

Análisis y modelación espacial de los patrones de deforestación (2005-2025) en la microcuenca La Unión del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas

López Alegría, Ariosto; José Ríos, Mauricio; Flamenco Sandoval, Alejandro; Farfán Gutiérrez, Michelle
Análisis y modelación espacial de los patrones de deforestación (2005-2025) en la microcuenca La Unión del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas

Sociedad y Ambiente, núm. 18, 2018

El Colegio de la Frontera Sur, México

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455757584005>

DOI: <https://doi.org/10.31840/sya.v0i18.1878>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-CompartirIgual 4.0 Internacional.

Análisis y modelación espacial de los patrones de deforestación (2005-2025) en la microcuenca La Unión del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas

Analysis and Modeling of the Spatial Patterns of Deforestation (2005-2025) in the La Union Micro-Watershed in the Chiapa de Corzo Municipality, Chiapas

Ariosto López Alegría
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México
ariosto_19@hotmail.com

DOI: <https://doi.org/10.31840/sya.v0i18.1878>
Redalyc: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455757584005>

Mauricio José Ríos
Universidad Nacional Autónoma de México, Campus
Morelia, México
latitud81@gmail.com

Alejandro Flamenco Sandoval
Departamento de Geomática e Hidráulica de la
Universidad de Guanajuato, México
alejandro_flamenco@hotmail.com

Michelle Farfán Gutiérrez
Departamento de Geomática e Hidráulica de la
Universidad de Guanajuato, México
farfanmichel@gmail.com

Recepción: 10 Febrero 2018

Aprobación: 23 Julio 2018

RESUMEN:

El presente estudio analiza el proceso de deforestación de la selva baja caducifolia (VSBC) y desarrolla un modelo tendencial al año 2025. La cartografía empleada abarca dos periodos, 2005-2011 (calibración del modelo) y 2011-2016 (validación del modelo), escala 1:20 000. Se encontró que en 2005 la VSBC ocupaba 34.2 % (8.161 ha) de la superficie total de la microcuenca La Unión en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Para 2016 esta cobertura se redujo 25.1 % (7 182 ha), 9.1 % menos en 11 años, lo que representa un total de 2 168 hectáreas deforestadas, destinadas a otros usos de suelo. Las tasas de cambio estimadas indican una tendencia de incremento del proceso de deforestación, -10.1 % /año (2005-2011) y -16.6 % /año (2011-2016). Se esperaría que en el 2025 la VSBC represente el 13.9 % (3 311 ha) de la superficie, 11.2 % (2 682 ha) menos que en 2016. Asimismo, se evidencia el crecimiento de asentamientos humanos y la expansión de superficies destinadas a tierras agrícolas, especialmente pastizal inducido; siendo este último el uso de suelo que mayor superficie ganó a través de los años.

PALABRAS CLAVE: Dinámica de cambio de cobertura y uso de suelo, modelo tendencial, matriz de transición anualizada, pastizal inducido, DINAMICA EGO.

ABSTRACT:

The present study analyzes the deforestation of tropical deciduous forest (TDF) and develops a trend model from the present until 2025. The cartography used covers two periods: 2005-2011 (calibration of model) and 2016 (validation of model), on a scale of 1:20 000. It found that in 2005, TDF accounted for 34.2 % (8 161 ha) of the total area of the La Unión micro-watershed, in the Chiapa de Corzo municipality, Chiapas. By 2016, this cover had been reduced to 25.1 % (7 182 ha), 9.1 % less in 11 years, representing a total of 2 168 deforested hectares, assigned for other land uses. The estimated exchange rates showed an upward deforestation trend: -10.1 % /year (2005-2011) and -16.6 % /year (2011-2016). By 2025, TDF would be expected to account for 13.9 % (3 311 ha) of the area in the micro-watershed, 11.2 % less than in 2016 (2 682 ha). The results also highlight the growth of human settlements and the expansion of the area allocated for agricultural land, particularly induced pastureland, the latter being the land use which has acquired the greatest area over the years.

