







Expansión agrícola y deforestación en los Altos de Chiapas: Un análisis comparativo municipal

Agricultural expansion and deforestation in the Chiapas highlands: A comparative municipal analysis

Laura Mónica Hernández-Huerta¹ , Miguel Ángel Castillo-Santiago^{1*} , Vera Camacho-Valdez^{2,4} , Juan Carlos Valdiviezo-Navarro^{3,4} , Jorge Omar López-Martínez^{3,4} , Edith Mondragón Vázquez¹ 

¹Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano, El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

²Departamento de Conservación de la biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

³Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial. Mérida, Yucatán, México.

⁴Investigadores por México, Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnologías e Innovación (SECIHTI). México.

*Autor de correspondencia: mcastill@ecosur.mx

Artículo científico

Recibido: 12 de mayo 2025

Aceptado: 24 de marzo 2026

RESUMEN. Aunque la literatura sobre deforestación es amplia, falta evidencia comparativa de las dinámicas de cambio de uso del suelo a escala municipal intra-regional. El objetivo de este estudio fue analizar los cambios de uso del suelo entre 2005 y 2019 en tres municipios indígenas de los Altos de Chiapas, México. Se elaboraron mapas de cobertura a partir de imágenes satelitales provenientes de los sensores SPOT-5 (10 m), SPOT-6 y SPOT-7 (6 m), RapidEye (5 m) y Sentinel-2 (10 m). Asimismo, se integraron datos oficiales de producción agrícola, población y subsidios para contextualizar los patrones observados. El estudio mostró que, aunque la cobertura forestal aún supera el 45%, gran parte corresponde a bosques previamente intervenidos. La expansión agrícola fue el principal impulsor del cambio, pero su intensidad varió entre municipios. Los remanentes de bosque maduro persistieron sobre todo en áreas montañosas y de difícil acceso, mientras que las zonas más accesibles y con pendientes suaves concentraron la mayor transformación del paisaje. De forma contrastante, el municipio menos poblado presentó la mayor pérdida de bosque, mientras que el más poblado conservó una mayor cobertura, posiblemente por su diversificación productiva y mejor integración a mercados regionales. El hallazgo principal es que la expansión agrícola dominó el cambio de uso de suelo del periodo, mostrando patrones contrastantes entre municipios. Estos resultados resaltan la importancia de considerar las condiciones socioeconómicas y geográficas locales en las estrategias de conservación.

Palabras clave: Cambio de cobertura del suelo, intensificación agrícola, agricultura indígena, bosques perturbados.

ABSTRACT. Although the literature on deforestation is extensive, comparative evidence on land-use change dynamics at the intra-regional municipal scale remains limited. The objective of this study was to analyze land-use changes between 2005 and 2019 in three Indigenous municipalities of the Chiapas Highlands, Mexico. Land-cover maps were produced using satellite imagery from the SPOT-5 (10 m), SPOT-6 and SPOT-7 (6 m), RapidEye (5 m), and Sentinel-2 (10 m) sensors. In addition, official data on agricultural production, population, and subsidies were integrated to contextualize the observed patterns. Forest cover was found to exceed 45% in all municipalities; however, a large proportion corresponds to disturbed forests. Agricultural expansion was identified as the dominant land-use change pattern, although its magnitude varied among municipalities. Remnants of mature forest were mainly located in areas with steep slopes and limited accessibility, while more accessible areas concentrated most of the changes. Contrary to expectations, the least populated municipality experienced the highest deforestation, whereas the most densely populated municipality retained a larger proportion of forest cover, associated with greater productive diversification and access to markets. The results suggest that terrain accessibility and local productive structures may be associated with the observed differences in landscape change dynamics. The main finding is that agricultural expansion dominated land-use change during the study period, exhibiting contrasting patterns among municipalities. These results highlight the importance of considering local socioeconomic and geographic conditions in the design of conservation strategies.

Keywords: Land-cover change, agricultural intensification, indigenous agriculture, disturbed forests.

Como citar: Hernández-Huerta LM, Castillo-Santiago MA, Camacho-Valdez V, Valdiviezo-Navarro JC, López-Martínez JO, Mondragón Vázquez E (2026) Expansión agrícola y deforestación en los Altos de Chiapas: Un análisis comparativo municipal. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 13(2): e4616. DOI: 10.19136/era.a13n2.4616.

INTRODUCCIÓN

La expansión agrícola es uno de los principales motores de deforestación a nivel mundial, con efectos significativos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y regulación climática (Pendrill *et al.* 2019, Eigenbrod *et al.* 2020). Este proceso suele asociarse con transformaciones socioambientales derivadas del crecimiento poblacional, la demanda alimentaria y la integración a mercados regionales y globales (Espinosa y Moreno 2018). En América Latina, los cambios de cobertura y uso del suelo ocurren en paisajes donde convergen diferentes formas de producción agrícola, presiones demográficas y transformaciones productivas. Diversos estudios han mostrado que ciertas formas de intensificación, como la reducción del barbecho o mayor uso de insumos externos, pueden elevar temporalmente la producción, aunque también favorecer procesos de degradación del suelo y pérdida de productividad a largo plazo (Williams *et al.* 2020, Hu *et al.* 2021). Sin embargo, las transformaciones observadas en paisajes tropicales no responden exclusivamente a procesos de intensificación. En muchos casos, reflejan interacciones complejas entre condiciones biofísicas, accesibilidad, organización productiva y dinámicas sociales (van-Vliet *et al.* 2015).

Los territorios indígenas resultan especialmente relevantes para comprender estos procesos debido a su estrecha relación con los recursos forestales y al predominio de sistemas agrícolas tradicionales. En México las comunidades indígenas poseen y gestionan una parte importante de los recursos naturales y mantienen un papel central en la conservación de bosques y selvas (Orozco-Hernández *et al.* 2011, Gómez-Martínez 2019). Muestran fuerte dependencia de los recursos forestales, principalmente para la obtención de leña, materiales de construcción, alimentos silvestres y medicinas tradicionales, lo cual subraya la vulnerabilidad social frente a la pérdida de cobertura forestal (Ramírez-López *et al.* 2012). Las prácticas agrícolas de estas comunidades, basadas en policultivos, rotación de parcelas y manejo comunitario del territorio generan mosaicos heterogéneos que combinan zonas de cultivo, barbecho y cobertura arbórea, configurando dinámicas territoriales que dependen tanto de factores ambientales como socioeconómicos (Gómez-Martínez 2019).

A pesar de ello, existe evidencia limitada sobre cómo se manifiestan los cambios de cobertura y uso de suelo y su relación con las dinámicas socioeconómicas en contextos locales de forma comparativa (López-Carr 2021). En este punto se ubica la contribución del presente estudio. Los trabajos previos han señalado la importancia de factores como la accesibilidad física, la diversificación productiva, la cercanía a centros urbanos y la disponibilidad de subsidios para explicar patrones de conservación o degradación, pero no han sido analizados de manera integrada en escalas municipales dentro de una misma región (Ordóñez-Serna y Sanabria-Diago 2022). La integración de estas dimensiones permite distinguir cómo municipios con contextos socioeconómicos ligeramente distintos pueden experimentar trayectorias contrastantes de expansión agrícola y pérdida de bosque, lo cual constituye la principal brecha de conocimiento que este trabajo busca atender. Esta brecha es crítica en regiones como el sureste de México, donde los sistemas agrícolas tradicionales coexisten con una creciente presión demográfica y una demanda de recursos forestales para uso doméstico (Gómez-Martínez 2019).

