecosystem impacts are expected to intensify, as Chiapas is the leading African oil palm-producing state in Mexico, and the planted area continues to expand annually. These land cover changes contribute to the increase in greenhouse gas emissions, resulting in a hotter environment and a warmer, drier atmosphere (Alvarado et al., 2021).

In the Lacandon Jungle region, tropical forest vegetation (low, medium, and high forest) and cloud forest experienced the greatest loss of cover between 1995 and 2014. These data are associated with the establishment of African oil palm plantations between 2001 and 2009, with an annual growth rate of 11.11 % in grown area (SIAP, 2010). Between 2019 and 2020, the crop expanded by approximately 5000 ha, representing a 4.5 % increase.

The most affected vegetation type in the Maya region was the tropical rainforest. In this region, African oil palm is one of the most important crops for local producers, with a planted area of 17263.68 ha (FEMEXPALMA, 2021; SIAP, 2021).

Mazariegos-Sánchez et al. (2014) note that oil palm production is a significant source of income for residents of Acapetahua municipality, located in the Istmo-Costa region of Chiapas. The crop has expanded by 70 % in the states of Chiapas, Campeche, Tabasco, and Veracruz, often replacing other production systems such as traditional agriculture and livestock. This shift has led to the loss of natural vegetation in some evaluated municipalities, with a measurable impact on biodiversity (Hernández-Rojas et al., 2018). In the Coastal region, natural vegetation has been increasingly lost due to the expansion of agro-industrial crops and human settlements. These land use changes have affected the hydrological regime and altered natural resources (Escobar & Castillo, 2021).

The results of the present study are consistent with the findings of Villatoro-Arreola et al. (2022) conducted in the coastal plain of the southern Pacific region of

42.28 % de la superficie del área de estudio y 5.12 % de la superficie del estado de Chiapas; la selva alta perennifolia (180264.29 ha) fue uno de los ecosistemas más afectados. Solo el bosque de encino-pino y bosque de pino presentaron recuperación. Lo anterior coincide con lo reportado por Sandoval y Cantú (2021), respecto a la recuperación del bosque de pino encino y pino en la subcuenca río Copalita, Oaxaca.

En la región Istmo-Costa, la vegetación de selva alta perennifolia fue la más afectada, debido probablemente a la introducción de cultivos como la palma africana. En dicha región se encuentran los municipios con la mayor superficie sembrada del estado: Acapetahua con 11292.84 ha y Mapastepec con 8898.24 ha (Federación Mexicana de Palma de Aceite [FEMEXPALMA], 2021; Sistema de Información Agrícola y Pecuaria [SIAP], 2021). El cultivo de la palma africana, al igual que en otros países, ha incrementado debido a su rápido crecimiento y alta rentabilidad, lo que ha ocasionado niveles altos de deforestación y degradación ambiental (Borras et al., 2013; OECD/FAO, 2017). Se pronostica que estas afectaciones a los ecosistemas se incrementen, ya que Chiapas es el estado con mayor producción de palma africana y cada año aumenta su superficie. Estos cambios en la cobertura contribuyen al incremento de emisiones de los gases de efecto invernadero, como consecuencia se tiene un ambiente más caluroso y una atmósfera más cálida y seca (Alvarado et al., 2021).

En la región Selva Lacandona, la vegetación selva (baja, mediana y alta) y el bosque mesófilo fueron los que perdieron más cobertura entre 1995 y 2014. Estos datos tienen relación con el establecimiento de palma africana del 2001 al 2009, cuando tuvo crecimiento anual de 11.11 % en su superficie sembrada (SIAP, 2010); de 2019 a 2020, el cultivo tuvo un crecimiento aproximado de 5000 ha (4.5 %).

La vegetación más afectada en la región Maya fue la selva alta perennifolia. En dicha región, la palma africana es uno de los cultivos de gran importancia para los productores y cuenta con una superficie sembrada de 17263.68 ha (FEMEXPALMA, 2021; SIAP, 2021).

Mazariegos-Sánchez et al. (2014) señalan que la producción de palma africana es una fuente importante de ingreso para los pobladores del municipio de Acapetahua en la región Istmo-Costa de Chiapas. Este cultivo ha incrementado 70 % en los estados de Chiapas, Campeche, Tabasco y Veracruz; el cultivo ha reemplazado otros sistemas de producción como el agropecuario y ha fomentado la pérdida de la vegetación natural en algunos municipios evaluados con impacto en la biodiversidad (Hernández-Rojas et

the state of Chiapas, where changes in agricultural and livestock activities were observed. These authors attribute the change primarily to the establishment of African oil palm plantations, which has led to alterations and fragmentation of the lagoon system landscape. Camacho et al. (2017) state that land cover changes are due to the expansion of areas designated for agricultural production; however, although this activity is being implemented in greenhouses, its impact on vegetation persists.

