

Recibido: 20/07/2025

Aceptado: 23/07/2025

Aprobado: 20/10/2025

Artículo original

Transformación territorial en las subcuencas La Sabana y Tres Palos (Guerrero, México): Proyecciones al 2030 y 2050 mediante modelos predictivos.

Armando Jesús de la Colina Rodríguez*, Orlando Novua Álvarez

Instituto de Geografía Tropical (IGT). Cuba.

*Autor para correspondencia: jcolina@geotech.cu

Resumen

Las subcuencas La Sabana y Tres Palos (Guerrero, México) enfrentan presiones ambientales por expansión urbana no regulada, con vacíos en estudios predictivos que integren variables geoespaciales. Este trabajo analiza cambios históricos (1993–2018) y proyecta escenarios al 2030 y 2050 mediante el módulo Land Change Modeler (LCM) del software TerrSet, utilizando su algoritmo de Perceptrón Multicapa (MLP). Se emplearon variables estáticas (elevación, pendientes, distancia a drenaje) y dinámicas (cercanía a carreteras y localidades). Los resultados revelan una pérdida del 96,1 % en bosques primarios (de 11 699,3 ha en 1993 a 454,3 ha en 2018) y un incremento del 255,4 % en zonas urbanas (de 2 547,8 ha a 9 054,5 ha). Las proyecciones (validadas con $K_{standard} = 0,877$) indican que la superficie urbana alcanzará 14 687,5 ha (19,9 % del área total) para 2050, desplazando 1 800,5 ha de vegetación secundaria (de 32 311,5 ha en 2018 a 30 511,0 ha en 2050) y 268,3 ha agrícolas. Estos cambios conllevarían impactos críticos: (1) fragmentación de corredores biológicos por la pérdida del 73 % adicional de bosques primarios entre 2018 y 2050, (2) reducción de la recarga hídrica, exacerbada por la pérdida del 61,4 % de pastizales (de 5 893,3 ha a 2 271,8 ha), y (3) aumento en zonas inundables, asociado a la expansión urbana en áreas adyacentes a humedales, que aunque crecen (de 690,3 ha a 2 151,3 ha en 2050), no compensan la pérdida de cobertura permeable. Se concluye que integrar herramientas como el MLP en políticas públicas es clave para impulsar estrategias de ordenamiento basadas en zonificación de riesgos y corredores de restauración, priorizando regiones tropicales vulnerables como Guerrero, donde convergen biodiversidad y presión socioambiental.

Palabras clave: *cambio de uso de suelo, expansión urbana, perceptrón multicapa, modelación predictiva, ordenamiento territorial.*

Territorial transformation in the La Sabana and Tres Palos sub-basins (Guerrero, Mexico): Projections for 2030 and 2050 using predictive models.

Abstract

The La Sabana and Tres Palos sub-basins (Guerrero, Mexico) face environmental pressures from unregulated urban expansion, with gaps in predictive studies that integrate geospatial variables. This study analyzes historical changes (1993–2018) and projects scenarios for 2030 and 2050 using the Land Change Modeler (LCM) module of TerrSet software, employing its Multilayer Perceptron (MLP) algorithm. Static variables (elevation, slope, distance to drainage) and dynamic variables (proximity to roads and settlements) were used. The results reveal a 96.1% loss of primary forests (from 11,699.3 ha in 1993 to 454.3 ha in 2018) and a 255.4% increase in urban areas (from 2,547.8 ha to 9,054.5 ha). The projections (validated with $K_{standard} = 0.877$) indicate that urban area will reach 14,687.5 ha (19.9% of the total area) by 2050, displacing 1,800.5 ha of secondary vegetation (from 32,311.5 ha in 2018 to 30,511.0 ha in 2050) and 268.3 ha

of agricultural land. These changes would entail critical impacts: (1) fragmentation of biological corridors due to an additional 73% loss of primary forests between 2018 and 2050, (2) reduced groundwater recharge, exacerbated by the 61.4% loss of grasslands (from 5,893.3 ha to 2,271.8 ha), and (3) increased flood-prone areas, associated with urban expansion into areas adjacent to wetlands, which, although they increase (from 690.3 ha to 2,151.3 ha by 2050), do not compensate for the loss of permeable cover. It is concluded that integrating tools such as MLP into public policy is key to promoting land-use planning strategies based on risk zoning and restoration corridors, prioritizing vulnerable tropical regions such as Guerrero, where biodiversity and socio-environmental pressures converge.

Keywords: *land-use change, urban expansion, multilayer perceptron, predictive modeling, land-use planning.*

Introducción

Los cambios en la cobertura y uso del suelo (CCUS) alrededor del mundo son provocados predominantemente por actividades antropogénicas como el desarrollo urbano, la agricultura y minería, principales motores de transformación de los ecosistemas a nivel global, con afectaciones significativas para la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, el bienestar humano y alteraciones en los ciclos biogeoquímicos (Bongaarts & IPBES, 2019; Foley et al., 2005; Hasan et al., 2020; Winkler et al., 2021; Romo-Rojas & Romo, 2022). En regiones tropicales, como México, estos cambios están asociados con la expansión de actividades agrícolas, pecuarias y urbanas, que a menudo ocurren en detrimento de los bosques y otros ecosistemas naturales (Gibbs et al., 2010; Bonilla-Moheno et al., 2013). Otros factores como los fenómenos naturales huracanes, tormentas tropicales, lluvias extremas, inundaciones, sequías e incendios inciden en los cambios de cobertura y uso de suelo (Ibarra-Núñez & Rodríguez, 2023).

El cambio de uso de suelo en el estado de Guerrero, es reflejo de las actividades económicas, políticas, ambientales y culturales, principalmente entre ellos el crecimiento demográfico, los avances tecnológicos, la deforestación y las actividades agropecuarias (Morales et al., 2022; Pérez, 2017).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo analizar los cambios históricos en la cobertura y uso del suelo en las subcuencas del río La Sabana y Laguna de Tres Palos (LS3P), utilizando cartografía digital multi-temporal del Programa Mexicano de Carbono a escala 1:250,000 (Paz-Pellat et al., 2018), y proyectar escenarios futuros para los años 2030 y 2050 mediante el modelo MLP (Multi-Layer Perceptron) del módulo LCM (Land Change Modeler) de TerrSet (Reyes et al., 2019; Arias-Muñoz et al., 2024; Palomeque de Cruz et al., 2021). Se emplearon datos de los años 1993, 2007 y 2018 para calibrar y validar el modelo, y se consideraron variables explicativas como

el modelo digital de elevación, pendientes, distancia a localidades, red vial y red de drenaje superficial perenne, seleccionadas teniendo en cuenta su relevancia en estudios antecedentes en México.

Este trabajo no solo contribuye a la comprensión de las dinámicas de uso del suelo en la subcuenca LS3P, sino que también ofrece una herramienta robusta para la planificación territorial y la toma de decisiones. Los resultados obtenidos resaltan la necesidad de implementar políticas de gestión sostenible que mitiguen los impactos ambientales y socioeconómicos asociados a los cambios predichos, promoviendo así un desarrollo equilibrado y resiliente en la región.

Metodología

Descripción del área de estudio

Las subcuencas La Sabana y Tres Palos se localizan en el extremo sur del estado de Guerrero, México, en la región conocida como Costa Grande, entre el Océano Pacífico y la Sierra Madre del Sur (Figura 1). Esta zona comprende una superficie total de 740,9 km² y constituye un sistema hidrográfico costero dinámico, en el que el río La Sabana actúa como colector principal, desembocando en la laguna de Tres Palos. Geomorfológicamente, el área corresponde a una planicie aluvial con pendiente suave hacia el océano, limitada al norte y al oriente por serranías de relieve accidentado, producto de la actividad tectónica reciente en la región. La cuenca se encuentra casi íntegramente dentro del municipio de Acapulco de Juárez, con una pequeña porción en Coyuca de Benítez, y alberga importantes localidades como Acapulco, La Sabana, Xaltianguis y Tres Palos.

El clima predominante se clasifica como Aw1 (sabana tropical subhúmeda) según el sistema de Köppen modificado por García (2004), caracterizado por una marcada estacionalidad: la temporada de lluvias se concentra entre