El presente estudio analiza estas dinámicas en la región de los Altos de Chiapas, México, una zona de alta relevancia ecológica y cultural, ya que alberga el 12% de los bosques mesófilos de México

(Gobierno del Estado de Chiapas 2015) y se caracteriza por su diversidad cultural, predominantemente tsotsil y tzeltal. La actividad económica principal en la región es la agricultura, la cual mantiene una fuerte vinculación con prácticas tradicionales, como la milpa multiestratificada, el uso de barbechos prolongados y una lógica de subsistencia (Toledo y Barrera-Bassols 2009, Gómez-Martínez 2019). Estas estrategias no solo permiten mantener cierta estabilidad ecológica en el paisaje, sino que reflejan valores culturales vinculados al respeto por los ciclos naturales y al equilibrio comunitario. Entender sus dinámicas territoriales es clave para diseñar políticas que reconcilien seguridad alimentaria y conservación, no sólo en México, sino en regiones con similar complejidad socioambiental. En ese sentido el objetivo de este trabajo fue analizar cómo han evolucionado los patrones de uso del suelo entre 2005 y 2019 en tres municipios indígenas de los Altos de Chiapas y qué factores locales podrían estar asociados con las diferencias observadas en la expansión agrícola y la pérdida de cobertura forestal. Para ello se busca responder a las siguientes preguntas centrales: ¿Cómo han evolucionado los patrones de uso del suelo entre 2005 y 2019 en estos municipios?, ¿Qué factores permiten explicar las diferencias observadas en la expansión agrícola y pérdida de bosque?.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en tres municipios de la región Altos del estado de Chiapas en el sureste de México (Figura 1). Esta región forma parte de la Sierra Madre de Chiapas y se caracteriza por su topografía montañosa, con altitudes que varían entre 1 200 y 3 000 metros sobre el nivel del mar (INEGI 2013). La zona presenta un clima templado húmedo con lluvias en verano y temperaturas medias anuales que oscilan entre 12 y 18 °C (Gobierno del Estado de Chiapas 2015). Su vegetación predominante incluye bosques de pino-encino y bosque mesófilo de montaña.

Los tres municipios mantienen una población mayoritariamente indígena, con porcentajes de hablantes de lengua indígena superiores al 85% en todos los casos para el año 2020 (INEGI 2020). La actividad económica se basa en la agricultura de temporal, predominantemente el cultivo de maíz y frijol (SIAP 2019), siendo de amplio uso la roza-tumba-quema y sus formas derivadas con menores tiempos de descanso (Cayuela *et al.* 2006).

Datos satelitales y elaboración de mapas

Para el análisis de cambios en el uso del suelo se utilizaron mapas elaborados a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial provenientes de los sensores SPOT-5, SPOT-6, SPOT-7, Sentinel-2 y RapidEye. El periodo de estudio seleccionado se debió a la disponibilidad de información satelital de alta resolución. El mapa de cobertura del suelo 2005 fue elaborado con imágenes SPOT 5 (tamaño de pixel de 10 m). Los mapas de 2010 y 2015 fueron derivados de imágenes SPOT 6 y 7 (tamaño de pixel de 6 m), y RapidEye (tamaño de pixel de 5 m). El mapa 2019 fue obtenido a partir de imágenes Sentinel-2 (tamaño de pixel 10 m). Todas las imágenes corresponden a la estación seca (enero-mayo) para minimizar interferencias por nubosidad. Para garantizar la compatibilidad entre escenas, todas las imágenes y capas auxiliares fueron reprocesadas a una resolución espacial común de 10 m.

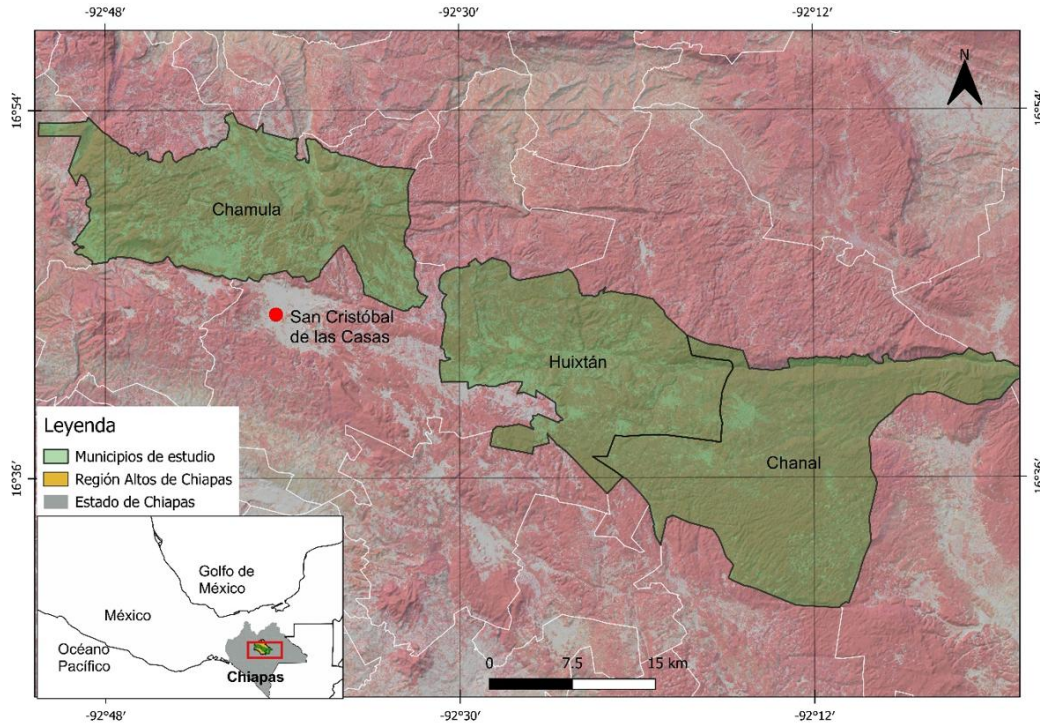


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio. Los municipios estudiados se resaltan en verde sobre un compuesto en falso color (bandas 8, 4, 3) de una imagen Sentinel-2 de 2019.

Previamente al análisis, las imágenes satelitales fueron sometidas a correcciones geométricas y atmosféricas, orto-rectificación y normalización radiométrica. La elaboración del mapa de cobertura del suelo 2005 se realizó mediante un enfoque híbrido que combinó clasificación supervisada mediante el algoritmo Random Forest (RF) con corrección visual, el cual es un método de aprendizaje automático basado en la creación de múltiples árboles de decisión que permite una clasificación robusta incluso en presencia de ruido o correlaciones entre variables (Gülci *et al.* 2025). La combinación con corrección visual permitió ajustar aquellas clases con alta confusión espectral, como la vegetación secundaria arbustiva y los cultivos temporales, reduciendo así los errores de clasificación.

La definición de las clases de cobertura y uso del suelo se basó en las recomendaciones metodológicas de estudios recientes de clasificación multitemporal en Chiapas (Castillo-Santiago *et al.* 2024). Para establecer las categorías se revisaron los sistemas de clasificación de INEGI (2014). Sin embargo, tal como señalan Castillo-Santiago *et al.* (2024), la discriminación fina entre varios tipos de vegetación mostró altos niveles de confusión debido a la similitud espectral entre coberturas arbóreas y arbustivas en sensores como SPOT, RapidEye y Sentinel-2. Por esta razón fue necesario agrupar algunas clases, privilegiando categorías que pudieran identificarse de manera consistente en todas las imágenes y años analizados.

Se establecieron cinco categorías generales: (A) Bosque de pino-encino maduro (BPEm), caracterizado por un dosel denso y estructura vertical compleja; (B) Bosque de pino-encino perturbado o en sucesión secundaria (BPEvsa/p), con mayor apertura del dosel; (C) Vegetación secundaria herbácea o arbustiva (VSA/h), correspondiente a estadios tempranos de regeneración en

áreas previamente agrícolas; (D) Áreas agrícolas (Agr), que incluyen sistemas tradicionales (milpa), cultivos comerciales y plantaciones perennes, como el aguacate, cuya separación espectral no es confiable con los sensores utilizados; y (E) Asentamientos humanos y suelo expuesto (AH/SV), que agrupan zonas urbanas, caminos, infraestructura, superficies sin vegetación y cuerpos de agua. Esta clasificación permite reducir la confusión entre coberturas espectralmente similares y proporciona una base metodológica robusta para el análisis multitemporal del paisaje.

Para la elaboración de los mapas de 2010, 2015 y 2019, se aplicó el enfoque de detección de cambios descrita en Castillo-Santiago *et al.* (2024), el cual minimiza los falsos positivos. Para ello se realizó una resta espectral entre las imágenes de los distintos años donde los valores cercanos a cero indicaban ausencia de cambio. Las áreas con variaciones significativas fueron validadas visualmente, re-clasificadas, y posteriormente integradas a los mapas finales. Este método tiene la ventaja de actualizar los mapas sin necesidad de clasificar la totalidad del área en cada uno de los años analizados. Los cambios en la cobertura del suelo se analizaron mediante la medición de las extensiones totales en cada uno de los años de análisis y por medio de matrices de cambio.