KEYWORDS: dynamic of coverage and land use change, trend model, annualized transition matrix, induced pasture, EGO DYNAMIC.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales que actualmente conocemos reflejan el resultado de una constante transformación por diversas actividades antrópicas, tales como el crecimiento demográfico y la agricultura, caracterizadas por un proceso de remoción de la cobertura natural hacia otro uso del suelo, proceso conocido como deforestación (FAO, 2011; Profepa, 2012). La deforestación puede ser evaluada con respecto a las causas inmediatas que la provocan como la extensión de la frontera agrícola, el crecimiento poblacional o el desarrollo de nuevas infraestructuras, pero también a partir de las fuerzas estructurales o conducentes que la inducen, las cuales pueden o no ser exógenas al sistema, como es el caso de las modalidades de tenencia de la tierra o la misma gobernanza del cambio de uso de la tierra (Mas *et al.*, 1996; Lambin, 1997; Meyfroidt y Lambin, 2011).

A nivel mundial la pérdida de cobertura forestal ha sido causada por la expansión de las tierras agrícolas, encaminadas a dos tipos de agricultura: la comercial y la de subsistencia. A nivel mundial, la agricultura representa 37.7 % de la superficie, los bosques representan tan sólo 30.7 %, mientras que 31.6 % de la superficie es destinada a otros usos de la tierra (FAO, 2015). Partiendo de este hecho, la FAO (2015), a través de la evaluación de los recursos forestales mundiales, demostró que la cobertura forestal se redujo 129 millones de hectáreas (3.1 %) en el periodo de 1990 al 2015. La dinámica del cambio de uso del suelo responde también a otros factores físicos como el tipo de suelo y el clima; por ejemplo, en el periodo 2000-2010, las regiones tropicales registraron un decremento importante de la superficie forestal (FAO, 2015). En ese mismo periodo, la agricultura comercial originó casi 70 % de la deforestación en América Latina. En la Amazonia, específicamente, la producción para los mercados internacionales de agronegocios como el pastoreo extensivo, el cultivo de soya y las plantaciones de palma aceitera se identificó como el principal factor de la deforestación posterior a 1990 (Rudel *et al.*, 2009; Boucher *et al.*, 2011).

En México, en los años 2005 y 2010 las tasas de deforestación fueron de 583 mil ha/año y de 440 mil ha/año, respectivamente (FAO, 2015). De acuerdo con Kaimowitz (2008), estas cifras reflejan una aparente disminución de la deforestación, la cual es asociada a diferentes causas, como por ejemplo que la mayor parte de los bosques que subsisten están en lugares pocos aptos para la agricultura, que las condiciones topográficas no son aptas, o que la calidad de los suelos no responden a los objetivos. Bajo este contexto, en el estado de Chiapas, un estudio realizado para el Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas (SEMAHN, 2011) analizó el periodo 1993-2007 y determinó un total de 811 873 ha de bosques deforestados (11.1 % de la superficie total del estado). Este hecho es preocupante para un estado que ocupa el segundo lugar nacional en alta biodiversidad (CONABIO, 2013).

El objetivo de este trabajo es analizar y modelar el proceso de deforestación de manera espacial a partir de variables antrópicas relacionadas con la dinámica de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo (CCUS) en la microcuenca La Unión en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Cabe resaltar que la importancia de este trabajo en dicha microcuenca no sólo obedece al incremento paulatino del proceso de deforestación, sino a que la microcuenca es un importante proveedor del recurso hídrico para la capital del estado, Tuxtla Gutiérrez, además de que es uno de los pocos estudios desarrollados en el estado que abordan la modelación de la dinámica de cambio de cobertura y uso de suelo.

ÁREA DE ESTUDIO

La microcuenca La Unión se localiza en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Ocupa una extensión territorial de 238.75 km² y se encuentra entre las coordenadas extremas 16° 24' 10.62" y 16° 38' 8.26" de latitud norte, y 92° 53' 5.61" a 93° 04' 20.54" de longitud oeste. Limita al este con el municipio de Acala, al oeste con los de Suchiapa y Villaflores, y al sur con el de El Parral (Figura 1).