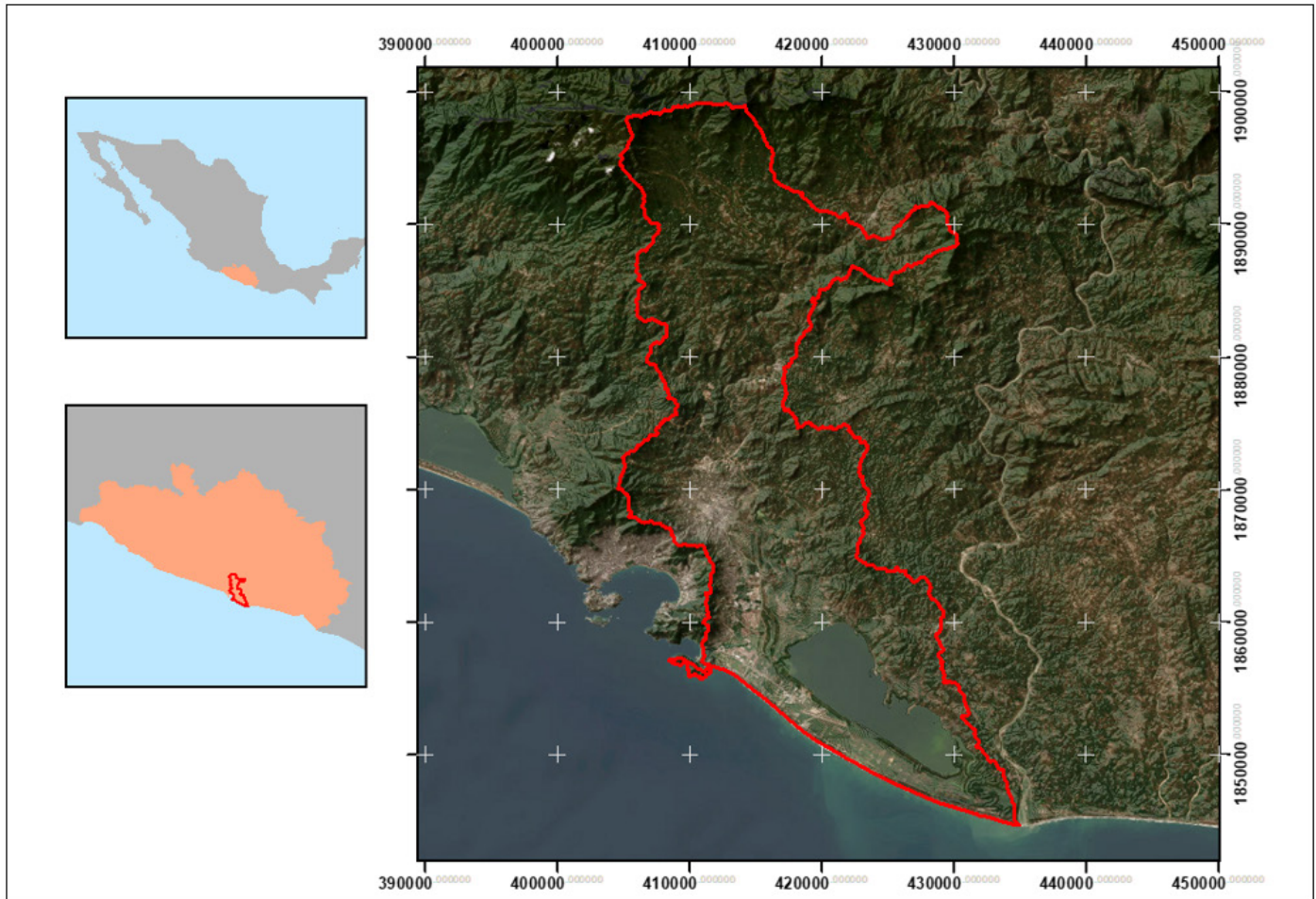


Figura 1. Localización del Área Objeto de Interés (AOI).

junio y octubre, con precipitaciones anuales promedio que oscilan entre 1 138 y 1 414 mm, mientras que los meses de noviembre a mayo son secos. La temperatura media anual varía entre 26,5 y 28,7 °C, con mínimas en enero-febrero y máximas en julio-agosto. Esta condición climática, combinada con una evaporación potencial que supera la precipitación la mayor parte del año, genera un balance hídrico altamente estacional, que condiciona tanto los usos del suelo como la disponibilidad de agua superficial y subterránea.

Demográficamente, la cuenca alberga una población estimada de 333 000 habitantes en el año 2020, con una tasa media de crecimiento del 1,2 % anual entre 1990 y 2020. Este crecimiento poblacional ha intensificado la presión sobre los ecosistemas locales, especialmente a través de la expansión urbana y la conversión de coberturas naturales. La laguna de Tres Palos, con una superficie de aproximadamente 5 500 ha, es un cuerpo de agua predominantemente oligohalino, somero y estacionalmente

conectado al mar, que recibe los escurrimientos del río La Sabana —actualmente afectados por descargas de aguas residuales no tratadas—. La vegetación circundante incluye mangle (*Laguncularia* y *Avicennia*), palmera de coco, carrizos y tule, aunque estos ecosistemas enfrentan una creciente fragmentación y deterioro por la expansión de zonas artificiales y actividades agropecuarias.

Conjunto de datos y procesamiento

El mapa de CUS se elaboró a partir de bases digitales multi-temporales del Programa Mexicano del Carbono (disponible en la url: https://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/index). Se obtuvieron mapas de uso de suelo y vegetación (USyV) a escala 1:250,000 en formato vectorial. Las series y años empleados fueron: Serie 2: 1993, Serie 4: 2007 y Serie 7: 2018. Las bases de datos de los mapas de uso de suelo y vegetación (para los años base) fueron procesadas a escala del estado de Guerrero y del área objeto de interés (AOI)

con herramientas de geoprocésamiento, reclasificados en 8 clases o categorías convertidos a formato ráster y estandarizados a una resolución espacial de 50 m. Se trabajó con ocho clases de cobertura: 1. Bosque primario (Bp), 2. Bosque secundario (Bs), 3. Pastos (P), 4. Cultivos (C), 5. Humedal (H), 6. Cuerpo de agua (CA), 7. Zonas urbanas (A) y 8. Otros (O).

Variables explicativas

La fuente utilizada para la elaboración de las capas de las variables explicativas (impulsores/drivers) fueron obtenidas de INEGI y del Geo portal de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Las once variables explicativas se seleccionaron teniendo en cuenta su relevancia en estudios antecedentes en México (Cayuela et al., 2006; Corona et al., 2016; Currit & Easterling, 2009; Ellis et al., 2010; Flamenco-Sandoval et al., 2007; Geoghegan et al., 2001; Manson, 2006; Palomeque de la Cruz et al., 2021; Pérez-Vega et al., 2012; Reyes Hernández et al., 2006; Roy Chowdhury, 2006; Trejo & Dirzo, 2000; Turner & Geoghegan, 2003) y se emplearon en el área de estudio: (1) el modelo digital de elevación (por sus siglas en inglés DEM) generado a partir del modelo del Estado de Guerrero a 15 m (INEGI), remuestreado a 50 m, (2) el mapa de pendientes elaborado a partir del modelo digital de elevación, (3) el mapa de orientación de las pendientes, (4) la distancia euclidiana a la red vial (EucDist_vias), (4) el mapa de la distancia euclidiana a las localidades (EucDist_loc), (5) el mapa de distancia euclidiana a la red de drenaje superficial (EucDist_rios), (6) el mapa de distancia euclidiana a las áreas afectadas por la expansión agrícola (Dist_areas_expa_agricola), (7) el mapa de distancia euclidiana a las áreas que han experimentado transiciones que indican revegetación (Dist_areas revegetadas), (8) el mapa de distancia euclidiana a las áreas afectadas por degradación (Dist_areas_degrada), (9) el mapa de distancia euclidiana a las áreas afectadas por la expansión pecuaria (Dist_areas_expa_pecuaria), (10) el mapa de distancia euclidiana a las áreas afectadas por la expansión urbana (Dist_areas_expa_urbana) y (11) el mapa de probabilidad de evidencia de cambio en el periodo 1993-2007 (Ev_likelihood_932007). (Fig. 2 (1 a 11)).

Modelado de cambios (MLP del LCM)

El modelado de los cambios en la cobertura y uso del suelo se realizó utilizando el módulo Land Change Modeler (LCM) del software TerrSet. Se implementó el algoritmo

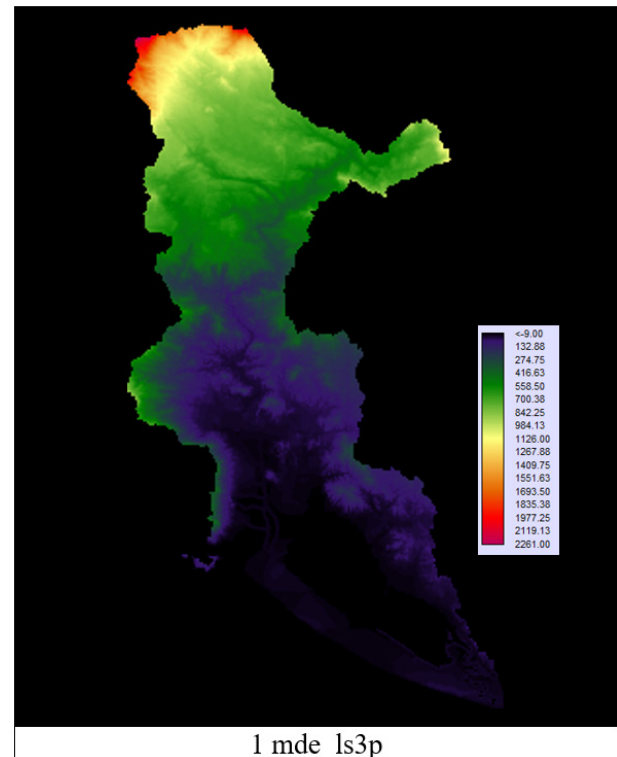


Figura 2(1). Variables explicativas utilizadas en la modelación (mde ls3p)

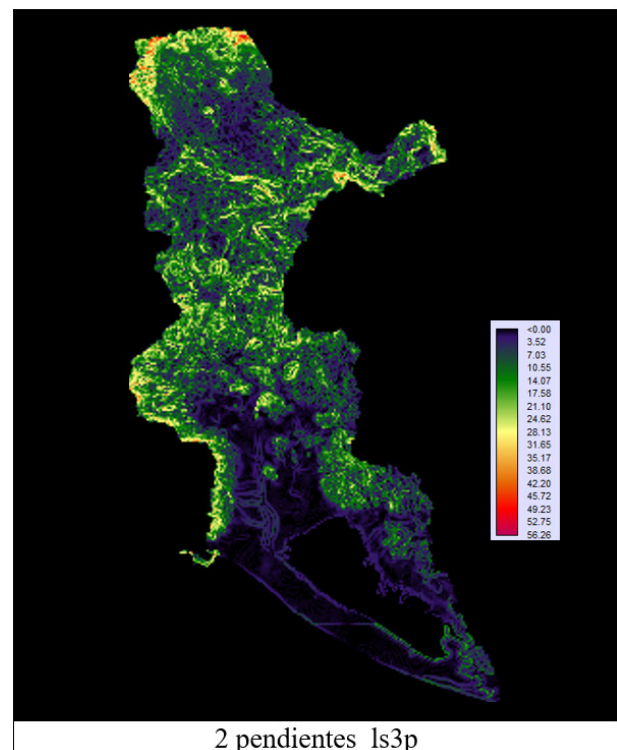


Figura 2(2). Variables explicativas utilizadas en la modelación (pendientes ls3p)