Ávila et al. (2014) mention that African oil palm plantations are established in areas of high biological diversity and in regions inhabited by indigenous communities, which affects their food systems. This crop largely depends on government subsidies to remain profitable; however, the economic benefits are concentrated among business groups rather than landowners. In addition, these plantations cause significant environmental impacts.

Morales et al. (2019) state that deforestation in the state of Chiapas, along with the incompatibility between the natural composition of these landscapes – such as steep slopes and shallow soils – and agricultural and livestock activities, has created the most critical environmental scenario in the region. According to these authors, it is estimated that, in the short term, 55 % of the state's territory could face high levels of degradation, leading to biodiversity loss, a decline in ecosystem services, and issues related to geological and geomorphological phenomena.

The rate of change in the three regions of Chiapas is a result of the prevailing agricultural and livestock activities, which have increased drastically in recent years and have caused biodiversity loss in forest ecosystems (Paterno et al., 2024). The expansion of crops has impacted vegetation as well as the in-situ fauna. Chiapas ranks as the second state with the highest terrestrial mammal diversity, with a total of 210 species, nine of which are endemic to the state (Lorenzo et al., 2017).

The conversion of tree vegetation to African oil palm plantations results in large proportions of species being unable to adapt, leading to significant losses in fauna (Aratrakorn et al., 2006). On the other hand, extensive livestock farming in Chiapas has affected tree cover and is one of the main causes of deforestation. This activity has expanded into buffer zones of protected natural areas, where environmentally unfriendly practices are carried out (Vargas, 2018). For this reason, the implementation of climate-smart practices is necessary to conserve forested areas and prevent large-scale ecosystem loss.

al., 2018). En la región Costa, la vegetación natural ha registrado pérdidas de superficie por cultivos agroindustriales y por el incremento de asentamientos humanos; dichos cambios han afectado el régimen hidrológico y han alterado los recursos naturales (Escobar & Castillo, 2021).

Los resultados de la presente investigación coinciden con el estudio de Villatoro-Arreola et al. (2022) realizado en la planicie costera del Pacífico sur del estado de Chiapas, en el cual se encontraron cambios en la actividad agrícola y pecuaria. Dichos autores atribuyen el cambio al establecimiento de plantaciones de palma africana principalmente, lo cual ha provocado cambios y fragmentación en el paisaje del sistema lagunar. Camacho et al. (2017) afirman que los cambios de cobertura se deben a la expansión de espacios destinados a la producción agrícola; no obstante, aunque dicha actividad se está implementando en invernaderos, las afectaciones a la vegetación continúan.

Ávila et al. (2014) mencionan que las plantaciones de palma africana son establecidas en zonas de alta diversidad biológica y en regiones habitadas por comunidades indígenas, lo cual afecta sus procesos alimentarios. Este cultivo depende en gran medida de subsidios gubernamentales para su rentabilidad; sin embargo, los beneficios económicos se concentran en los grupos empresariales y no en los propietarios de las tierras. A ello se suma el impacto ambiental que se provoca con estos cultivos.

Por su parte, Morales et al. (2019) mencionan que la deforestación en el estado de Chiapas, junto con la incompatibilidad entre la composición natural de estos paisajes, como las laderas con fuertes pendientes y suelos superficiales, además de las actividades agropecuarias, han creado el escenario ambiental más crítico de la región. De acuerdo con dichos autores se estima que, a corto plazo, 55 % del territorio estatal podría enfrentar niveles altos de degradación y como consecuencia la pérdida de biodiversidad, disminución en los servicios ecosistémicos, así como problemas asociados a fenómenos geológicos y geomorfológicos.

La tasa de cambio en las tres regiones de Chiapas es consecuencia de las actividades agrícolas y ganaderas que predominan en la región, las cuales en los últimos años ha incrementado drásticamente y han ocasionado la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas forestales (Paterno et al., 2024). El incremento de cultivos ha afectado la vegetación, así como la fauna que se encuentra *in situ*. Chiapas es el segundo estado con mayor diversidad en mamíferos terrestres con un total de 210 especies, de las cuales nueve son endémicas del estado (Lorenzo et al., 2017).