Análisis de las pendientes del terreno

Se analizó la relación entre los tipos de cobertura del suelo y la pendiente del terreno. Para ello se utilizó un Modelo Digital de Elevación (MDE) con escala 1:50 000 obtenido de INEGI (2013). Las diferencias en la pendiente entre las clases de cobertura se evaluaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida de un análisis post hoc con la prueba de Dunn para identificar diferencias específicas entre pares de clases. Para evaluar la magnitud de dichas diferencias, se complementó el análisis con el cálculo del tamaño del efecto mediante la medida delta de Cliff. Esta métrica aporta una interpretación más intuitiva sobre la importancia de las diferencias y, al mismo tiempo, permite confirmar o matizar los resultados de significancia estadística obtenidos con la prueba de Dunn. Por ejemplo, si la prueba de Dunn detecta una diferencia estadísticamente significativa pero el valor de delta de Cliff indica un efecto insignificante ($|\Delta| < 0.147$), se puede interpretar que la diferencia carece de relevancia, reflejando un contraste mínimo entre los grupos comparados. En cambio, valores altos de delta ($|\Delta| > 0.474$) sugieren diferencias significativas y relevantes. Esta herramienta es adecuada para comparaciones no paramétricas debido a las siguientes características: (1) no requiere supuestos de normalidad, (2) es robusta ante valores atípicos, (3) proporciona una interpretación clara de la magnitud de las diferencias (con un rango de -1 a 1), y (4) permite estimar la probabilidad de que un valor aleatorio de un grupo sea mayor que uno de otro grupo (Macbeth *et al.* 2011).

Producción agrícola, subsidios y dinámica demográfica

Para analizar la relación entre los cambios en la producción agrícola y las transformaciones en el uso del suelo identificadas mediante percepción remota, se integraron tres fuentes de datos oficiales. Para los datos de producción agrícola municipal se obtuvieron datos del Anuario Estadístico de la Producción Agrícola del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera de México (SIAP 2005, SIAP 2010, SIAP 2015 y SIAP 2019). Esta información permitió evaluar tendencias temporales en cultivos y su vinculación con la expansión de áreas cultivadas.

Se recopilaron registros de programas gubernamentales y apoyos obtenidos de las páginas oficiales del Programa de Apoyos Directos al Campo, PROCAMPO (SAGARPA 2012) y del Programa

Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola (PROGAN), de la Secretaría de Gobernación (2008), así como de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR 2011, 2012, 2019, 2021). Estos datos ayudaron a explorar el papel de los incentivos económicos en las decisiones productivas de los agricultores.

Para la obtención de información poblacional se consultaron datos provenientes del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI 2000, 2005, 2010, 2015 2020). Estos recursos proporcionaron variables críticas como densidad poblacional, tamaño de localidades y características de las unidades productivas, esenciales para contextualizar las dinámicas socioeconómicas detrás de los cambios de uso del suelo.

RESULTADOS

Clasificación de la cobertura del suelo

La Figura 2 muestra la distribución de los tipos de cobertura del suelo en 2019 para los tres municipios. Los bosques de pino-encino, tanto maduros como perturbados, constituyen la cobertura predominante en todos los casos. Chanal presenta la mayor extensión forestal de los tres municipios, con un 55% de su territorio cubierto por bosques, mientras que en Huixtán y Chamula, los bosques ocupan el 45% de la superficie. Sin embargo, los bosques no perturbados representan solo una pequeña fracción: 7% en Chanal, 4% en Chamula y 2% en Huixtán.

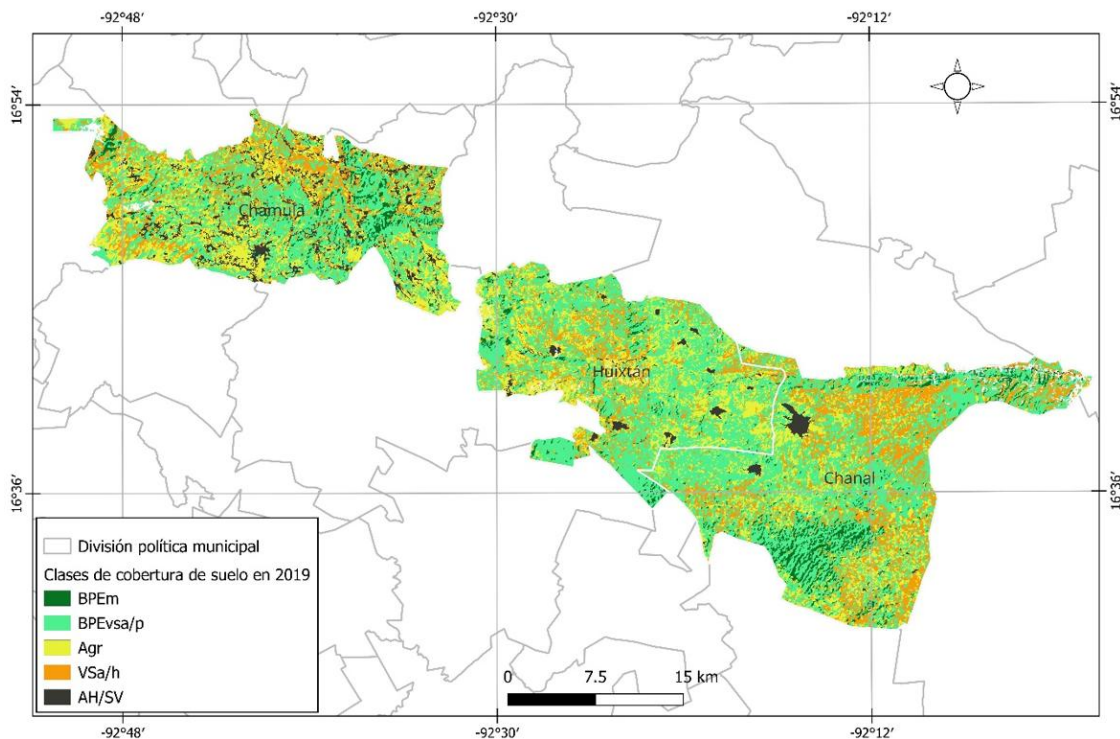


Figura 2. Mapa de clasificación de coberturas y uso de suelo del año 2019 de los tres municipios de estudio. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbácea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

Además de los bosques, se observa una amplia distribución de vegetación secundaria herbácea y arbustiva, característica de zonas agrícolas con suelos frágiles, donde las parcelas se dejan en descanso temporal para permitir la recuperación de la fertilidad. Un aspecto destacable es la presencia significativa de asentamientos humanos y áreas sin vegetación en Chamula, que abarcan el 9% de su superficie municipal, en contraste con menos del 2% en Chanal y Huixtán. Estas cifras son coherentes con las de densidad poblacional, donde Chamula destaca como el municipio más densamente poblado.

La Figura 3 muestra las extensiones totales de los diferentes tipos de cobertura del suelo reportadas en los 14 años que abarca el periodo de análisis; mientras que las Tablas 1, 2 y 3 presentan las transiciones entre las clases de cobertura del suelo ocurridas entre el año inicial (2005) y el final (2019). Los resultados revelan una pérdida significativa de cobertura forestal y un incremento en las áreas agrícolas, particularmente en el municipio de Chanal, donde se perdieron aproximadamente 3 500 ha de bosques entre 2005 y 2019. Las transiciones más frecuentes ocurrieron entre bosques perturbados y vegetación secundaria hacia tierras agrícolas. Por ejemplo, en Chanal, el aumento en áreas agrícolas ocurrió como resultado del reemplazo de la cobertura del suelo en 146 ha de bosque maduro, 2 490 ha de bosque perturbado y 783 ha de vegetación secundaria. A su vez, algunas parcelas agrícolas fueron abandonadas, regenerándose como bosque perturbado (184 ha) o vegetación secundaria (724 ha), mientras que 46 ha fueron ocupadas por asentamientos humanos.