La distribución espacial de las cuencas hidrográficas define niveles jerárquicos anidados que permite subdividirlas en subcuencas y microcuencas. Las subcuencas son unidades menores que vierten sus escurrimientos a su cauce principal, el cual a su vez descarga al cauce principal de la cuenca. Por su parte, las microcuencas son unidades ubicadas al interior de las subcuencas: se trata de áreas en donde se originan los escurrimientos (laderas y pendientes altas) que descargan al cauce principal de la subcuenca. Por su parte, los escurrimientos de la microcuenca La Unión se vierten al río Santo Domingo, el cual es el afluente principal de la subcuenca con el mismo nombre. Esta misma complementa a la cuenca Río Grijalva-Tuxtla Gutiérrez en la Región Hidrológica 30 Grijalva-Usumacinta en donde convergen dos ríos importantes, que son el Santo Domingo y el Suchiapa (CEIEG, 2010). En ella se desarrollan actividades productivas diversas pero se caracteriza por el cultivo de maíz, grano de temporal y de riego, de tomate rojo (jitomate) y de sorgo forrajero. También existe la explotación de bovinos para la producción de carne y leche (INEGI, 2007).

La microcuenca tiene una altitud que va de los 370 a los 1 140 msnm y presenta clima cálido subhúmedo en 99.74 % de su superficie y en el resto (0.26 %) el clima es semicálido subhúmedo (INEGI, 2008). Presenta diferentes tipos de vegetación forestal y cuenta con una importante extensión de selva baja caducifolia (VSBC) (Miranda y Hernández, 1963), también conocida como bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978).

METODOLOGÍA

Para desarrollar el modelo de deforestación se emplearon 3 capas de uso de suelo y vegetación (USV) de tres fechas diferentes: 2005, 2011 (De Coss, 2017) y 2016 con base en una imagen multiespectral del satélite Sentinel 2a. Las fuentes de las variables ambientales promotoras del cambio para el modelo derivan de la plataforma del Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica de Chiapas (CEIEG, 2010) y del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2015). Las variables fueron: carreteras y terracerías, caminos y localidades. Adicionalmente, se utilizó el modelo digital de elevación (MDE) obtenido del software Global Mapper de la plataforma ASTER GDEM v2 Worldwide Elevation Data con resolución de 15 metros. A partir del MDE se generó el mapa de pendientes. Finalmente, la capa de asentamientos humanos se obtuvo de la cartografía de vegetación y uso del suelo 2011 (De Coss, 2017). Para incorporar estos datos en el programa DINAMICA EGO (Soares-Filho *et al.*, 2002) las capas fueron transformadas al formato raster, con un tamaño de pixel de 15 metros.

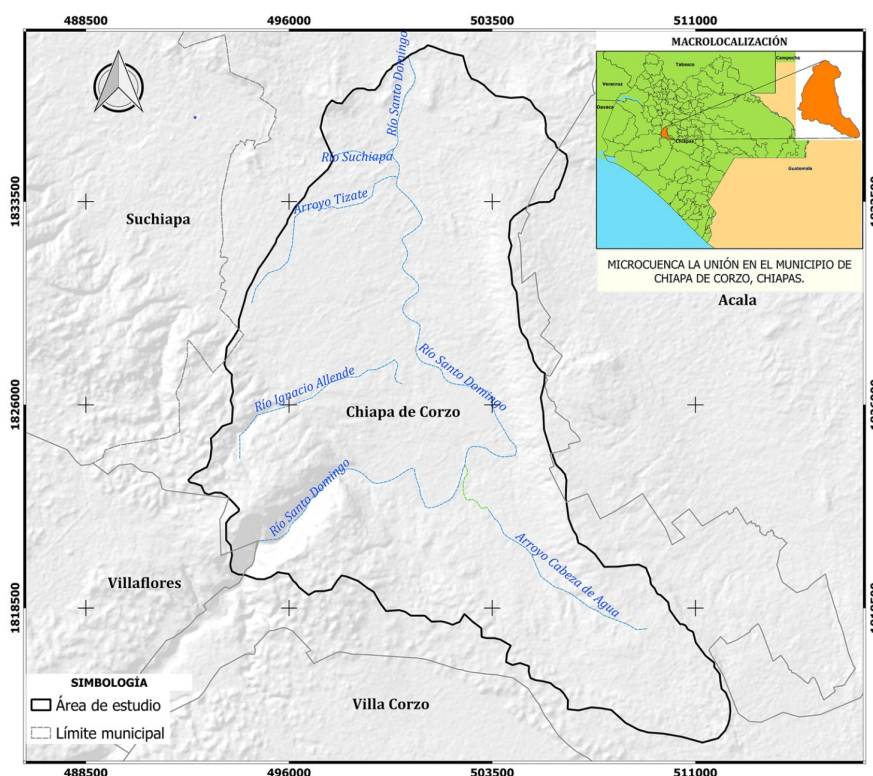


FIGURA 1.