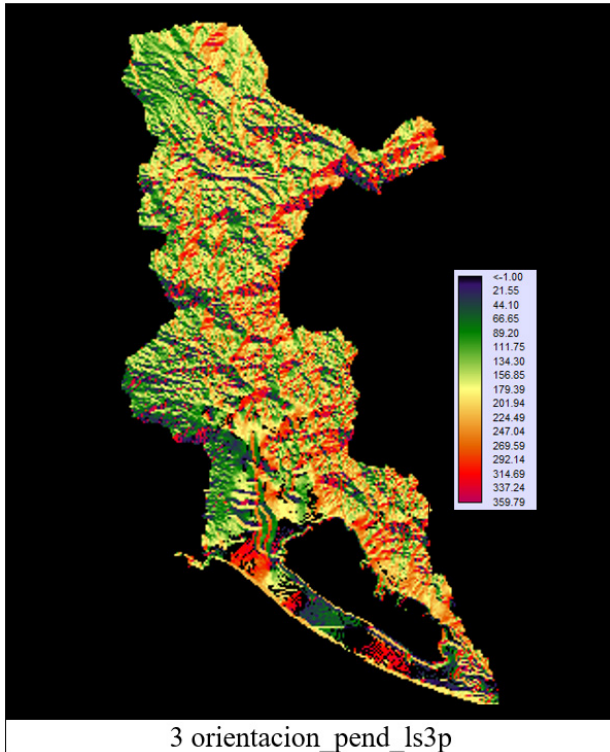


Figura 2(3). Variables explicativas utilizadas en la modelación (orientación pend. ls3p)

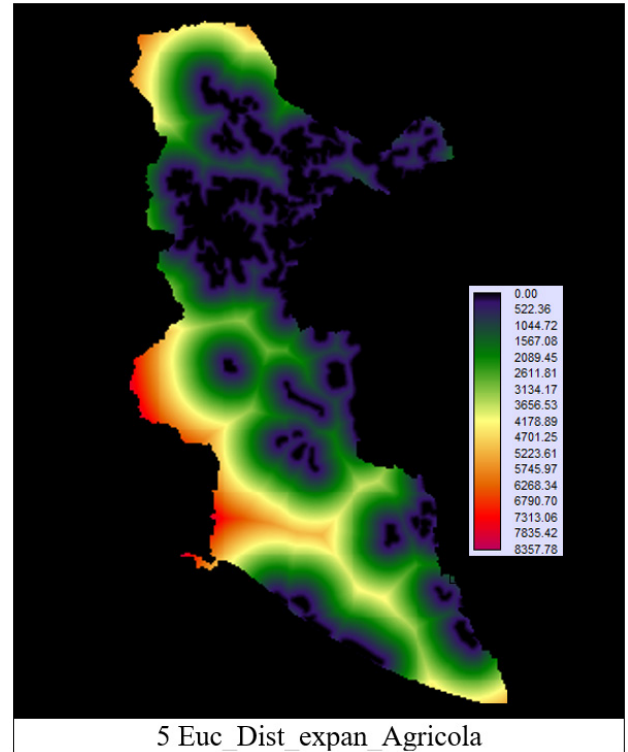


Figura 2(5). Variables explicativas utilizadas en la modelación (Euc. Dist. expan. Agrícola ls3p)

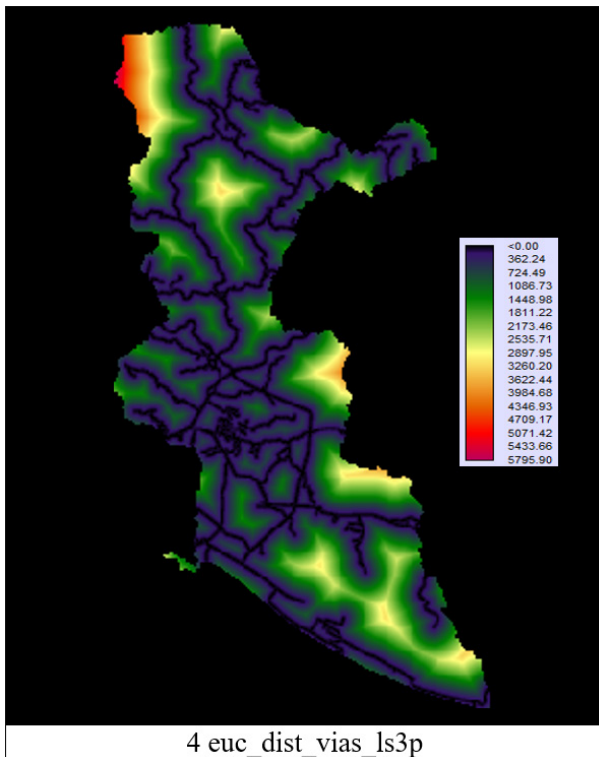


Figura 2(4). Variables explicativas utilizadas en la modelación (euc. dist. vías ls3p)

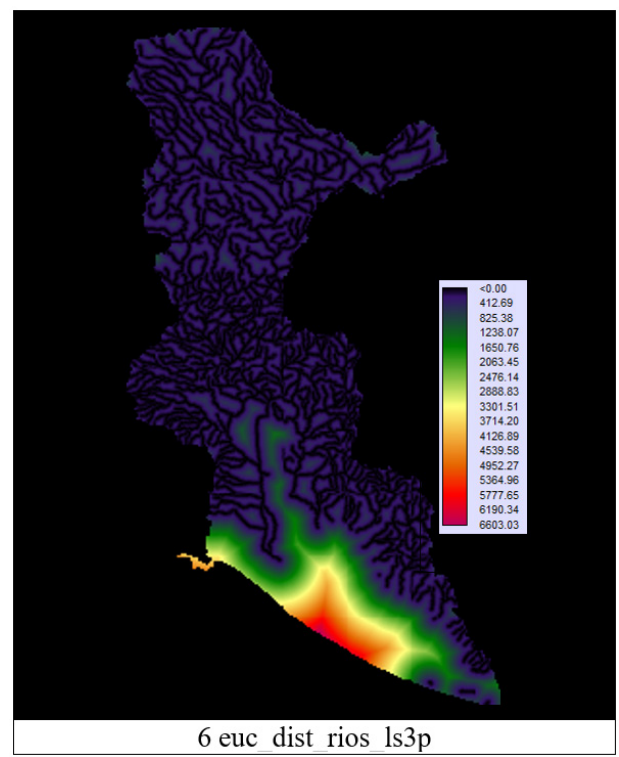


Figura 2(6). Variables explicativas utilizadas en la modelación (euc. dist. ríos ls3p)

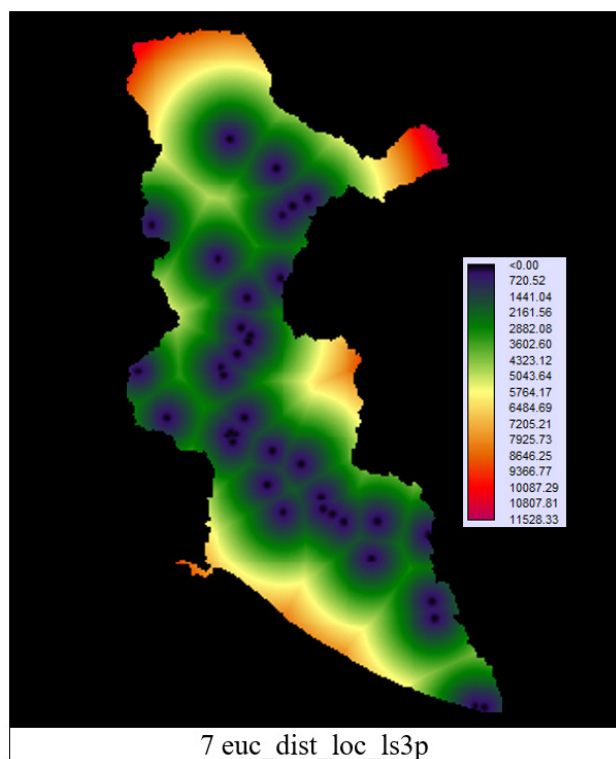


Figura 2(7). Variables explicativas utilizadas en la modelación (euc. dist. loc. ls3p)

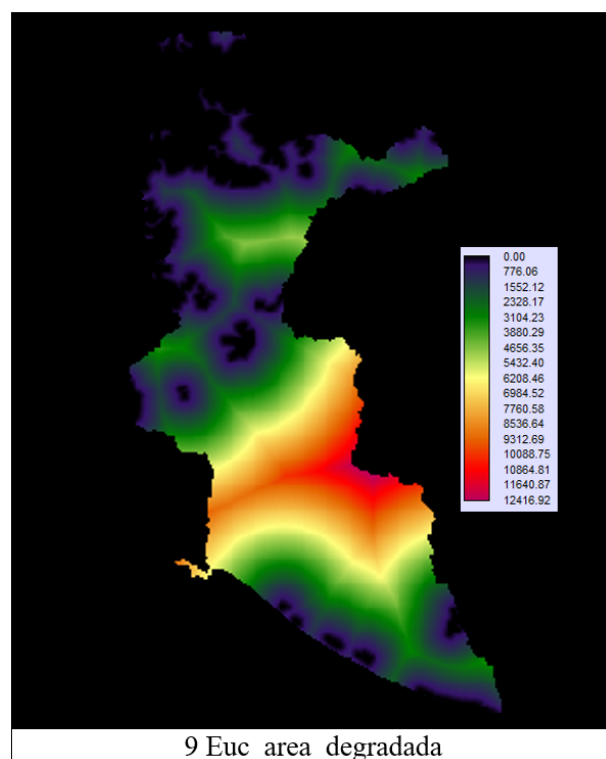


Figura 2(9). Variables explicativas utilizadas en la modelación (Euc. área degradada)