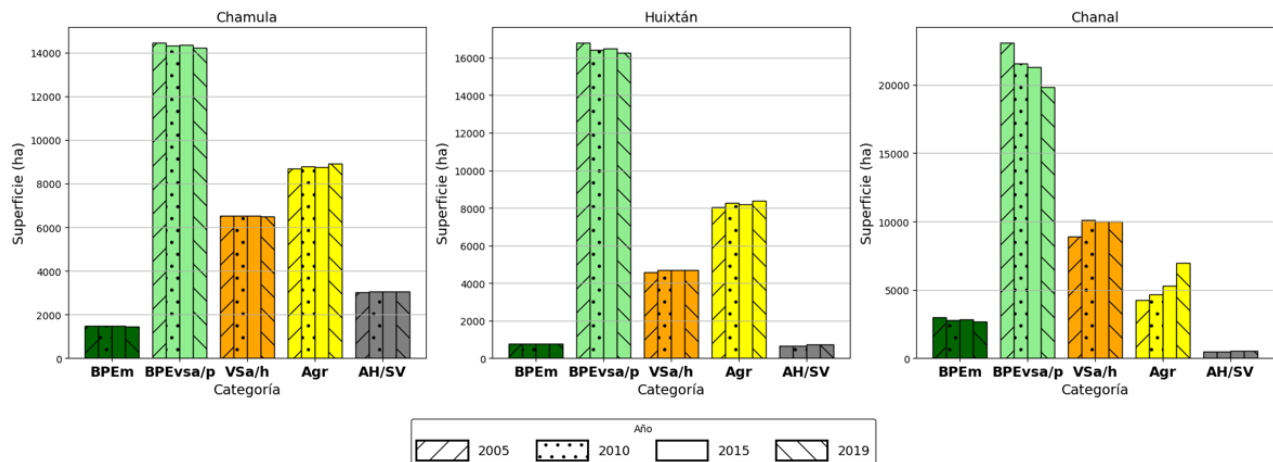


Figura 3. Superficie en hectáreas de las coberturas y uso de suelo para cada municipio durante los años 2005, 2010, 2015 y 2019. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbácea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

En Chamula y Huixtán, la pérdida de bosque fue menos pronunciada, aunque aún notable. Chamula perdió 224 ha de bosque perturbado (1.5% de su territorio), mientras que Huixtán registró una reducción de 505 ha (3%). En ambos casos, se observó que la superficie agrícola aumentó, pero en menor proporción que en Chanal. Huixtán también mostró un incremento en vegetación secundaria (117 ha), lo que sugiere procesos de regeneración en algunas áreas.

Tabla 1. Matriz de cambio de uso de suelo del municipio de Chamula. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbácea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

Chamula		2019					
		BPEm	BPEvsa/p	Agr	VSa/h	AH/SV	Total
2005	BPEm	1 455	4	9	19	0	1 488
	BPEvsa/p	4	14 182	160	77	13	14 436
	Agr	1	13	8 605	52	9	8 681
	VSa/h	0	13	140	6 349	31	6 533
	AH/SV	0	0	9	1	3 011	3 021
	Total	1 460	14 212	8 923	6 499	3 065	34 159

Tabla 2. Matriz de cambio de uso de suelo del municipio de Huixtán. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbácea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

Huixtán		2019					
		BPEm	BPEvsa/p	Agr	VSa/h	AH/SV	Total
2005	BPEm	750	17	5	6	0	778
	BPEvsa/p	6	16189	386	189	6	16776
	Agr	0	37	7848	111	42	8038
	VSa/h	1	27	153	4369	8	4558
	AH/SV	0	0	6	1	658	664
	Total	757	16270	8398	4676	714	30814

Tabla 3. Matriz de cambio de uso de suelo del municipio de Chanal. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbácea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

Chanal		2019					
		BPEm	BPEvsa/p	Agr	VSa/h	AH/SV	Total
2005	BPEm	2 666	62	146	96	0	2 970
	BPEvsa/p	29	19 450	2 490	1 059	12	23 040
	Agr	5	184	3 309	724	46	4 269
	VSa/h	3	80	783	8 031	4	8 900
	AH/SV	0	0	2	1	473	475
	Total	2 703	19 776	6 731	9 910	535	39 654

Relación entre la cobertura del suelo y las pendientes del terreno

Los resultados revelaron diferencias significativas en la distribución de pendientes entre los tipos de cobertura analizados (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). En la Figura 4, se puede observar que BPEm presentó las mayores pendientes medias ($20.27^\circ \pm 3.45^\circ$), significativamente superiores a las demás coberturas (Dunn post-hoc, $p < 0.01$). En contraste, las áreas como AH/SV, así como Agr, mostraron valores notablemente menores, con $9.78^\circ \pm 2.12^\circ$ y $11.73^\circ \pm 2.87^\circ$, respectivamente. Los análisis de tamaño del efecto (Cliff's Delta) revelaron que estas diferencias son ecológicamente relevantes ($\Delta >$

0.474), particularmente entre BPEm-Agr ($\Delta = 0.485$) y BPEm-AH/SV ($\Delta = 0.573$). Sin embargo, no se detectaron diferencias sustanciales entre vegetación secundaria (VSa/h, $14.51^\circ \pm 3.02^\circ$) y bosques perturbados (BPEvsa/p, $14.06^\circ \pm 2.98^\circ$; $\Delta = -0.054$), ni entre áreas agrícolas y asentamientos ($\Delta = 0.141$), sugiriendo una superposición en sus rangos de distribución (Figura 4). Estos patrones concuerdan con la hipótesis de que las coberturas menos perturbadas persisten en terrenos con pendientes abruptas, mientras que las actividades humanas se concentran en las zonas con pendientes moderadas a bajas. La ausencia de diferencia significativa entre VSa/h y BPEvsa/p podría indicar procesos similares de establecimiento vegetal en laderas con características topográficas equivalentes.

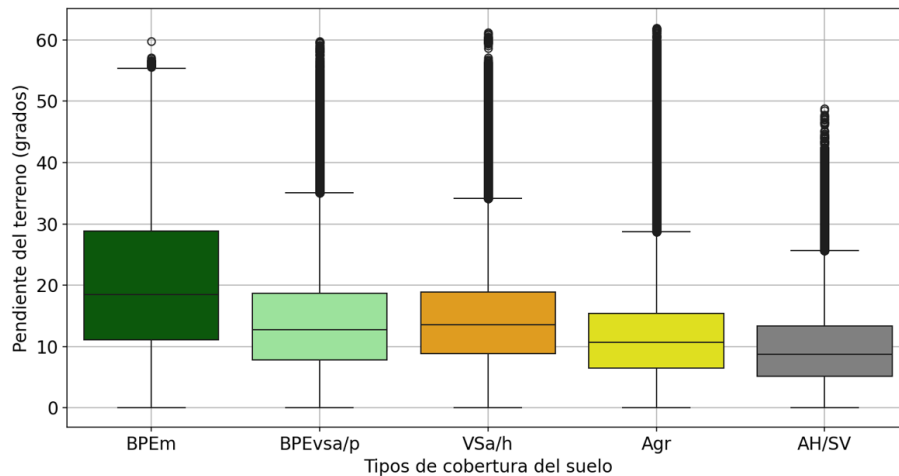


Figura 4. Diferencias de la pendiente entre las coberturas y uso de suelo. BPEm: bosque de pino encino maduro; BPEvsa/p: bosque de pino encino (vegetación secundaria arbórea/perturbada); Agr: áreas agrícolas; VSa/h: vegetación secundaria arbustiva/herbacea; AH/SV: asentamientos humanos o sin vegetación.

Producción agrícola y cambios en la cobertura del suelo

Respecto al análisis de los datos de producción agrícola, se obtuvo que las tendencias históricas revelan importantes diferencias en la intensidad del uso de la tierra y productividad entre los municipios (Figura 5). Chamula destaca con un volumen de producción agrícola considerablemente mayor, superando en más del 400% a los otros dos municipios, a pesar de tener una superficie agrícola similar a Huixtán. Esto sugiere una mayor eficiencia y diversificación productiva en Chamula. Por el contrario, aunque Chanal incrementó notablemente su superficie agrícola en los últimos años, su volumen de producción se mantuvo prácticamente estable, indicando posibles limitaciones en productividad debido a prácticas como la agricultura itinerante o la degradación del suelo.

El análisis detallado del volumen de producción agrícola que se presentan en la Figura 6 y Figura 7 muestra que, mientras en Huixtán y Chanal cerca del 90% del volumen agrícola está representado por maíz y frijol, en Chamula estos productos constituyen menos del 50%. Este último municipio ha optado por una diversificación productiva orientada hacia cultivos de mayor valor comercial, como hortalizas, papa, aguacate y frutales, reflejando una estrategia productiva enfocada a mercados más amplios y de mayor rendimiento económico.