The effects of climate change—such as rising temperatures, drought, heavy rainfall, and low temperatures—can reduce land productivity by up to 50 % in some regions. Based on this, farmers engaged in monoculture practices are at greater risk compared to those with diversified crops on their plots, making producers in the state of Chiapas highly vulnerable to this situation. Monoculture African oil palm plantations have emerged as a development strategy in the state of Chiapas (Fletes & Bonanno, 2015); however, despite plans and intentions to improve the population's economy, create alternative energy sources, and protect the environment, the intended objectives have not been achieved, as evidenced by various studies on the subject (Alvarado et al., 2021; Ávila et al., 2014; Escobar & Castillo, 2021).

Conclusions

The assessment of land use change in the Istmo-Costa, Maya, and Lacandon Jungle regions of the state of Chiapas shows that there has been a significant shift in forest cover, mainly due to the establishment of agricultural areas. The Lacandon Jungle and Istmo-Costa regions reported the greatest vegetation changes, particularly in savanna and cattail marsh ecosystems. These two vegetation types harbor high biodiversity and play a key role in water regulation. The loss of cover affects ecosystem services and puts species at risk. The present study serves as a useful tool for decision-making in the planning and management of these regions, and for mitigating the effects caused by land use change and the loss of natural cover.

Acknowledgments

The authors would like to thank the Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, the Universidad Autónoma de Chiapas and the Universidad del Mar for their support in carrying out this research.

Conflict of interest declaration

The authors declare that they have no economic conflicts of interest or known personal relationships that could have influenced the research presented in this article.

End of English version

References / Referencias

Alvarado, B. M. S., Hernández, S. I. I., López, M. J. O., & Macario, M. P. A. (2021). Examinando el aspecto biofísico del cambio climático: el impacto de deforestar para cultivar caña de azúcar. *Revista Mesoamericana de Biodiversidad y Cambio*

La conversión de vegetación arbórea a plantaciones de palma africana ocasiona que grandes proporciones de especies no se pueden adaptar, dando como resultado grandes pérdidas de fauna (Aratrakorn et al., 2006). Por otro lado, la ganadería extensiva en Chiapas ha afectado la cobertura arbórea, siendo una de las principales causas de la deforestación. Esta actividad se ha extendido a las zonas de amortiguamiento de las áreas naturales protegidas, donde se realizan prácticas poco amigables con el ambiente (Vargas, 2018). Por tal motivo es necesario la implementación de prácticas climáticamente inteligentes, para conservar las áreas boscosas y no perder los ecosistemas a gran escala.

Los efectos del cambio climático como incremento de temperatura, sequía, precipitaciones fuertes, temperaturas bajas, entre otros, puede reducir hasta 50 % de la productividad de las tierras en algunas regiones. Con base en lo anterior, los agricultores que se dedican a los monocultivos tendrán mayor riesgo comparado con aquellos que tienen diversidad de cultivos en sus parcelas, por lo que los productores en el estado de Chiapas serán muy vulnerables ante esta situación. Los monocultivos de plantaciones de palma africana surgen como una estrategia de desarrollo en el estado de Chiapas (Fletes & Bonanno, 2015); sin embargo, a pesar de los planes y las intenciones de mejorar la economía de la población, crear fuentes alternas de energía y proteger el medio ambiente, no se han logrado los objetivos planteados, tal como lo evidencian las diversas investigaciones al respecto (Alvarado et al., 2021; Ávila et al., 2014; Escobar & Castillo, 2021).

Conclusiones

La evaluación del cambio de uso de suelo en las regiones Istmo-Costa, Maya y Selva Lacandona del estado de Chiapas demuestra que se ha producido un cambio significativo en la cobertura forestal, debido principalmente al establecimiento de áreas agrícolas. En la región Selva Lacandona e Istmo-Costa se reportaron los mayores cambios de vegetación principalmente en la sabana y tular. Estos dos tipos de vegetación albergan alta biodiversidad y son clave para la regulación hídrica. La pérdida de cobertura afecta los servicios ecosistémicos, además de poner en riesgo a las especies. El presente estudio es una herramienta útil para la toma de decisiones en la planificación y manejo de estas regiones, y para controlar los efectos producidos por el cambio de uso y coberturas naturales.

Agradecimientos

Los autores agradecemos a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, a la Universidad Autónoma de Chiapas y a Universidad del Mar por las facilidades otorgadas para la realización de la presente investigación.