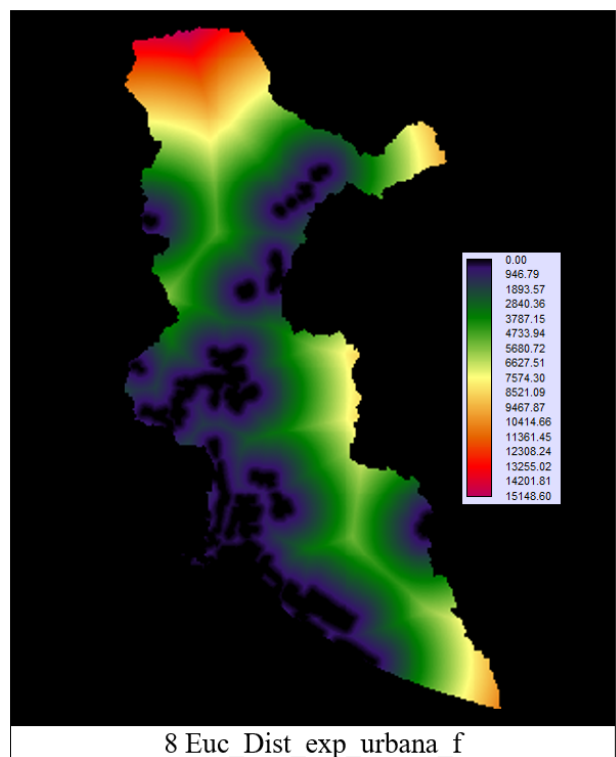


Figura 2(8). Variables explicativas utilizadas en la modelación (Euc. Dist. exp. urbana)

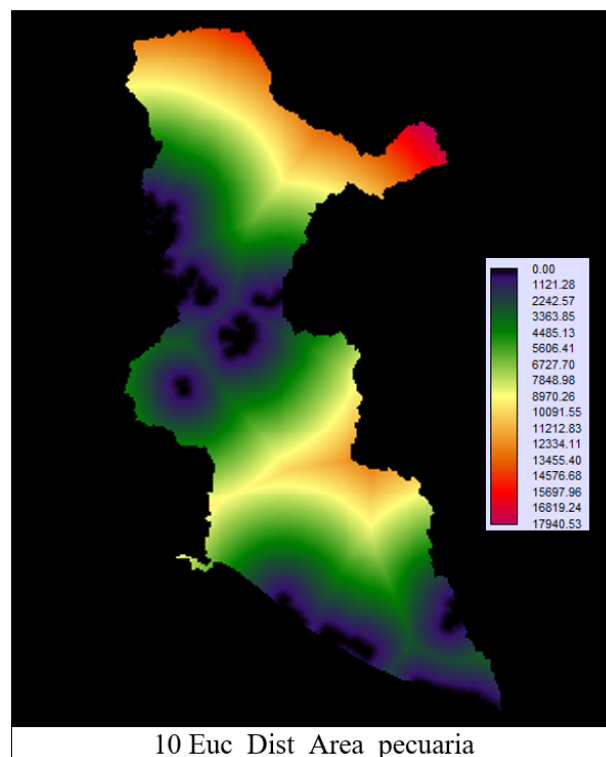


Figura 2(10). Variables explicativas utilizadas en la modelación (Euc. Dist. Área pecuaria)

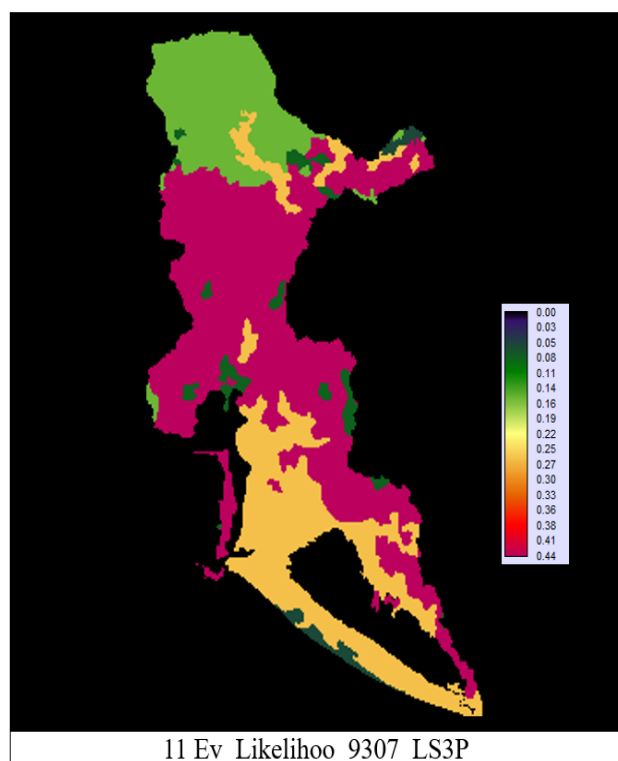


Figura 2(11). Variables explicativas utilizadas en la modelación (Ev. Likelihood. 9307 ls3p)

Multi-Layer Perceptron (MLP), una red neuronal artificial, para predecir las transiciones entre categorías de cobertura. El proceso incluyó los siguientes pasos:

1. Calibración del modelo:

- Se utilizaron los mapas de 1993 y 2007 para entrenar el modelo y definir las reglas de transición.
- Se implementaron cinco submodelos específicos para capturar las dinámicas de cambio:
 - a. Expansión agrícola.
 - b. Expansión pecuaria.
 - c. Expansión urbana.
 - d. Revegetación.
 - e. Degradación.

2. Validación del modelo:

- Se compararon las predicciones del modelo para 2018 con el mapa observado real de ese año, utilizando el módulo Validate de TerrSet.
- Se calcularon métricas de precisión, como el coeficiente de Kappa, los desacuerdos de cantidad

y localización, el error cuadrático medio (RMS) y la habilidad predictiva.

3. Predicción futura:

- Se generaron escenarios de cambio para los años 2030 y 2050, considerando las tendencias históricas y las variables explicativas.

Análisis de variables explicativas

La influencia de las variables explicativas en los submodelos se evaluó mediante el coeficiente de V de Cramer, que mide la fuerza de la asociación entre las variables y las transiciones modeladas. Este análisis permitió identificar las variables más relevantes para cada submodelo, mejorando la comprensión de los factores que impulsan los cambios en la cobertura y uso del suelo.

El flujo metodológico de la investigación (Fig.3) combina el uso de un SIG para el geoprocesamiento de los datos de CUS y de las variables explicativas con los procesos de calibración, validación y simulación del modelo MLP del LCM para la predicción de cambios en la CUS. La integración de ambas metodologías aseguró un enfoque riguroso y basado en evidencia, mejorando la precisión y aplicabilidad del modelo.

Resultados

Cambios históricos en la cobertura y uso del suelo (1993-2018)

Los análisis de cobertura y uso del suelo (CUS) entre 1993 y 2018 revelan una transformación drástica del paisaje en la subcuenca La Sabana-Tres Palos, caracterizada por la pérdida acelerada de bosques primarios, la expansión de áreas antropogénicas y fluctuaciones en la regeneración de ecosistemas secundarios (Tabla 1). Los mapas históricos (1993, 2007 y 2018) y el mapa de áreas de cambio (1993-2018) evidencian patrones espaciales claros: las zonas bajas y accesibles sufrieron una presión intensa por actividades humanas, mientras que las áreas remotas experimentaron procesos de recuperación parcial, aunque insuficientes para contrarrestar las pérdidas totales. (Tabla 1).

Deforestación y dinámica de bosques

El bosque primario (Bp) experimentó una reducción catastrófica, pasando de 11.699 ha en 1993 a solo 454 ha en 2018 (-96,1%), con una tasa anual de -12,1% (Tabla 1). Los mapas muestran que esta pérdida se concentró en las zonas

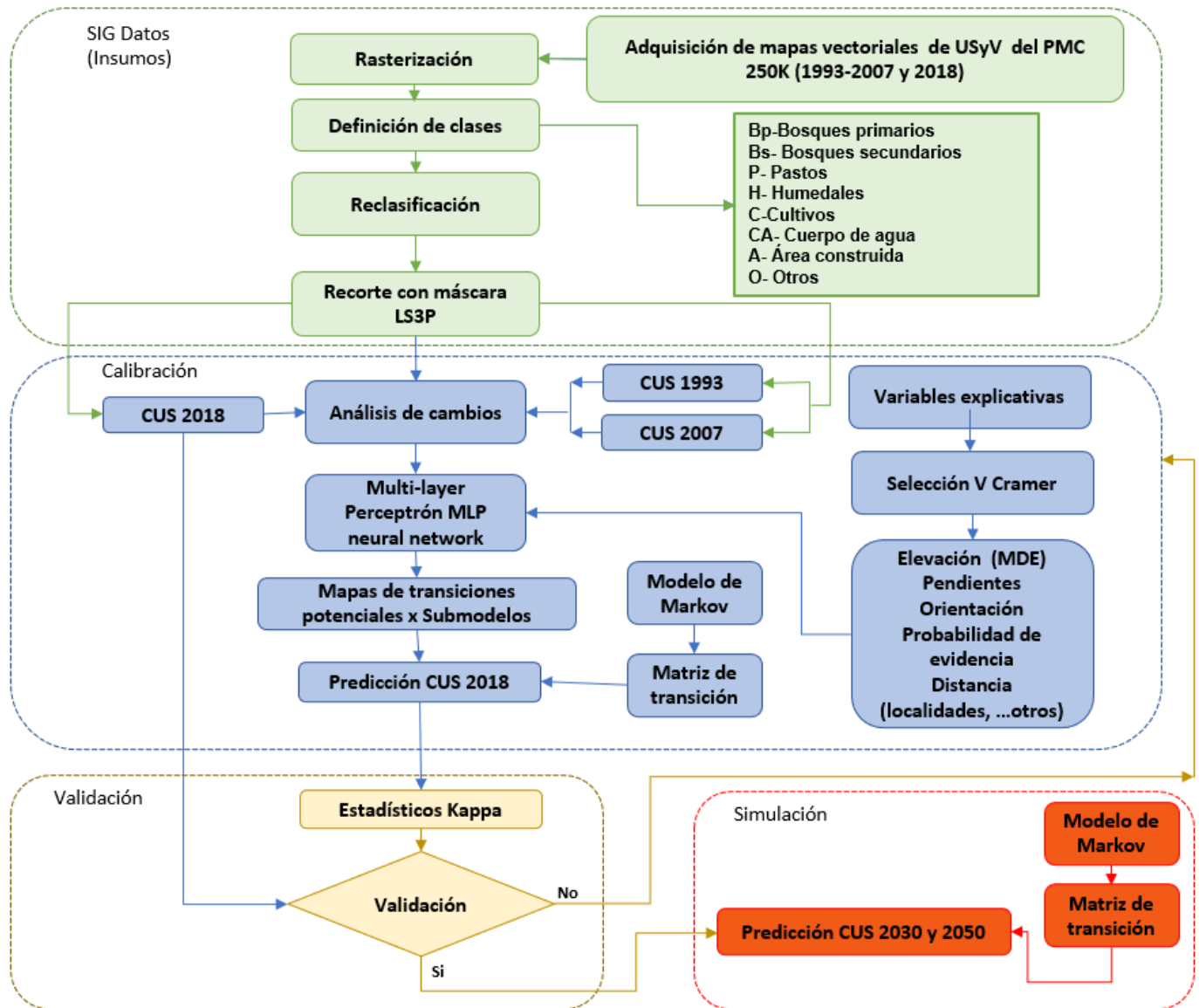


Figura 3. Diagrama de Flujo de la Investigación.