Localización del área de estudio. Microcuenca La Unión en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas

Fuente: elaboración del primer autor.

MÉTODOS

Generación de cartografía

Para la generación de la cartografía temática se definieron 11 tipos de vegetación y uso del suelo, los cuales fueron adaptados tomando en cuenta la clasificación propuesta por INEGI (2011; Tabla 1) empleando la técnica de clasificación visual interdependiente propuesta por la FAO (1996). Esta técnica consiste en que los polígonos de una primer fecha sirvan de referencia para interpretar las imágenes de las demás fechas, modificando únicamente aquellos segmentos en donde se visualicen cambios. Es un método que reduce la generación de errores de posición y de clasificación (Ramírez y Zubieta, 2005). De acuerdo con Zhang *et al.* (2014) los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo se extraen con mayor precisión mediante la interpretación visual interdependiente que por la clasificación digital automatizada. Más aún si se trata de un área de estudio con varios tipos de vegetación y usos del suelo porque generalmente la clasificación automatizada de imágenes sólo proporciona resultados satisfactorios cuando se aplica a ciertos tipos de cobertura y uso de suelo que tienen una respuesta espectral y una textura homogéneas, tales como cuerpos de agua, tierras edificadas y tierras arenosas (Chen *et al.*, 2012; Dronova *et al.*, 2011).

De Coss (2017) elaboró las capas USV 2005 y 2011 a escala 1:20 000 utilizados en este estudio, las cuales fueron verificadas en campo con 15 puntos distribuidos de manera aleatoria en el área de estudio. A partir de la cartografía de 2011 y empleando el método de clasificación visual interdependiente la capa USV se actualizó para el año 2016. Para la elaboración de la capa USV 2016 se empleó la imagen de satélite del sensor Sentinel 2a de la plataforma de la Agencia Espacial Europea (ESA por sus siglas en inglés), con resolución espectral de 13 bandas (4 con resolución espacial de 10 metros, 6 con resolución espacial de 20 metros y 3 de 60 metros de resolución espacial). Para la clasificación visual sólo se trabajó con las bandas de 10 metros

futuros de cambio. La modelación del escenario tendencial de la dinámica CCUS se compone de tres etapas: calibración del modelo, simulación y evaluación (Mas y Flamenco-Sandoval, 2011).

TABLA 2.
Variables socioambientales empleadas para analizar su
relación con la deforestación en el periodo 2005-2011

Variable	Abreviatura	Significado de las variables	Fuente
Altitud	Altitud		Aster GDEM Software Global Mapper 17
Pendiente	Pendiente	Representa la aptitud del terreno para las actividades agropecuarias ¹	Producto del MDE
Distancia a caminos y carretera	Caminos		INEGI 2015 http://www.beta.inegi.org.mx/app/mapas/?t=0150001000000000
Distancia a Asentamientos humanos	AH	Representa la accesibilidad al territorio a las coberturas forestales y de uso del suelo ²	Producto de la clasificación de la capa uso de suelo y vegetación 2011
Densidad poblacional	Dens_pob	Representa la presión demográfica sobre los recursos forestales ³	CEIEG, 2010 http://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/

1 Se asume que, debido a las condiciones geomorfológicas de la zona, las áreas con una mayor elevación se encuentran en lugares menos propicios para la agricultura. Por otra parte, una mayor pendiente impide el desarrollo de las actividades agrícolas, pues su incremento acelera la erosión y disminuye la infiltración del agua.

2 Se ha encontrado una relación directa de la distancia entre el tipo de cobertura y los asentamientos humanos con la deforestación. Dicha relación ocurre porque las actividades como recolección de leña o extracción de madera son más intensas a medida que la distancia al poblado disminuye.

3 Con base en el limitado acervo de datos que reflejen algún efecto de la presencia de seres humanos con el cambio de cobertura y el uso del suelo, en distintos trabajos se ha utilizado como variable de dicha presión la densidad de población (Rosero-Bixby y Palloni, 1998; Rosero-Bixby et al., 2002; Sahagún-Sánchez et al., 2011).