Climático–Yu'am, 4(2), 56–67. <https://revistayuam.com/wp-content/uploads/2021/09/Yuam-examinando-el-aspecto.pdf>

Aratrakorn S., Thunhikorn S., & Donald P. F. (2006). Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International*, 16(1), 71–82. <https://doi.org/10.1017/S0959270906000062>

Ávila, A., Ávila, L. E., & Sulvarán, J. (2014). Impactos socioambientales del cultivo de la palma africana (*Elaeis guineensis*) en el Ejido Boca de Chajul, Chiapas, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(7), 59–72. <http://www.reibci.org/publicados/2014/diciembre/0700113.pdf>

Brovelli M. A., Sun Y., & Yordanov V. (2020). Monitoring forest change in the Amazon using multi-temporal remote sensing data and machine learning classification on Google Earth Engine. *International Journal of Geo-Information*, 9, 1–21. <https://doi.org/10.3390/ijgi9100580>

Camacho, S. R., Camacho, S. J. M., Balderas, P. M. Á. & Sánchez., & L. M. (2017). Cambios de cobertura y uso de suelo: estudio de caso en Progreso Hidalgo, Estado de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 39–60. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331516>

Casiano-Domínguez, M., Paz-Pellat, F., Rojo-Martínez, M., Covalada-Ocon, S., & Aryal, D. R. (2018). El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques*, 24(spe), e2401894. 1–22. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401894>

De León, E. E. S., & Muñoz, V. H. P. (2018). Las políticas públicas para el cultivo de palma de aceite. El caso de la región Soconusco, Chiapas, México. *Revista de Geografía Agrícola*, (60), 81–103. <https://doi.org/10.5154/r.rga.2018.60.003>

Escobar, F. R. E., & Castillo, S. M. A. (2021). Cambios en la cobertura y uso del suelo en la región del Soconusco, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(66), 46–69. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.755>

Federación Mexicana de Palma de Aceite (FEMEXPALMA). (2021). *Anuario estadístico 2021*. Villahermosa, Tabasco: S/E. https://femexpalma.com.mx/femexpalma.ftp/anuario_estadistico_2021.pdf

Fletes, O. H. B., & Bonanno, A. (2015). Respuestas a la crisis de la globalización neoliberal: intervención del Estado en la producción de aceite de palma en Chiapas, México. *Carta Económica Regional*, (116), 5–35. <https://cartaeconomicaregional.cucea.udg.mx/index.php/CER/article/view/6139/5646>

Galicia-Sarmiento L., García-Romero A., Gómez-Mendoza L. & Isabel-Ramírez M. (2007). Cambio de uso de suelo y degradación ambiental. *Academia Mexicana de Ciencias*, 58. <https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/index.php/ediciones-antteriores?task=view&id=135>

Gómez A. M., Parra A., Pavelsky T. M., Wise E., Villegas J. C., & Meijide, A. (2023). Ecohydrological impacts of oil palm expansion: a systematic review. *Environmental Research Letters*, 18(3), 1–22. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acbc38>

Guerrero-Arenas R., Jiménez-Hidalgo E., & Santiago-Romero, H. (2010). La transformación de los ecosistemas de la Mixteca Alta oaxaqueña desde el Pleistoceno Tardío hasta el Holoceno. *Ciencia y Mar*, 14(40), 61–68. http://www.umar.mx/revistas/40/Mixteca_Pleistoceno-CyM-40.pdf

Declaración de conflictos de intereses

Los autores declaramos que no tenemos conflictos de intereses económicos ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en la investigación presentada en este artículo.

Fin de la versión en español

Hernández-Rojas, D. A., López-Barrera, F., & Bonilla-Moheno, M. (2018). Análisis preliminar de la dinámica de uso del suelo asociada al cultivo palma de aceite (*Elaeis guineensis*) en México. *Agrociencia*, 52(6), 875–893. <https://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v52n6/2521-9766-agro-52-06-875.pdf>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2022a). *Ortoimágenes*. <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/#Descargas>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2022b). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie VII. Escala: 1:250000*. Aguascalientes, México: Author.

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977) The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>

Lorenzo, C., Bolaños-Citalán, J., Sántiz, E. & Navarrete, D. (2017). Diversidad y conservación de mamíferos terrestres en Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3), 735–754. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.06.003>

Mazariegos-Sánchez, A., Águila-González, J. M., Martínez-Chávez, J., & Arévalo-Lozano, O. (2014). La industria de la palma de aceite en Acapetahua, Chiapas: El caso de Propalma. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 35, 1052–1064. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=14131676014>

Menchaca, D. M. del S., & Alvarado, M. E. L. (2011). Efectos antropogénicos provocados por los usuarios del agua en la microcuenca del río Pixquiuc. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1(1), 85–96. <https://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v2nspe1/v2spe1a7.pdf>

Montoya, G. G., Hernández, R. J. F., Velasco, P. A., Reygadas, L., & Ramos, M. T. (2006). Organización comunitaria para la conservación forestal: un estudio de caso en la Selva Lacandona de Chiapas, México. *Papeles de Población*, 12(49), 177–204. <https://www.scielo.org.mx/pdf/pp/v12n49/v12n49a8.pdf>