periurbanas y valles fértiles, reemplazadas por cultivos y Zonas urbanas. En contraste, el bosque secundario (Bs) aumentó un 6,2% (1993-2018), alcanzando un máximo en 2007 (35.731 ha) antes de disminuir levemente (-2,9% hacia 2018), lo que sugiere un ciclo de regeneración seguido de recaída en la deforestación. Esta dinámica se visualiza en el mapa de cambios como parches discontinuos de recuperación, principalmente en laderas marginales no aptas para agricultura intensiva.

Expansión agrícola y urbana: drivers dominantes

Los cultivos agrícolas (C) se expandieron un 17,6% (1993-2018), con un pico en 2007 (21.186 ha), seguido

de una leve contracción (-5,6% hacia 2018). Este retroceso coincide temporalmente con el crecimiento explosivo de las Zonas urbanas (A), que aumentaron un 255,4% (2.548 ha → 9.055 ha), especialmente entre 1993-2007 (+7,6% anual). El mapa de cambios identifica corredores urbanos a lo largo de vías principales y riberas, donde la urbanización reemplazó tanto cultivos como pastizales. Los pastizales (P), aunque con un incremento neto modesto (+227 ha), muestran una redistribución espacial hacia zonas altas, desplazados por la agricultura y la infraestructura.

Conservación relativa y presiones emergentes

Los humedales (H) destacan como una categoría resiliente, con un crecimiento del 62,6% (690 ha → 1.122 ha) y una

Tabla 1. Cambios históricos en la cobertura y uso del suelo (1993-2018).

CUS	Área 1993	Área 2007	Área 2018	Cambio neto (1993-2007)	Cambio neto (2007-2018)	Cambio neto (1993-2018)	Tasa de cambio anual (1993-2007)	Tasa de cambio anual (2007-2018)	Tasa de cambio anual (1993-2018)
	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(%)	(%)	(%)
Bp-Bosque primario	11699.3	663.8	454.3	-11,035.5	-209.5	-11245	-18.6%	-3.4%	-12.1%
Bs-Bosque secundario	32674.3	35731.3	34698.0	3,057.0	-1,033.3	2023.7	0.6%	-0.3%	0.2%
P-Pastizales	2123.8	2128.5	2351.5	4.7	223.0	227.7	0.02%	0.9%	0.4%
C- Cultivos agrícolas	17011.8	21185.8	20008.8	4,174.0	-1,177.0	2997.0	1.6%	-0.5%	0.7%
H-Humedales	690.3	855.3	1122.3	165.0	267.0	432.0	1.5%	2.5%	2.0%
CA-Cuerpo de agua	6149.8	6128.3	6128.3	-21.5	0.0	-21.5	-0.05%	0.0%	-0.01%
A-Zonas urbanas	2547.8	7064.0	9054.5	4,516.2	1,990.5	6506.7	7.6%	2.3%	5.1%
O-Otros	1035.0	175.0	114.3	-860.0	-60.7	-920.7	-12.6%	-3.9%	-9.9%

tasa anual positiva (+2,0%), posiblemente vinculada a políticas locales de conservación o recuperación natural de áreas inundables. No obstante, los cuerpos de agua (CA) presentaron una reducción mínima (-0,3%), aunque su estabilidad post-2007 sugiere una gestión hídrica eficiente en la última década. En contraste, la categoría Otros (O) colapsó un 89% (1.035 ha → 114 ha), reflejando la homogenización del paisaje hacia usos dominantes (urbanos/agrícolas) (Figura 4).

Implicaciones espaciales y temporales

El mapa de áreas de cambio (1993-2018) destaca dos procesos clave:

1. Frentes de deforestación activos en zonas limítrofes entre bosques primarios y áreas agrícolas.
2. Conurbación dispersa, donde la expansión urbana fragmentó paisajes naturales y agropecuarios.

Estos patrones coinciden con tasas de cambio aceleradas en periodos de desarrollo económico (1993-2007) y una moderación relativa post-2007, posiblemente asociada a cambios regulatorios o saturación de suelos aptos.

Estos cambios reflejan la intensificación de las actividades humanas en la subcuenca y su impacto en los ecosistemas naturales. La desaceleración en el crecimiento agrícola observada en 2018 resalta la importancia de considerar factores socioeconómicos y ambientales en los modelos de cambio de uso del suelo.

Influencia de las variables explicativas

El nivel de asociación entre las variables explicativas y las categorías de CUS en el período analizado se mide a través de la V de Cramer y se muestra en la Tabla 2.

Un coeficiente V de Cramer más alto de 0,15 muestra que el valor explicativo de la variable es potencialmente aceptable. Los valores V de Cramer de $\geq 0,4$ y $\geq 0,15$ se consideran útiles, respectivamente; y los valores menores de 0,15 deben eliminarse del modelo (Dziesko, 2014; Eastman, 2016; Hakim et al., 2021; Losiri et al., 2016; Singh et al., 2017).

La variable explicativa más fuerte es la probabilidad de evidencia, que tiene un significativo nivel de asociación (Cramer V ≥ 0.30) con las coberturas Áreas construidas,

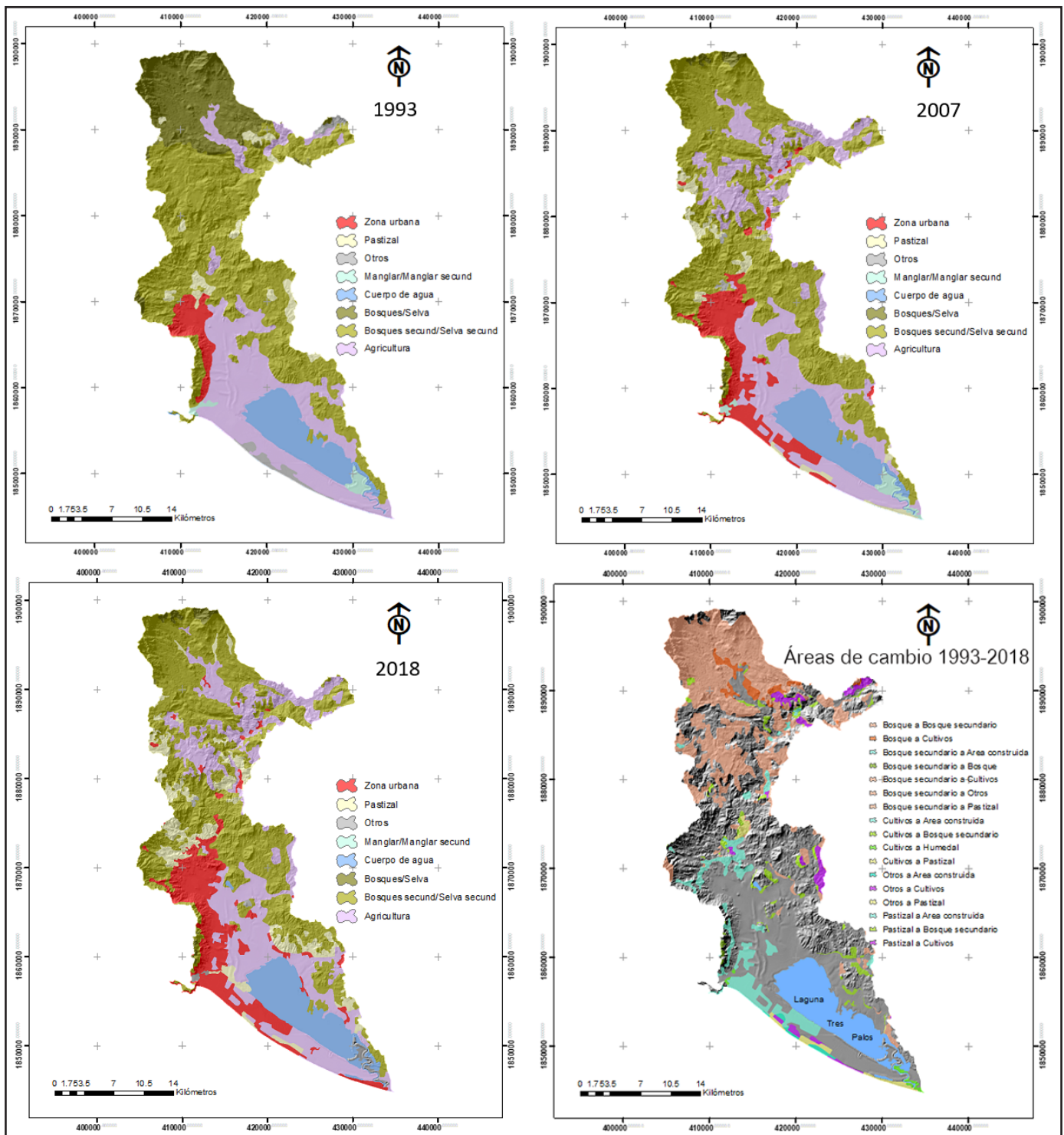


Figura 4. Cambios históricos en la cobertura y uso del suelo (1993-2018).