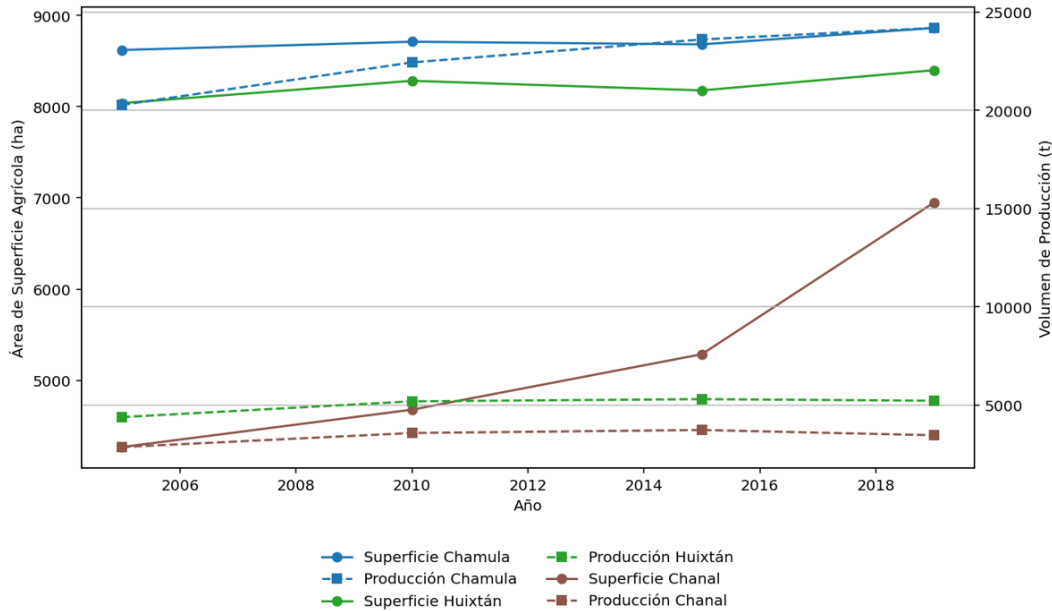


Figura 5. Tendencias históricas 2005-2019 de las áreas dedicadas a la agricultura y corresponde con los volúmenes de producción por municipio. Fuentes: volumen de producción SIAP (2005, 2010, 2015, 2019), áreas agrícolas son de elaboración propia.

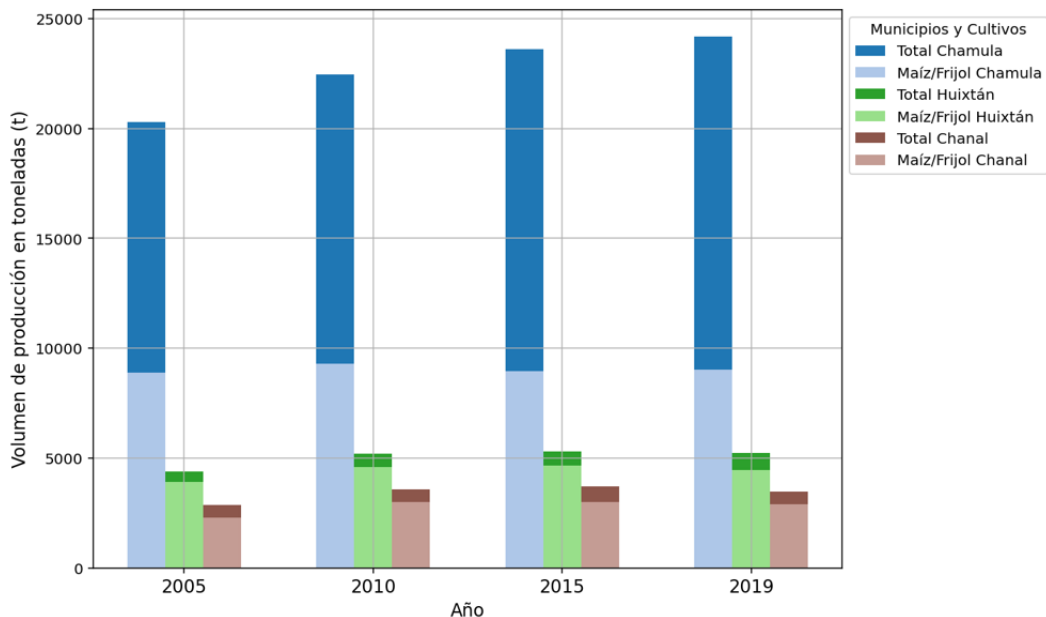


Figura 6. Tendencias históricas 2005-2019 de los volúmenes de la producción agrícola de granos básicos. Fuente: SIAP (2005, 2010, 2015, 2019).

Los patrones en la producción del maíz presentan variaciones importantes entre los municipios; en Chanal, pese al crecimiento significativo en superficie agrícola (Tabla 3), el volumen de producción de granos básicos se mantuvo en los mismos niveles. Chamula mostró una reducción constante en la producción de maíz desde 2005, mientras Huixtán presentó un aumento hasta 2015, seguido de un descenso posterior. Estos comportamientos revelan que la expansión territorial agrícola no necesariamente ha resultado en aumentos proporcionales en la producción de granos básicos.

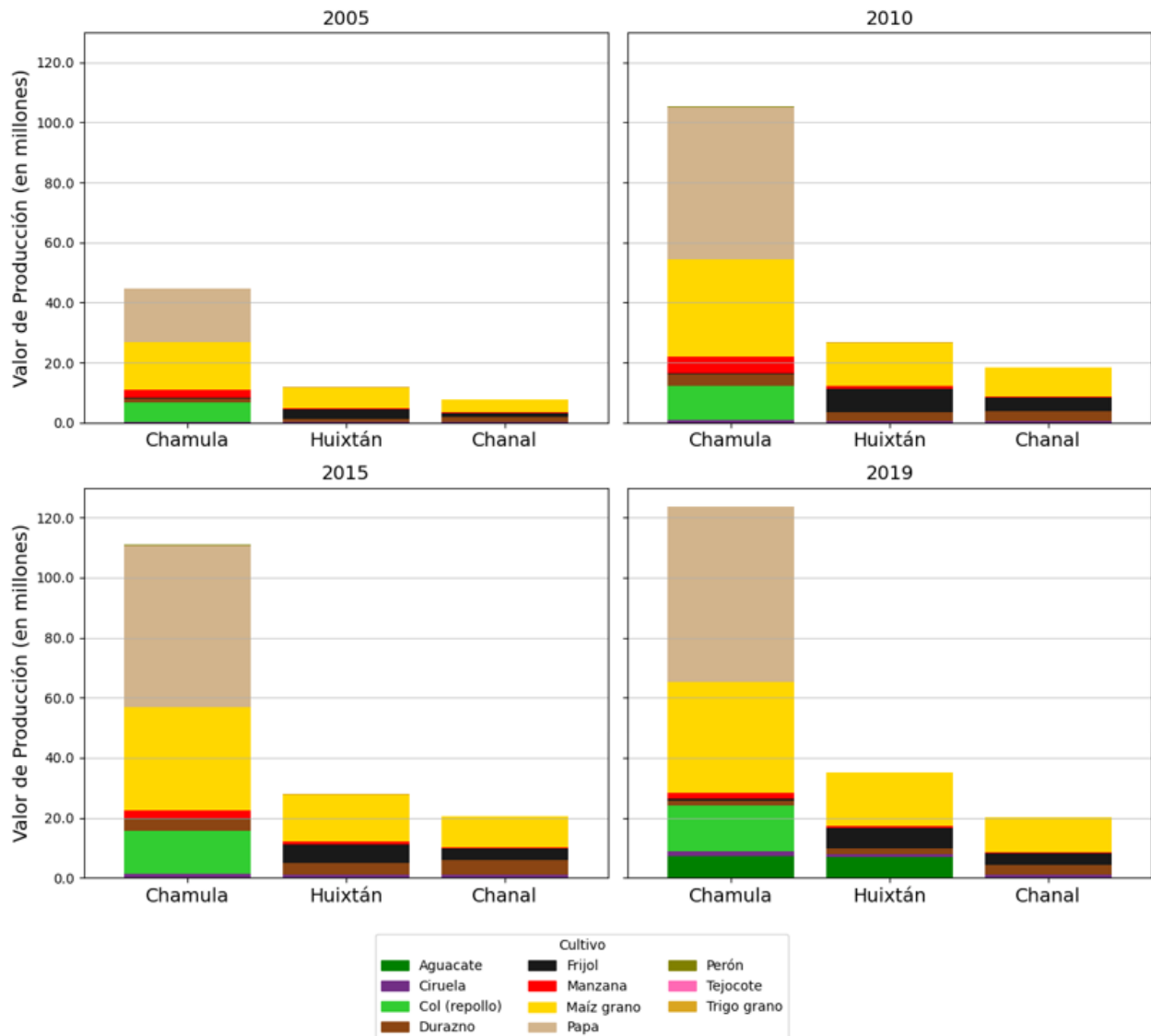


Figura 7. Valor de la producción de los diferentes productos agrícolas en los tres municipios durante los años 2005, 2010, 2015 y 2019. Fuente: SIAP.