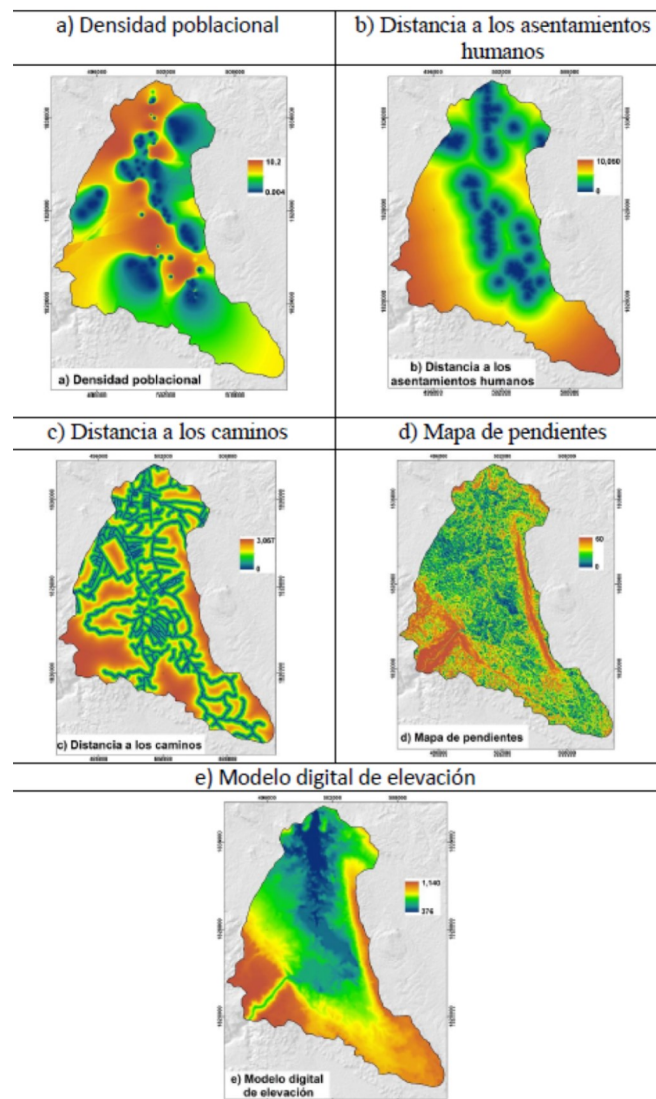


FIGURA 2.
Variables socioambientales usadas en el modelo de deforestación

Fuente: elaboración del primer autor.

Etapas de calibración: cálculo de la matriz anual y de los pesos de evidencia

Para llevar a cabo la etapa de la modelación se utilizaron los mapas de cobertura y uso del suelo para las dos primeras fechas, en este caso 2005-2011. DINAMICA EGO calcula directamente dos matrices de probabilidad de cambio; una para todo el periodo de análisis (en el caso de este trabajo 6 años) y otra que calcula las tasas de probabilidad de transición anualizada, obteniendo la cantidad en superficie y el tipo de transiciones presentes, mediante la siguiente ecuación:

$$P^t = H V^t H^{-1} \dots \dots \dots \text{Ecuación (2)}$$

Donde P es la matriz de probabilidad transición original, H es la matriz de vectores propios (*eigenvector*), V es la matriz de valores propios (*eigenvalue*), y t es el número de años del periodo correspondiente a la matriz original.

La determinación de los patrones de asociación entre la ocurrencia de los cambios y las variables explicativas, la distancia a los caminos, la distancia a los asentamiento humanos, la densidad de población, la elevación y la pendiente, se establece mediante el método de pesos de evidencia (Bonham-Carter, 1994). La obtención de los pesos de evidencia de las variables permitió definir la influencia de cada una de las variables

para que ocurra el cambio de cobertura natural a algún uso del suelo. El método de los pesos de evidencia se basa en probabilidades condicionales. Se llama probabilidad condicional a la probabilidad de que un suceso se cumpla habiéndose cumplido uno previo, donde un valor positivo, mayor a cero, indica que la variable sí está favoreciendo la deforestación. En caso contrario, es decir, cuando el valor es menor a cero, indica que no tiene efecto para que ocurra el cambio e incluso lo desincentiva.

Para obtener el supuesto de independencia condicional entre las variables ambientales ponderadas para el cálculo de los pesos de evidencia, la distancia a los caminos, la distancia a los asentamiento humanos, la densidad de población, la elevación y la pendiente, se calculó el coeficiente de Cramer. Este coeficiente varía entre cero y uno, donde cero indica variables totalmente independientes y uno totalmente correlacionadas. Si el índice es mayor a 0.45 indica que hay suficiente correlación entre ambas variables, por lo que una de ellas debe descartarse.