Pastos, Cultivos y Otros. También se observa un aceptable nivel de asociación en la variable distancia a la expansión agrícola para las coberturas bosque secundario, pastos y otros ($\text{Cramer } V \geq 0.35$).

Se observa una ausencia de asociación en el bosque primario con todas las variables, excepto con la distancia a las áreas revegetadas, lo que indica que la categoría de bosque está menos influenciada por las variables explicativas.

Tabla 2. Coeficiente V de Cramer (relación entre CCUS y variables explicativas). Valores significativos ≥ 0.30 resaltados en negritas.

CUS	Variables explicativas										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Bp	0.0000	0.0000	0.0000	0.0952	0.0000	0.0429	0.3206	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Bs	0.3562	0.0010	0.0363	0.2342	0.4725	0.4244	0.1950	0.4299	0.1115	0.3694	0.1771
P	0.3454	0.0088	0.2672	0.1290	0.3519	0.1509	0.1236	0.3491	0.3540	0.2843	0.6984
C	0.0533	0.0040	0.0257	0.2272	0.1040	0.1379	0.2083	0.0992	0.2806	0.2374	0.4657
H	0.1990	0.0037	0.0579	0.1068	0.2052	0.1853	0.0842	0.1974	0.2959	0.2509	0.1907
CA	0.0899	0.0011	0.0072	0.3255	0.1750	0.6000	0.1936	0.1730	0.1316	0.5456	0.1824
A	0.2497	0.0031	0.6256	0.2407	0.2053	0.1957	0.1623	0.2045	0.3356	0.1472	0.7869
O	0.2382	0.0221	0.0295	0.0478	0.5793	0.0333	0.0541	0.5577	0.1999	0.1897	0.3075
Total	0.2051	0.0080	0.2239	0.1933	0.2962	0.2752	0.1834	0.2899	0.2174	0.2884	0.9

(1) modelo digital de elevación, (2) pendientes, (3) orientación de las pendientes, (4) distancia euclidiana a la red vial (EucDist_vias), (5) distancia euclidiana a la expansión agrícola, (6) distancia euclidiana a la red de drenaje superficial (EucDist_rios) (7) distancia euclidiana a las localidades (EucDist_loc), (6) distancia euclidiana a las áreas de expansión agrícola (Dist_areas_expa_agricola), (7) distancia euclidiana a las áreas revegetadas (Dist_areas revegetadas), (8) distancia euclidiana a las áreas afectadas por la expansión urbana (Dist_areas_expa_urbana), (9) distancia euclidiana a las áreas afectadas por degradación (Dist_areas_degrada), (10) distancia euclidiana a las áreas afectadas por la expansión pecuaria (Dist_areas_expa_pecuaria), y (11) probabilidad de evidencia de cambio en el periodo (Ev_likelihood_932007).

Validación del modelo

La elaboración del mapa de simulación CUS 2018 fue a través del modelo (LCM) de TERRSET, con el método CA-Markov Perceptrón Multicapa comparándolo con el mapa real de referencia del mismo año. Según Wang et al. (2016) el comportamiento de los índices de desacuerdo de localización (Disagree Grid cell) y desacuerdo de cantidad (Disagree Quantity) tienen un significativo impacto en la predicción de los cambios de CUS. El resultado del análisis de validación, señaló que el valor de Disagree Grid cell = 0.0555 es mayor que el valor de Disagree Quantity = 0.0226, lo que significa que la precisión para una correcta predicción del modelo es relativamente alta (Gibson et al., 2018; Mungai et al., 2022; Nguyen & Phuong, 2018; Regasa & Nones, 2022), por lo que el modelo es válido para predecir los escenarios futuros de los CCUS (Gharaibeh et al., 2020). Los resultados demostraron que el 55.6% de los datos de la simulación se encuentran correctamente ubicados y el 36.6% de los cambios fueron correctamente producidos, y se corresponden con valores elevados del coeficiente de kappa (Kno = 0.9121, Klocation = 0.9093, KlocationStrata = 0.9093 y Kstandard = 0.8768),

evidencia de un significativo acuerdo y concordancia entre el mapa simulado y el mapa de referencia (R. Pontius, 2000) que fundamenta el empleo del modelo de aprendizaje entrenado para la predicción de los CCUS del 2030 y 2050 en el área de estudio. (Fig. 5).

Desempeño de los submodelos

El entrenamiento del modelo MLP en el módulo LCM de TerrSet se realizó mediante la implementación de cinco submodelos específicos: (1) expansión agrícola, (2) expansión pecuaria, (3) expansión urbana, (4) revegetación y (5) degradación. Todos los submodelos mostraron un desempeño robusto, con valores de precisión superiores al 92.7%, un RMS inferior a 0.16 y una habilidad predictiva superior a 0.90. Estos resultados confirman la capacidad del modelo para capturar las dinámicas específicas de cada tipo de transición y respaldan su aplicabilidad para la predicción de cambios futuros.

Predicciones futuras

Las proyecciones para los años 2030 y 2050 (Figura 6) indican que las tendencias históricas de cambio continuarán

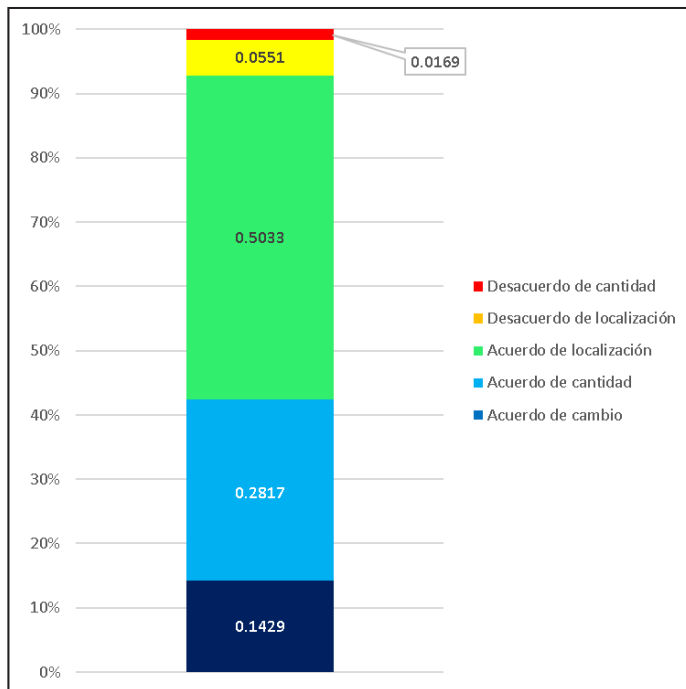


Figura 5. Componentes del acuerdo y desacuerdo entre la simulación y la referencia del CUS 2018.

en la subcuenca LS3P, en correspondencia con el supuesto que plantea que los cambios ocurridos en los últimos años tienen más probabilidades de ocurrir en los años siguientes (Yirsaw et al., 2017; Abdurahman et al., 2023).

Las proyecciones al 2030 y 2050 revelan una transformación territorial estructural y acelerada en la subcuenca La Sabana-Tres Palos, dominada por fuerzas antropogénicas. El bosque primario (Bp) enfrenta un colapso irreversible, pasando de 454,3 ha en 2018 a solo 178,3 ha en 2050, con una tasa de pérdida anual del -3,1 % entre 2018 y 2050. Este patrón confirma que el ecosistema forestal más valioso de la región está siendo reemplazado por usos intensivos del suelo, principalmente agrícolas y urbanos. En contraste, el bosque secundario (Bs), aunque también declina, lo hace a un ritmo más moderado (-0,9 % anual entre 2018 y 2050), sugiriendo que estas áreas están siendo “degradadas” o fragmentadas, pero no necesariamente convertidas en tierras completamente impermeables.

Las zonas urbanas (A) son el principal motor de cambio, expandiéndose de 9 054,5 ha en 2018 a 14 687,5 ha en 2050, con una tasa de crecimiento anual del 1,6 %. Este incremento de 5 633 ha representa la mayor ganancia absoluta en términos de superficie y refleja una presión urbana intensa que consume tierras agrícolas, pastizales e incluso humedales. Los cultivos agrícolas (C) muestran

una dinámica compleja: aumentan hasta 2030 (19 719,3 ha) y luego retroceden ligeramente hacia 2050 (18 565,5 ha), lo que sugiere un proceso de sustitución final por uso urbano o una saturación de tierras aptas para agricultura intensiva. Los pastizales (P), aunque con un incremento neto modesto, experimentan una redistribución espacial hacia zonas marginales, probablemente como resultado de la presión de la urbanización y la agricultura en las zonas planas y accesibles.

La estabilidad absoluta de los cuerpos de agua (CA) contrasta con la pérdida de cobertura permeable, lo que plantea riesgos hídricos futuros, especialmente si la recarga de acuíferos se ve comprometida por la impermeabilización del suelo. Estas tendencias refuerzan la hipótesis de que la subcuenca LS3P está entrando en una fase de consolidación urbana, donde la presión demográfica y económica supera la capacidad regenerativa de los ecosistemas naturales.

Se prevé un aumento adicional en las áreas de cultivos agrícolas de 2,618.5 ha para 2030 y 4,138.8 ha para 2050 y pastos artificiales 1,597.0 ha para 2030 y 1,996.8 ha para 2050, en detrimento de los bosques y bosques secundarios, que podrían perder 6,109.3 ha y 9,024.8 ha, respectivamente. Las áreas urbanas también se expandirán, aunque a un ritmo más lento, con un incremento proyectado de 515.5 ha para 2030 y 920.0 ha para 2050. Estos escenarios resaltan la necesidad de implementar políticas de gestión sostenible para mitigar los impactos ambientales y socioeconómicos asociados a estos cambios. Es reconocible que la disminución de los bosques secundarios y bosques naturales puede deberse al aumento de la demanda de tierras de la actividad agropecuaria, el crecimiento de la población y la expansión de las zonas urbanas. Además, la transición de los bosques secundarios a otros tipos de uso de la tierra, como pastizales y cultivos, es también la razón de la disminución de la superficie forestal.