En la figura 7 se muestra la contribución de los principales productos agrícolas al valor de la producción. Dos aspectos resalan en esta gráfica, el alto valor de la producción en Chamula y su mayor diversificación de productos agrícolas. La productividad agrícola en 2019 (medida como el valor de la producción entre la superficie agrícola) es considerablemente más alta en Chamula que en los otros dos municipios (Chamula =122M/8 923 ha, Huixtán= 37M/8 397 ha, Chanal= 20M/6731 ha). Los cultivos de papa, maíz, col y aguacate fueron los que más contribuyeron a este indicador. La introducción reciente del cultivo de aguacate en Chamula y Huixtán refleja claramente un proceso hacia la diversificación agrícola. Por otro lado, Chanal mantiene una dependencia marcada hacia un conjunto limitado de cultivos.

En cuanto a subsidios, Chamula fue uno de los más beneficiados por los subsidios agrícolas en los sexenios anteriores, principalmente a través del programa Procampo. Los otros dos municipios

recibieron también subsidios para la conservación de los bosques, por un monto, mediante el programa de Servicios Ambientales de la CONAFOR (Figura 8). También se registraron apoyos del Programa al Fomento Ganadero (PROGAN), que comparada con los otros dos fue mínimo, debido que en la región no se practica la ganadería bovina.

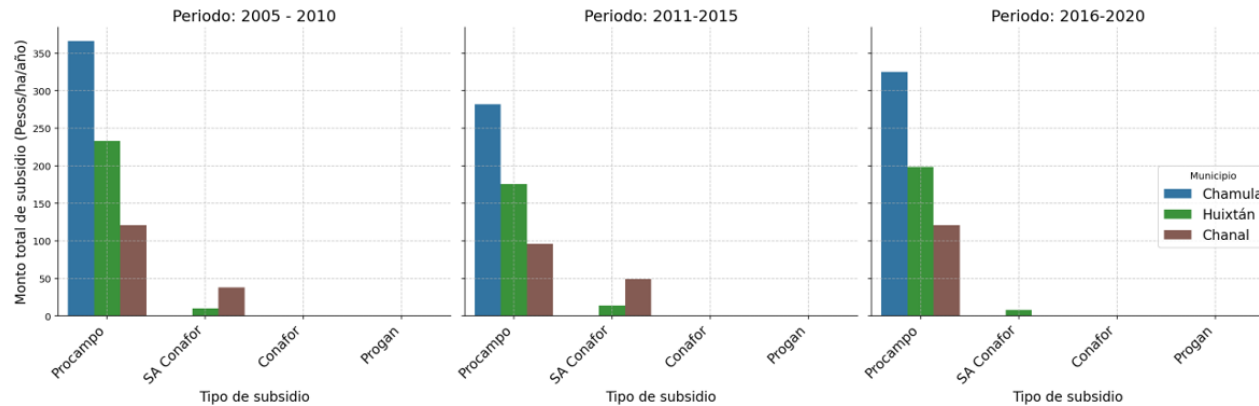


Figura 8. Montos de los subsidios agropecuarios y forestales durante el periodo estudiado.

Dinámica demográfica y cambios en la cobertura del suelo

Entre los años 2000 y 2020, los municipios de Chanal, Chamula y Huixtán experimentaron un crecimiento poblacional constante, lo cual se reflejó claramente en un aumento de la densidad poblacional. A partir de los datos censales de INEGI, se calculó que Chamula se posee la mayor concentración poblacional, pasando de aproximadamente 177 habitantes/km² a más de 260 habitantes/km². Por su parte, Huixtán, aumentó su densidad de aproximadamente 71 a poco más de 90 habitantes/km² en este mismo período. En contraste, Chanal, registró la menor densidad, incrementándose solamente de alrededor de 33 a 42 habitantes/km². Estos datos se corresponden con lo obtenido en los mapas de cobertura del suelo, la superficie dedicada a asentamientos humanos en Chamula es casi seis veces más que utilizada en Chanal.

DISCUSIÓN

Clasificación de la cobertura del suelo y patrones de cambio

Los patrones de cobertura y cambio de uso del suelo muestran que, aunque los bosques de pino-encino siguen siendo la cobertura dominante en los tres municipios, la proporción de bosque maduro es reducida y una parte importante del paisaje está conformada por bosques perturbados y vegetación secundaria, especialmente en Chanal, donde se concentraron las transiciones hacia áreas agrícolas. En contraste, en Chamula y Huixtán la pérdida de bosque fue menor y se registraron superficies relevantes de regeneración hacia vegetación secundaria.

Diversas investigaciones han atribuido las causas directas de la deforestación y el cambio de uso del suelo a factores locales como la accesibilidad física al territorio, incluyendo pendientes pronunciadas y cercanía a poblados (Cayuela *et al.* 2006, Jakovac *et al.* 2016), la calidad del suelo y los procesos de degradación asociados a prácticas agrícolas extensivas (Williams *et al.* 2020, Hu *et al.* 2021), la ausencia o insuficiencia de subsidios orientados a la conservación (Gómez-Martínez

2019), y la presión generada por la demanda de tierra agrícola, frecuentemente vinculada a la densidad poblacional o al tamaño de las parcelas (López-Carr 2021). No obstante, en este estudio no se identificó una relación directa entre dichas variables y la deforestación observada. Por ejemplo, Chamula, el municipio con menor tasa de deforestación, también fue el de mayor densidad poblacional, sin subsidios para la conservación y con una fuerte presión sobre la tierra. Lo que sí se observó es que los municipios en donde se practicó una agricultura más intensiva, es decir, con mayor diversidad de productos y de mayor valor económico, fueron aquellos que presentaron la menor pérdida de cobertura forestal, lo que sugiere trayectorias diferenciadas de uso del suelo dentro de una misma región.

Relación entre la cobertura del suelo y las pendientes del terreno

En este aspecto, se detectó que, en los tres municipios estudiados, las pendientes más pronunciadas coincidieron con la presencia de bosque maduro (BPEm), mientras que las áreas agrícolas (Agr) y los asentamientos humanos o suelo expuesto (AH/SV) tendieron a concentrarse en terrenos más planos. Por lo que la pendiente del terreno es una variable que influye en el mantenimiento de los bosques maduros. La falta de diferencia significativa entre vegetación secundaria (VSA/h) y bosque perturbado (BPEvsa/p) indica que ambos tipos de cobertura comparten rangos de pendiente similares, y que los procesos de regeneración y uso se desarrollan en condiciones topográficas comparables. Esto sugiere que las áreas actualmente clasificadas como vegetación secundaria podrían seguir trayectorias que dependen de las decisiones productivas locales y del acceso a mercados e insumos.

Producción agrícola y cambios en la cobertura del suelo

Los tres municipios conservaron proporciones importantes de cobertura forestal, tanto maduro como perturbado. Sin embargo, Chanal registró la mayor pérdida durante el periodo analizado.

En este sentido, se evidenció que la expansión agrícola se presentó principalmente en áreas que previamente se clasificaron como vegetación secundaria o bosques perturbados. Este avance en la frontera agrícola no estuvo acompañado por un aumento proporcional en la producción. Esto es un comportamiento observado en otros sistemas agrícolas tradicionales (Jakovac *et al.* 2016). Chamula presenta un comportamiento distinto. En este municipio, y en menor medida en Huixtán, el aumento en la producción agrícola no dependió tanto de la superficie cultivada, sino de cambiar la forma de producir, se diversificaron cultivos, adoptando especies de mayor valor comercial. Esto sugiere que, incluso dentro de una misma región, los municipios siguen diferentes estrategias en el uso del suelo. Una implicación de estos hallazgos es que expandir la frontera agrícola no es la única vía para incrementar la producción.