Morales, I. H., Prieto, S. A. G., Bollo, M. M., & Ríos, M. J. (2019). La antropización de la cobertura vegetal en los paisajes del estado de Chiapas, México. *Papeles de Geografía*, (65), 139–154. <https://doi.org/10.6018/geografia.396571>

OECD/FAO (2017). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2017-2026*. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2017-es

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (1996). *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Roma, Italia. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/5499>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2024). *El estado de los bosques del mundo 2024: Innovaciones en el sector forestal para lograr un futuro más sostenible*. Roma, Italia. <https://doi.org/10.4060/cd1211es>

- Palacio-Prieto, J. L., Sánchez-Salazar, T. M., Casado-Izquierdo, J. M., Propin-Frejomil, E., Delgado-Campos, J., Velázquez-Montes, A., Chias-Becerril, L., Ortiz-Álvarez, M. I., González-Sánchez, J., Negrete-Fernández, G., Gabriel-Morales, J., & Márquez-Huitzil, R. (2004). *Indicadores para la caracterización y ordenamiento del territorio*. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT-Instituto de Geografía de la UNAM-Secretaría de Desarrollo Social. https://unidadesdepaisaje.unam.mx/sites/default/files/2022-06/Palacio%20et%20al%2C%202004_0.pdf
- Paterno, G. B., Brambach, F., Guerrero-Ramírez, N., Zemp, D. C., Cantillo, A. F., Camarretta, N., Moura, C. C. M., Gailing, O., Ballauff, J., Polle, A., Schlund, M., Erasmi, S., Iddris, N. A., Khokthong, W., Sundawati, L., Irawan, B., Hölscher, D., & Kreft, H. (2024). Diverse and larger tree islands promote native tree diversity in oil palm landscapes. *Science*, 386(6723), 795–802. <https://doi.org/10.1126/science.ado1629>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <https://qgis.org>
- Quezada, A. S., Sevilla-Tapia, J. D., & Avilés-Sacoto, E. C. (2022). Estimación de la tasa de deforestación en Pastaza y Orellana- Ecuador mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales durante el período 2000-2020. *Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias*, 6, 282–299. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i17.168>
- Rodríguez-Larramendi, L. A., Guevara-Hernández, F., Reyes-Muro, L., Ovando-Cruz, J., Nahed-Toral, J., Prado-López, M., & Campos-Saldaña, R. A. (2016). Estimación de biomasa y carbono almacenado en bosques comunitarios de la región Frailesca de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37), 77–94. <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/forestales/article/view/53>
- Sahagún-Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *Ciencia UAT*, 12(2), 6–21. <https://revistaciencia.uat.edu.mx/index.php/CienciaUAT/article/view/831/426>
- Sandoval-García, C., & Cantú-Silva, I. (2021). Análisis geomático del cambio de uso del suelo en la subcuenca río Copalita, Oaxaca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 8(2), e2915, 1–12. <https://doi.org/10.19136/era.a8nII.2915>
- Sandoval-García, R., González Cubas, R., & Jiménez Pérez, J. (2021). Análisis multitemporal del cambio en la cobertura del suelo en la Mixteca Alta Oaxaqueña. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(66), 96–121. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.816>
- SASPlanet. (2022) *SASPlanet Software. Version 181221. SASPlanet Development Team*. <https://www.sasgis.org>
- Sistema de Información Agrícola y Pecuaria (SIAP). (2010). *Cierre de la producción agrícola*. México. <https://www.gob.mx/siap>
- Sistema de Información Agrícola y Pecuaria (SIAP). (2021). *Cierre de producción agrícola*. México. <https://www.gob.mx/siap>
- Vargas-de la M. A. L. (2018). Ganadería en zonas de amortiguamiento en Chiapas, México: análisis de los capitales de la comunidad. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 15(4), 565–583. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722018000400565&lng=es&tlng=es
- Villatoro-Arreola, E. M., Tovilla-Hernández, C., Romero-Bermy, E. I., & Valle-Mora, J. F. (2022). Cambios y fragmentación en el paisaje del sistema lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas (México). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 42(2), 613–635. <https://doi.org/10.5209/aguc.85185>
- Zarazúa-Escobar, J. A., Almaguer-Vargas, G., & Ocampo-Ledesma, J. G. (2011). El programa de apoyos directos al campo (PROCAMPO) y su impacto sobre la gestión del conocimiento productivo y comercial de la agricultura del Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(1), 89–105. <https://www.scielo.org.mx/pdf/asd/v8n1/v8n1a5.pdf>