Discusión

Interpretación de los resultados

Los resultados de este estudio revelan una tendencia clara hacia la expansión de las actividades antropogénicas en la subcuenca LS3P, caracterizada por un aumento significativo de las áreas de cultivos, pastizales y zonas urbanas, acompañado de una reducción correspondiente del bosque primario y el bosque secundario. La drástica disminución en el número e intensidad de las transiciones observada entre 2007 y 2018 sugiere que la subcuenca LS3P experimentó una estabilización relativa de las dinámicas de

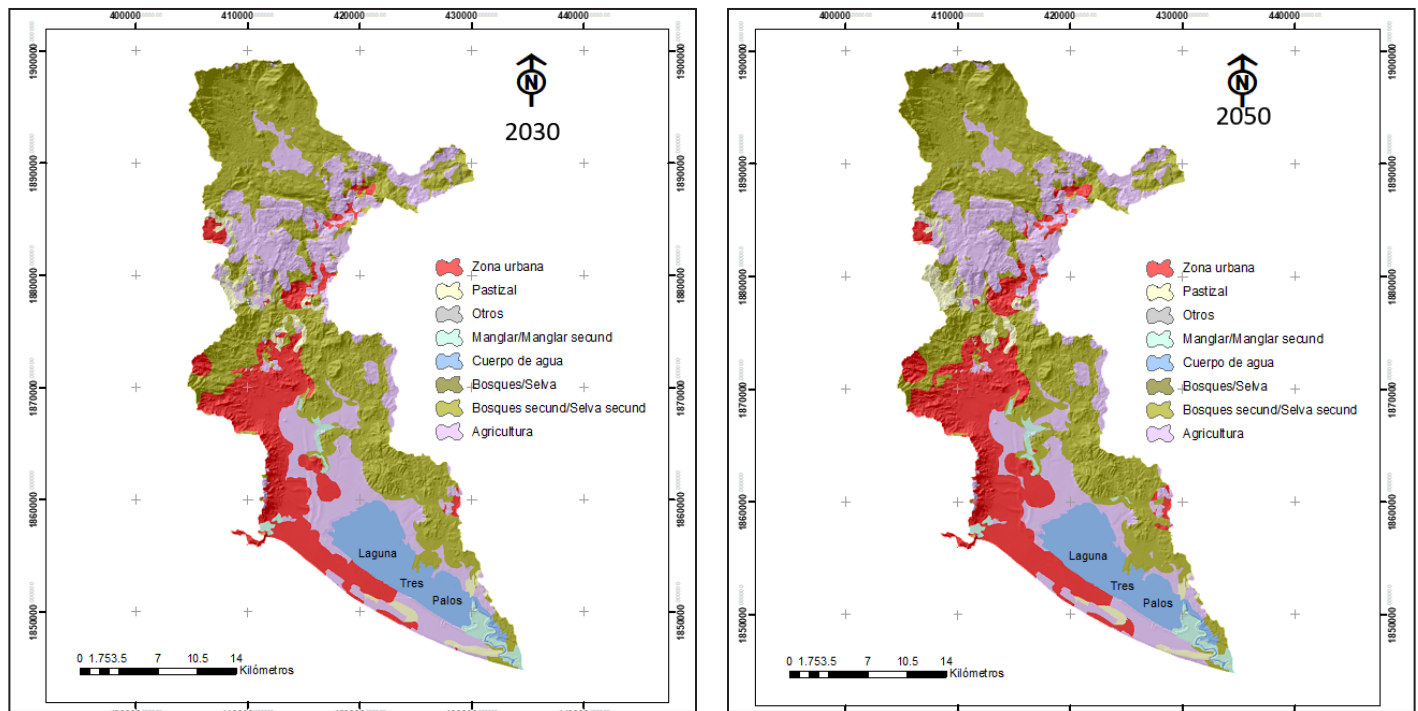


Figura 6. Proyecciones CUS LS3P.

Tabla 3. Tasas de cambio anual proyectadas (2018–2050) y cambio neto (2030–2050).

Categoría de Uso del Suelo	Área 2018	Área 2050	Cambio neto (2030–2050)	Tasa de cambio anual (2018–2050)
	(ha)	(ha)	(ha)	(%)
Bp - Bosque primario	454.3	178.3	-14.1	-3.1
Bs - Bosque secundario	34 698.0	30 511.0	-1 545.5	-0.9
P - Pastizales	2 351.5	2 271.8	-107.5	-0.1
C - Cultivos agrícolas	20 008.8	18 565.5	-1 153.3	-0.4
H - Humedales	1 122.3	1 459.0	+336.7	+0.9
CA - Cuerpo de agua	6 128.3	6 128.3	0.0	0.0
A - Zonas urbanas	9 054.5	14 687.5	+2 566.8	+1.6
O - Otros	114.3	130.5	-19.8	+0.4

cambio tras un período inicial de transformación intensiva (1993-2007).. Este fenómeno puede deberse a cambios en las políticas de uso del suelo que limitaron la conversión de bosques y áreas naturales. Estudios similares en otras regiones han reportado patrones comparables, donde las dinámicas de cambio se desaceleran después de un periodo de transformación acelerada (Lambin & Meyfroidt, 2010; Meyfroidt et al., 2013; Grau & Aide, 2008; Rudel et al., 2009). Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar el contexto temporal y las políticas locales en el análisis de cambios de uso del suelo y son consistentes con los patrones observados en otras regiones tropicales, donde la

presión humana sobre los ecosistemas naturales ha llevado a la pérdida de cobertura vegetal y la fragmentación del paisaje (Gibbs et al., 2010; Bonilla-Moheno et al., 2013). La implementación de cinco submodelos específicos (expansión agrícola, pecuaria, urbana, revegetación y degradación) permitió capturar de manera precisa las dinámicas de cambio y mejorar la confiabilidad del modelo.

Desempeño de los submodelos

El uso de submodelos específicos para cada tipo de transición fue una innovación clave en este estudio. Todos los submodelos mostraron un desempeño robusto,

con valores de precisión superiores al 92.7%, un RMS inferior a 0.16 y una habilidad predictiva superior a 0.90. Estos resultados son comparables a los reportados en estudios previos que han utilizado enfoques similares (G. R. Pontius & Malanson, 2005), (Mas et al., 2014), y confirman la capacidad del modelo para predecir cambios futuros con un alto grado de confiabilidad. Además, los resultados obtenidos en este estudio son consistentes con los reportados en investigaciones que han utilizado enfoques similares, como Camacho Olmedo et al., (2015); Eastman, (2012); Eastman et al., (2009), lo que refuerza la validez del método empleado.

Influencia de las variables explicativas

El análisis de las variables explicativas mediante el coeficiente de V de Cramer permitió identificar los factores más influyentes en cada submodelo. Estos resultados resaltan la importancia de considerar variables específicas relacionadas con las dinámicas de cambio, como la distancia a áreas de expansión agrícola, pecuaria, revegetación, expansión urbana y degradación. Este enfoque representa una mejora significativa respecto a estudios previos, que a menudo han utilizado variables más genéricas.

Implicaciones para la gestión territorial

Las proyecciones para los años 2030 y 2050 indican que las tendencias actuales de cambio continuarán en la subcuenca LS3P, con implicaciones significativas para la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el bienestar de las comunidades locales. Estos hallazgos resaltan la necesidad de implementar políticas de gestión sostenible que equilibren el desarrollo socioeconómico con la conservación de los recursos naturales.

Limitaciones y futuras investigaciones

Aunque este estudio proporciona una comprensión detallada de las dinámicas de cambio en la subcuenca LS3P, es importante reconocer sus limitaciones. Futuras investigaciones podrían abordar estas limitaciones mediante el uso de datos de mayor resolución espacial y temporal, así como la incorporación de variables adicionales, como factores socioeconómicos y climáticos.

Conclusiones

Este estudio analizó los cambios históricos y proyectó escenarios futuros de cobertura y uso del suelo en la subcuenca LS3P, Guerrero, México, utilizando cartografía digital del Programa Mexicano de Carbono y el modelo

MLP del módulo LCM de TerrSet. La implementación de cinco submodelos específicos (expansión agrícola, pecuaria, urbana, revegetación y degradación) permitió capturar de manera precisa las dinámicas de cambio y mejorar la confiabilidad del modelo. Los resultados mostraron una tendencia clara hacia la expansión de las actividades antropogénicas, con un aumento significativo de las áreas de cultivos agrícolas, pastos artificiales y zonas urbanas, en detrimento de los bosques y bosques secundarios.

La validación del modelo confirmó su alta precisión, con un coeficiente de Kappa de 0.87, un error cuadrático medio (RMS) inferior a 0.16 y una habilidad predictiva superior a 0.90. Además, el análisis de las variables explicativas mediante el coeficiente de V de Cramer permitió identificar los factores más influyentes en cada submodelo, resaltando la importancia de considerar variables específicas relacionadas con las dinámicas de cambio.

Las proyecciones para los años 2030 y 2050 indican que las tendencias actuales continuarán, con implicaciones significativas para la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el bienestar de las comunidades locales. Estos hallazgos resaltan la necesidad de implementar políticas de gestión sostenible que equilibren el desarrollo socioeconómico con la conservación de los recursos naturales.

Este trabajo no solo contribuye a la comprensión de las dinámicas de uso del suelo en la subcuenca LS3P, sino que también ofrece una herramienta robusta para la planificación territorial y la toma de decisiones. Futuras investigaciones podrían mejorar la precisión del modelo mediante el uso de datos de mayor resolución espacial y temporal, así como la incorporación de variables adicionales, como factores socioeconómicos y climáticos.

En resumen, este estudio proporciona evidencia científica sobre las tendencias de cambio en la subcuenca LS3P y sienta las bases para acciones concretas que promuevan la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las comunidades locales.