Chamula ha transitado hacia una agricultura más intensiva y comercial, centrada en cultivos como hortalizas y otros productos de valor comercial, cuya producción, en algunos casos, implica un uso intensivo de pesticidas (Bernardino-Hernández *et al.* 2016, Bernardino-Hernández *et al.* 2019). Según dichos autores, los sistemas hortícolas en Chamula hacen uso frecuente de plaguicidas altamente tóxicos (categoría IV), así como de fertilizantes sintéticos, lo que representa un riesgo ambiental significativo, además de afectar la salud de los productores (Molina-Morales *et al.* 2012,

Ali *et al.* 2021). Este modelo disminuye la presión por la expansión territorial. Sin embargo, impone nuevas amenazas sobre el entorno, sobre todo en la calidad del suelo y del agua.

Huixtán presenta un caso mixto. Allí conviven prácticas tradicionales con una incorporación gradual al mercado. Lo cual refleja una transición que, si no se regula adecuadamente, podría replicar los efectos negativos que ya se ven en Chamula. En conjunto, estos casos muestran que ciertas formas de intensificación pueden contribuir a disminuir la expansión de la frontera agrícola. Pero al mismo tiempo generan nuevos riesgos socioambientales que deben ser considerados en cualquier propuesta de manejo.

Dinámica demográfica, migración y uso del suelo

La migración laboral, tanto temporal como permanente, es otro factor que puede influir en los patrones locales de uso del suelo. Particularmente, en los Altos de Chiapas, por ejemplo, se tiene evidencia de que migrar a San Cristóbal de las Casas, o hacia regiones agrícolas del norte del país es una estrategia para diversificar los ingresos familiares, impactando la labor agrícola y finalmente alterando la dinámica de cobertura del suelo (Copro-Quintana *et al.* 2017). El presente estudio no cuenta con datos migratorios específicos a escala municipal. Pero los patrones observados revelan que los municipios con mayor diversificación productiva y vínculos laborales externos presentaron menos deforestación. Esto es consistente con la literatura que señala que la migración puede modificar indirectamente la demanda de tierra y las dinámicas de cambio de cobertura.

En contraste, municipios como Chanal y Huixtán, ubicados en zonas con menor accesibilidad, mantienen patrones más tradicionales de uso del suelo, con mayor expansión agrícola. Esta diferencia ha sido documentada previamente. Investigaciones internacionales muestran que zonas rurales cercanas a centros urbanos los hogares suelen diversificar sus ingresos hacia actividades no agrícolas, reduciendo así la presión sobre la tierra (Dadi *et al.* 2022). En regiones más aisladas, en cambio, donde existen menos alternativas económicas, las comunidades dependen con mayor intensidad de los recursos forestales, lo que incrementa su degradación (Twongyirwe *et al.* 2018).

En conjunto, estos estudios muestran que la integración territorial y la conectividad comercial pueden atenuar la deforestación al favorecer medios de vida menos dependientes del uso extensivo de la tierra; sin embargo, también generan nuevas demandas de insumos externos y procesos de urbanización que introducen presiones adicionales sobre los recursos locales (Martínez-Velasco 2023). En consecuencia, las transformaciones detectadas en las coberturas forestales no pueden atribuirse a un solo factor, sino que parecen responder a la interacción entre la diversificación productiva (Bernardino-Hernández *et al.* 2016), la importancia cultural y económica de los bosques para las comunidades (Ramírez-López *et al.* 2012) y la integración económica con centros urbanos como San Cristóbal de las Casas (Gómez-Martínez 2019).

Implicaciones para la sostenibilidad y el manejo territorial

Este trabajo demuestra cómo han cambiado los patrones de cobertura y uso del suelo entre 2005 y 2010. Dichos cambios no se presentaron de la misma manera en todos los municipios estudiados. Estas variaciones no se atribuyen a una única variable. Los resultados sugieren que factores sociales, económicos, ambientales y culturales podrían estar asociados con las distintas formas en que se combinan la expansión agrícola, la regeneración de la vegetación y la permanencia de los

bosques. Se evidencia la necesidad de estrategias que reconozcan las particularidades territoriales de cada municipio para lograr una sostenibilidad real en regiones con alta diversidad sociocultural y ecológica. En el contexto de los Altos de Chiapas, existen diversas prácticas agrícolas que pueden considerarse sostenibles, pues reducen la presión sobre el bosque y mantienen la fertilidad del suelo. Entre ellas destacan los sistemas agroforestales tradicionales, el manejo de barbechos más largos, la integración de policultivos y el uso moderado de insumos externos, ya que se ha documentado que son compatibles con la conservación del bosque mesófilo y de los bosques de pino-encino en la región (Ramírez-López *et al.* 2012, Gómez-Martínez 2019).

Los resultados de este estudio muestran que, además de la intensificación agrícola, factores como la diversificación productiva, la integración con centros urbanos y la accesibilidad del terreno influyen de manera conjunta en la conservación de los bosques y en la organización del espacio agrícola. Aunque el tránsito hacia cultivos de mayor valor comercial ha contribuido en algunos casos a frenar la expansión de la frontera agrícola. Pero este proceso no está exento de impactos socioambientales debido al mayor uso de pesticidas y otros insumos externos. Estos hallazgos subrayan la necesidad de promover políticas públicas específicas y culturalmente pertinentes, que reconozcan la diversidad territorial de las regiones indígenas y fomenten prácticas agrícolas sostenibles compatibles tanto con la conservación de los ecosistemas como con las necesidades productivas y culturales de las comunidades.

CONCLUSIONES

Los cambios de uso del suelo en los Altos de Chiapas entre 2005 y 2019 no responden a una única causa, sino a la interacción entre factores ambientales, productivos y socioeconómicos que actúan de manera diferenciada entre municipios indígenas. La expansión agrícola se concentró principalmente en áreas de vegetación secundaria y bosques perturbados, mientras que los bosques maduros se mantuvieron en zonas de mayor pendiente y menor accesibilidad. Las trayectorias de cambio se asociaron con la estructura productiva local, es decir, con la diversificación agrícola y la integración a mercados regionales presentaron menores tasas de deforestación, aunque también enfrentaron riesgos socioambientales derivados del uso de insumos externos. Promover prácticas agrícolas sostenibles, como sistemas agroforestales, policultivos y manejo adecuado de barbechos, resulta fundamental para reducir la presión sobre los bosques y fortalecer la resiliencia socioambiental estos municipios.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por la beca de posgrado otorgada con el número 759259. A los tres revisores anónimos cuyos comentarios contribuyeron significativamente a mejorar el manuscrito.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

DECLARACIÓN SOBRE USO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL GENERATIVA

En la investigación y/o preparación de este manuscrito, los autores utilizaron ChatGPT con el objetivo de corrección de estilo y traducción. La revisión, verificación, edición e interpretación de lo aportado por ChatGPT fue realizada por los autores, quienes asumen la total responsabilidad por el contenido publicado.

LITERATURA CITADA

- Ali S, Ullah MI, Sajjad A, Shakeel Q, Hussain A (2021) Environmental and Health Effects of Pesticide Residues. In: Inamuddin, Ahamed MI, Lichtfouse E (eds) Sustainable Agriculture Reviews 48. Springer, Cham. pp. 1-25. https://doi.org/10.1007/978-3-030-54719-6_8
- Bernardino-Hernández HU, Mariaca Méndez R, Nazar Beutelspacher A, Álvarez Solís JD, Torres Dosal A, Herrera Portugal C (2016) Factores socioeconómicos y tecnológicos en el uso de agroquímicos en tres sistemas agrícolas en los Altos de Chiapas, México. *Interciencia* 41(6): 382-392.
- Bernardino-Hernández HU, Mariaca Méndez R, Nazar Beutelspacher A, Álvarez Solís JD, Torres Dosal A, Herrera Portugal C (2019) Conocimientos, conductas y síntomas de intoxicación aguda por plaguicidas entre productores de tres sistemas de producción agrícolas en los Altos de Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 35(1): 7-23. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.01>
- Cayuela L, Benayas JMR, Echeverría C (2006) Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management* 226(1-3): 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.047>
- Castillo-Santiago MA, Mondragón-Vázquez E, Espinosa-Jiménez FR, Escobar-Flores RE, García-González R, Domínguez-Vera R, Chanona-Pérez SP, Mas JF, Hernández-Stefanoni JL (2024) Estimación de la distribución espacial de los bosques perturbados en Chiapas, México, usando datos satelitales e información auxiliar. *Botanical Sciences* 102(3): 779-795. <https://doi.org/10.17129/botsci.3461>
- CONAFOR (2011) Ordenamiento Territorial Comunitario (OTC). Comisión Nacional Forestal. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/6/1413Anexo%201%20Desarrollo%20Forestal%20Comunitario.pdf>. Fecha de consulta: 10 de mayo de 2025.
- CONAFOR (2012) Reforestación y Restauración Forestal. Comisión Nacional Forestal. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/126517/CNF-37_Conservacion_y_Restauracion_de_Suelos.pdf. Fecha de consulta: 10 de mayo de 2025.
- CONAFOR (2019) Programa de Manejo Forestal. Comisión Nacional Forestal. <https://www.gob.mx/conafor/es/articulos/que-es-y-para-quien-es-el-programa-apoyos-para-el-desarrollo-forestal-sustentable?idiom=es>. Fecha de consulta: 10 de mayo de 2025.
- CONAFOR (2021) Pago por Servicios Ambientales. Comisión Nacional Forestal. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/608535/4_Componente_IV_SA.pdf. Fecha de consulta: 10 de mayo de 2025.