Etapas de simulación

Una vez generado el mapa de probabilidad de deforestación, se realizó la simulación de los cambios al año 2016 y se les proyectó al 2025. Para ello, DINAMICA EGO utiliza dos autómatas celulares que permiten reproducir patrones espaciales de cambios: *expander* y *parcher*. Estos se componen de un mecanismo de asignación responsable de la identificación de celdas con mayores probabilidades de cambio. El autómata *expander* se dedica a expandir o contraer parches de una clase de cobertura de suelo ya existente, mientras que el autómata *parcher* está diseñado para generar o formar nuevos parches de una cobertura de suelo a través de un mecanismo “semilla”. Para el presente trabajo, al ejecutar la simulación, se pudo reflejar una mejor aproximación al mapa real únicamente con el uso del autómata *expander*, debido a que el patrón espacial de los parches deforestados corresponde a sitios adyacentes a los usos de suelo previos.

Etapas de evaluación

Con base en la simulación previa del modelo 2016, se llevó a cabo la validación del mapa simulado con el mapa real observado. Esta validación utiliza índices de similitud difusa (Hagen, 2003), los cuales permiten comparar los mapas de cambio de uso de suelo simulado y observado, tomando en cuenta la coincidencia espacial bajo distintos niveles de tolerancia (diversos tamaños de ventana o píxeles). Estos índices se enfocan en las áreas de cambio, teniendo en cuenta no sólo la clasificación de un pixel, sino del vecindario (píxeles vecinos) en el que se encuentra (Mas y Flamenco-Sandoval, 2011; González *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Proceso de cambio de los tipos de vegetación y usos del suelo 2005-2016

Para el año 2005, la microcuenca La Unión presentaba un total de 10 691 ha de cobertura forestal distribuidas a lo largo del área de estudio. De ellas 8 161 ha correspondían a vegetación de selva baja caducifolia (VSBC) y 2 530 ha a selva mediana caducifolia (VSMC). Para el año 2011, esta cobertura forestal disminuyó 996 ha, de las cuales 979 ha correspondieron a VSBC y 17 a VSMC. En contraparte, la agricultura de riego (AGR) y de temporal (AGT) crecieron en 217 ha y 952 ha, respectivamente. El pastizal inducido (PI) para este periodo mostró un crecimiento de tan solo 60.5 ha. Para el año 2016, la cobertura forestal era de 8 452 ha, de las cuales 5 992 ha eran de VSBC y 2 460 ha de VSMC, con una reducción de 1 243 ha. La AGR aumentó 32 ha, mientras que la AGT disminuyó 94 ha. El PI aumentó en 942 ha con respecto al año 2011. De igual forma, los asentamientos humanos (AH) que en 2011 cubrían 363 ha, en 2016 pasaron a 715 ha (Tabla 3).

TABLA 3.
Evolución de los cambios totales en superficie (ha) y porcentaje (%) por cobertura y uso de suelo de 2005 al 2016 para la microcuenca La Unión en el Municipio Chiapa de Corzo, Chiapas

Cobertura y uso de suelo	Año 2005	Año 2011	Año 2016	Superficie total de cambio (ha) y porcentaje (%)
Agricultura de riego	3 129.6	3 346.2	3 378.6	249 (8)
Agricultura de temporal	3 790.5	4 742.8	4 648.6	858 (22.6)
Asentamientos humanos	317.3	363.1	714.6	397.3 (125.2)
Cuerpo de agua	267.6	215.5	164.4	-103.2 (-38.6)
Desprovisto de vegetación	636.4	359.5	175.4	-461 (-72.4)
Áreas inundables	30.6	19.9	20.1	-10.5 (-34.3)
Infraestructura	125.5	134.5	276.0	150.6 (120)
Pastizal inducido	4 728.9	4 789.4	5 731.6	1 002.7 (21.2)
Vegetación de selva baja caducifolia	8 160.6	7 181.6	5 992.5	-2 168.2 (-26.6)
Vegetación de selva mediana caducifolia	2 530.3	2 513.2	2 459.7	-70.5 (-2.8)
Vegetación riparia	158.6	210.1	314.4	155.8 (98.2)

Tasas y transiciones de cambio

Las tasas de cambio para la vegetación de VSBC y VSMC en el primer periodo (2005-2011), fueron de -10.1 % por año y -7.4 % por año, respectivamente. En la Figura 3, se pueden observar las áreas deforestadas. Las tasas para AGR y AGT fueron de 8.8 % por año y 12.6 % por año. Para el PI fue de 0.5 % por año. Además, los AH e infraestructura presentaron una tasa de cambio de 112.8 % por año y 3.7 % por año, respectivamente (Figura 4).