Referencias

Abdurahman, A., Yirsaw, E., Nigussie, W., & Hundera, K. (2023). Past and future land-use/land-cover change trends and its potential drivers in Koore's agricultural landscape, Southern Ethiopia. *Geocarto International*, 38(1), Article 2229952. <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2229952>

- Arias-Muñoz, P., Saz, M. Á., & Escolano, S. (2024). Tendencias de cambio de usos y coberturas de suelo en la cuenca hidrográfica media-alta del río Mira en Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, 81, Article 81. <https://doi.org/10.14198/INGEO.25248>
- Bongaarts, J., & IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Population and Development Review*, 45(3), 680–681. <https://doi.org/10.1111/padr.12283>
- Bonilla-Moheno, M., Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., & Grau, H. R. (2013). Vegetation change and land tenure in Mexico: A country-wide analysis. *Land Use Policy*, 30(1), 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.002>
- Camacho Olmedo, M. T., Pontius, R. G., Paegelow, M., & Mas, J.-F. (2015). Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling & Software*, 69, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.003>
- Cayuela, L., Benayas, J. M. R., & 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>
- Corona, R., Galicia, L., Palacio-Prieto, J. L., Bürgi, M., & Hersperger, A. (2016). Local deforestation patterns and driving forces in a tropical dry forest in two municipalities of southern Oaxaca, Mexico (1985–2006). *Investigaciones Geográficas*, 2016(91), 86–104. <https://doi.org/10.14350/rig.50918>
- Currit, N., & Easterling, W. E. (2009). Globalization and population drivers of rural-urban land-use change in Chihuahua, Mexico. *Land Use Policy*, 26(3), 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.001>
- Dziesko, P. (2014). Land-cover modelling using CORINE land cover data and multi-layer perceptron. *Quaestiones Geographicae*, 33(1), 5–22. <https://doi.org/10.2478/quageo-2014-0004>
- Eastman, J. R. (2016). *TerrSet: Geospatial monitoring and modeling system*. Clark University.
- Eastman, J. R., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y., Machado, E. A., & Crema, S. C. (2009). Seasonal trend analysis of image time series. *International Journal of Remote Sensing*, 30(10), 2721–2726. <https://doi.org/10.1080/01431160902755338>
- Ellis, E. A., Baerenklau, K. A., Marcos-Martínez, R., & Chávez, E. (2010). Land use/land cover change dynamics and drivers in a low-grade marginal coffee growing region of Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 80(1), 61–84. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9339-2>
- Flamenco-Sandoval, A., Martínez Ramos, M., & Masera, O. R. (2007). Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*, 138(1–2), 131–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.022>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (5.ª ed.)*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Geoghegan, J., Villar, S. C., Klepeis, P., Mendoza, P. M., Ogneva-Himmelberger, Y., Chowdhury, R. R., Turner, B. L., & Vance, C. (2001). Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: Comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1–3), 25–46. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00201-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00201-8)
- Gharaibeh, A., Shaamala, A., Obeidat, R., & Al-Kofahi, S. (2020). Improving land-use change modeling by integrating ANN with Cellular Automata-Markov Chain model. *Heliyon*, 6(9), Article e05092. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05092>
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources

- of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Gibson, L., Münch, Z., Palmer, A., & Mantel, S. (2018). Future land cover change scenarios in South African grasslands – implications of altered biophysical drivers on land management. *Heliyon*, 4(7), Article e00693. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00693>
- Grau, H. R., & Aide, T. M. (2008). Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society*, 13(2), Article 16. <https://www.jstor.org/stable/26267952>
- Hakim, A. M. Y., Baja, S., Rampisela, D. A., & Arif, S. (2021). Modelling land use/land cover changes prediction using multi-layer perceptron neural network (MLPNN): A case study in Makassar City, Indonesia. *International Journal of Environmental Studies*, 78(2), 301–318. <https://doi.org/10.1080/0207233.2020.1804730>
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, Article 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
- Ibarra-Núñez, E., & Rodríguez, A. T. (2023). Identificación de potenciales afectaciones por instalaciones turísticas en drenajes de la cuenca hidrográfica del río Cuale-Pitillal (zona costera de Puerto Vallarta, México). *Agua y Territorio / Water and Landscape*, 22, Article 6772. <https://doi.org/10.17561/at.22.6772>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27(2), 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Losiri, C., Nagai, M., Ninsawat, S., & Shrestha, R. P. (2016). Modeling urban expansion in Bangkok Metropolitan Region using demographic–economic data through Cellular Automata-Markov Chain and Multi-Layer Perceptron-Markov Chain models. *Sustainability*, 8(7), Article 686. <https://doi.org/10.3390/su8070686>
- Manson, S. (2006). Land use in the southern Yucatán peninsular region of Mexico: Scenarios of population and institutional change. *Computers, Environment and Urban Systems*, 30(3), 230–253. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2005.01.009>
- Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M. T., & Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, 94–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010>
- Meyfroidt, P., Lambin, E. F., Erb, K.-H., & Hertel, T. W. (2013). Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 438–444. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>
- Morales, A. K. M., Santiago, M. Á. C., Pinto, M. L. S., & Martínez, N. S. L. (2022). Cambio en la cobertura y uso de suelo en sistemas agroforestales de café durante el periodo 1989–2020 en Ocosingo, Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*, 69, Article 69. <https://doi.org/10.5154/r.ga.2022.69.07>
- Mungai, L. M., Messina, J. P., Zulu, L. C., Qi, J., & Snapp, S. (2022). Modeling spatiotemporal patterns of land use/land cover change in Central Malawi using a neural network model. *Remote Sensing*, 14(14), Article 3477. <https://doi.org/10.3390/rs14143477>
- Nguyen, H., & Phuong, N. (2018). Land use/land cover change prediction in Dak Nong Province based on remote sensing and Markov Chain Model and Cellular Automata. *Journal of Vietnamese Environment*, 9(3), 132–140. <https://doi.org/10.13141/jve.vol9.no3.pp132-140>
- Palomeque de la Cruz, M. Á., Ruiz Acosta, S. del C., Ramos Reyes, R., Magaña Alejandro, M. A., & Galindo Alcántara, A. (2021). Modelación de cambios de coberturas y uso de suelo en Nacajuca, Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 12(4), 655–669. <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i4.2622>
- Paz-Pellat, F., Romero, V. M., Argumedo, J., & Cabrera, J. C. (2018). Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(2). <https://www.elementospolipub.org/ojs/index.php/epp/article/view/23>

- Pérez, J. I. J. (2017). Cambios del uso del suelo en la Sierra Madre del Sur entre los años 2000 y 2017. El caso de la comunidad de Progreso Hidalgo, municipio de Villa Guerrero, Estado de México. *Revista de Geografía Agrícola*, 59, Article 2. <https://doi.org/10.5154/r.ga.2017.59.002>
- Pérez-Vega, A., Mas, J.-F., & Ligmann-Zielinska, A. (2012). Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, 29(1), 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.011>
- Pontius, R. G., Jr. (2000). Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66(8), 1011–1016.
- Pontius, R. G., Jr., & Malanson, J. (2005). Comparison of the structure and accuracy of two land change models. *International Journal of Geographical Information Science*, 19(2), 243–265. <https://doi.org/10.1080/13658810410001713434>
- Regasa, M. S., & Nones, M. (2022). Past and future land use/land cover changes in the Ethiopian Fincha Sub-Basin. *Land*, 11(8), Article 1239. <https://doi.org/10.3390/land11081239>
- Reyes Hernández, H., Aguilar Robledo, M., Aguirre Rivera, J. R., & Trejo Vázquez, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973–2000. *Investigaciones Geográficas*, 59, 26–42. <https://doi.org/10.14350/rig.30019>
- Reyes, R. R., Palomeque de la Cruz, M. Á., Vera, H. J. M., & Benítez, P. L. (2019). Modelación del cambio de uso del suelo en la Zona Costera: Cuauhtemotzin-El Pailebot, Tabasco, México. *Revista de Urbanismo*, 41, 1–18. <https://doi.org/10.5354/0717-5051.2019.51452>
- Romo-Rojas, M. G., & Romo, E. C. (2022). Degradación de la vegetación de páramo por efecto de la ganadería en el Parque Nacional Llanganates, Ecuador. *Revista Verde de Agroecología e Desenvolvimento Sustentável*, 17(1), Article e9093. <https://doi.org/10.18378/rvads.v17i1.9093>
- Roy Chowdhury, R. (2006). Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels. *Applied Geography*, 26(2), 129–152. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.11.004>
- Rudel, T. K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner, B. L., DeFries, R., Lawrence, D., Geoghegan, J., Hecht, S., Ickowitz, A., Lambin, E. F., Birkenholtz, T., Baptista, S., & Grau, R. (2009). Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(49), 20675–20680. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812540106>
- Singh, S., Reddy, C. S., Pasha, S. V., Dutta, K., Saranya, K. R. L., & Satish, K. V. (2017). Modeling the spatial dynamics of deforestation and fragmentation using Multi-Layer Perceptron neural network and landscape fragmentation tool. *Ecological Engineering*, 99, 543–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.047>
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133–142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Turner, B. L., & Geoghegan, J. (2003). Land-cover and land-use change (LCLUC) in the Southern Yucatán Peninsular Region (SYPR). In J. Fox, R. R. Rindfuss, S. J. Walsh, & V. Mishra (Eds.), *People and the environment: Approaches for linking household and community surveys to remote sensing and GIS* (pp. 31–60). Springer. https://doi.org/10.1007/0-306-48130-8_2
- Wang, Y., Liu, X., Li, X., & Liang, X. (2016). Comparative analysis of location and quantity disagreement in land use/cover change simulation. *International Journal of Geographical Information Science*, 30(4), 711–727.
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(1), Article 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Yirsaw, E., Wu, W., Shi, X., Temesgen, H., & Bekele, B. (2017). Land use/land cover change modeling and the prediction of subsequent changes in ecosystem service values in a coastal area of China, the Su-Xi-Chang region. *Sustainability*, 9(7), Article 1204. <https://doi.org/10.3390/su9071204>

Conflicto de intereses: Los autores de este trabajo declaran no presentar conflicto de intereses.

Contribución de autores: **Armando Jesús de la Colina Rodríguez** (<https://orcid.org/0000-0002-6838-9871>): Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Software, Supervisión, Validación, Visualización, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición. **Orlando Novua Álvarez** (<https://orcid.org/0009-0002-3708-8141>): Análisis formal, Investigación, Metodología, Software, Validación, Visualización, Redacción – revisión y edición.