- Coporo-Quintana G, Villafuerte Solís D (2017) Chamula: pueblo de migrantes en Los Altos de Chiapas. *Migración y Desarrollo* 15(29): 75-102. <https://doi.org/10.35533/myd.1529.gcq.dvs>
- Dadi W, Mulegeta M, Simie N (2022) Urbanization and its effects on income diversification of farming households in Adama district, Ethiopia. *Cogent Economics & Finance* 10(1): 1-17. <https://doi.org/10.1080/23322039.2022.2149447>
- Eigenbrod F, Beckmann M, Dunnett S, Graham LJ, Holland R, Meyfroidt P, Seppelt R, Song X, Spake R, Václavík T (2020) Identifying agricultural frontiers for modeling global cropland expansion. *One Earth* 3(5): 504-514. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.09.006>
- Espinosa J, Moreno J (2018) Agricultural land use. In: Espinosa J, Moreno J, Bernal G (eds) *The soils of Ecuador*. Springer, Cham. pp. 93-113. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25319-0_6
- Gómez-Martínez E (2019) Estrategias campesinas para la consolidación de la agricultura familiar en Los Altos de Chiapas, México. *Perspectivas Rurales Nueva Época* 17(34): 125-150.
- Gobierno del Estado de Chiapas (2015) Programa Regional de Desarrollo: Región V Altos Tsotsil Tzeltal. Secretaría de Hacienda del Estado de Chiapas, Dirección de Planeación, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Programa regional de desarrollo. 68p. <https://www.haciendachiapas.gob.mx/planeacion/informacion/desarrollo-regional/prog-regionales/altos.pdf> Fecha de consulta: 9 de diciembre de 2025.
- Gülci S, Wing M, Akay AE (2025) Land use and land cover (LULC) mapping accuracy using single-date sentinel-2 MSI imagery with random forest and classification and regression tree classifiers. *Geomatics* 5(3): 29. <https://doi.org/10.3390/geomatics5030029>
- Hu X, Næss JS, Jordan CM, Huang B, Zhao W, Cherubini F (2021) Recent global land cover dynamics and implications for soil erosion and carbon losses from deforestation. *Anthropocene* 34: 100291. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2021.100291>
- INEGI (2000) XII Censo General de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>. Fecha de consulta: 5 de mayo de 2024.
- INEGI (2005) II Conteo de Población y Vivienda 2005. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2005/>. Fecha de consulta: 5 de mayo de 2024.
- INEGI (2010) Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>. Fecha de consulta: 5 de mayo de 2024.
- INEGI (2013) Modelos digitales de elevación, escala 1:50 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI (2014) Guía para la interpretación de la cartografía. Uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000 serie V. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usuarios/metadatos/guia_interusuarios.pdf. Fecha de consulta: 9 de diciembre de 2025
- INEGI (2015) Encuesta Intercensal 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/intercensal/2015/>.
- INEGI (2020) Censo de Población y Vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>. Fecha de consulta: 5 de mayo de 2024.
- Jakovac CC, Peña-Claros M, Kuyper TW, Bongers F (2016) Loss of secondary forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* 104(1): 77-86. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>
- López-Carr, D. A (2021) Review of Small Farmer Land Use and Deforestation in Tropical Forest Frontiers: Implications for Conservation and Sustainable Livelihoods. *Land* 1113(10). <https://doi.org/10.3390/land10111133>
- Macbeth G, Razumiejczyk E, Ledesma RD (2011) Cliff's delta calculator: A non-parametric effect size program for two groups of observations. *Universitas Psychologica* 10(2): 545-555.

- Martínez-Velasco G (2023) A más de 20 años de migración chiapaneca a Estados Unidos: mudanzas y persistencias. *Pueblos y Fronteras Digital* 18: e686. <https://doi.org/10.22201/cimsur.18704115e.2023.v18.686>
- Molina-Morales Y, Flores-García M, Balza-Quintero A, Benítez-Díaz P, Miranda-Contreras L (2012) Niveles de plaguicidas en aguas superficiales de una región agrícola del estado Mérida, Venezuela, entre 2008 y 2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28(4): 289-301.
- Ordóñez-Serna ML, Sanabria-Diago OL (2022) Socio-environmental comparison in indigenous agricultural productive systems: Tontotuna, Totoró-Colombia and Tsotsil, Chamula-Mexico. *Ambiente & Sociedade* 25: e0038. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200146r2vu2022L2OA>
- Orozco-Hernández ME, Farfán Escalera R, Gutiérrez Sánchez DL (2011) Desempeño ambiental de los recursos naturales en comunidades rurales, Estado de México. *Investigaciones Geográficas* 76: 84-103.
- Pendrill F, Persson UM, Godar J, Kastner T, Moran D, Schmidt S, Wood R (2019) Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global Environmental Change* 56: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002>
- Ramírez-López JM, Ramírez-Marcial N, Cortina-Villar HS, Castillo-Santiago MA (2012) Déficit de leña en comunidades cafetaleras de Chenalhó, Chiapas. *Revista Ra Ximhai* 8(3): 27-39. <https://doi.org/10.35197/rx.08.03.e1.2012.03.jr>
- SAGARPA (2012) Diagnóstico final del programa PROCAMPO. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. <https://www.agricultura.gob.mx/sites/default/files/sagarpa/document/2018/11/14/1529/14112018-procampo-diagnostico-final-2203212.pdf>. Fecha de consulta: 10 de noviembre 2023.
- Secretaría de Gobernación (2008) Reglas de operación del Programa de Ganadería (PROGAN). Secretaría de Gobernación. *Diario Oficial de la Federación*. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5031297&fecha=10/03/2008. Fecha de consulta: 10 de noviembre de 2023.
- SIAP (2005) Anuario estadístico de la producción agrícola. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>. Fecha de consulta: 03 de febrero de 2024.
- SIAP (2010) Anuario estadístico de la producción agrícola. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>. Fecha de consulta: 03 de febrero de 2024.
- SIAP (2015) Anuario estadístico de la producción agrícola. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>. Fecha de consulta: 03 de febrero de 2024.
- SIAP (2019) Anuario estadístico de la producción agrícola. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>. Fecha de consulta: 03 de febrero de 2024.
- Toledo VM, Barrera-Bassols N (2009) La memoria biocultural: La importancia ecológica de las sabidurías tradicionales. Icaria Editorial. Barcelona, España. 248p.
- Twongyirwe R, Bithell M, Richards KS (2018) Revisiting the drivers of deforestation in the tropics: Insights from local and key informant perceptions in western Uganda. *Journal of Rural Studies* 63: 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2018.08.013>
- van Vliet J, de Groot HLF, Rietveld P, Verburg PH (2015) Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning* 133: 24-36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001>
- Williams B, Grantham H, Watson J, Alvarez SJ, Simmonds J, Rogéiz C, Da Silva M, Forero-Medina G, Etter A, Nogales J, Walschburger T, Hyman G, Beyer H (2020) Minimising the loss of biodiversity and ecosystem services in an intact landscape under risk of rapid agricultural development. *Environmental Research Letters* 15: 014001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5ff7>