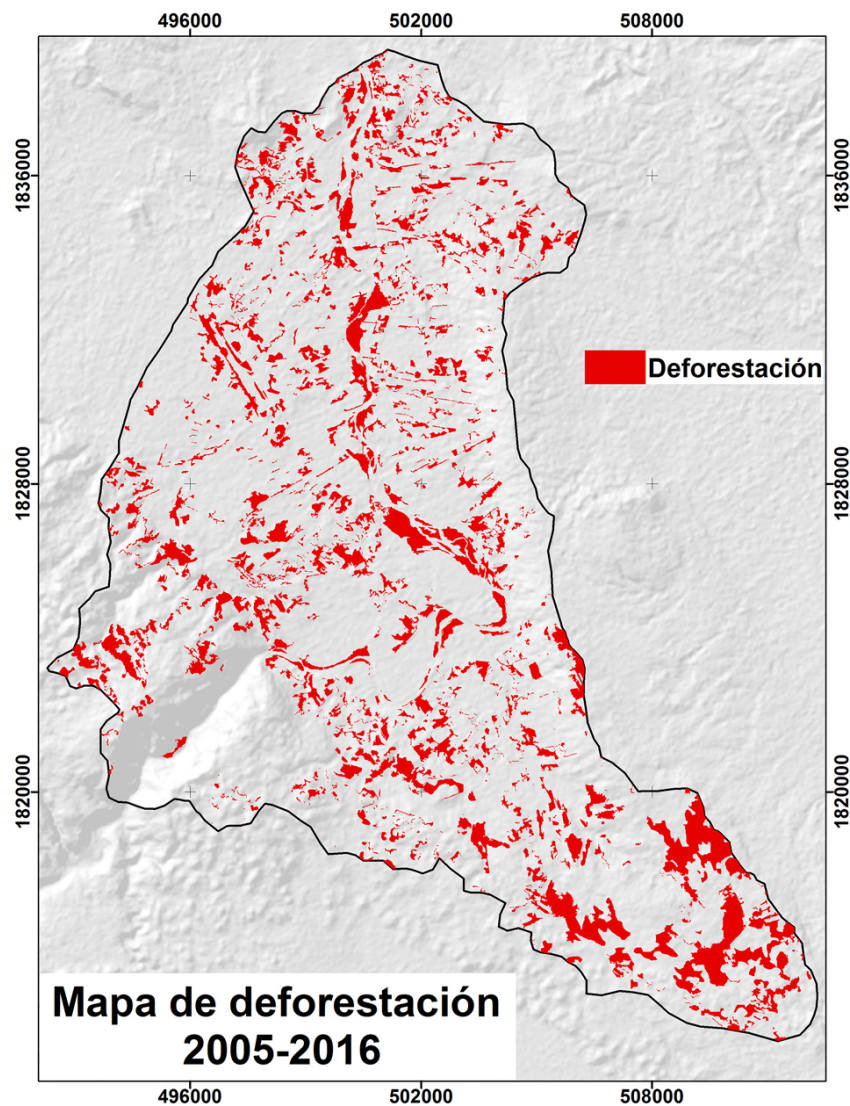


FIGURA 3.
Mapa de áreas deforestadas en el periodo 2005-2016

Fuente: elaboración del primer autor.

Para el periodo 2011-2016 se presentó la misma tendencia que en el periodo anterior (2005-2011), una disminución de la vegetación de VSBC con tasas de -16.6 % por año y -15.8 % por año respectivamente. Las de AGR y AGT fueron de 1.3 % por año y -1.2 % por año. Para PI la tasa fue de 12.2 % por año, mientras que los AH e infraestructura (INF) presentaron una tasa de cambio de 307.9 % por año y 81.6 % por año, respectivamente (Figura 4).

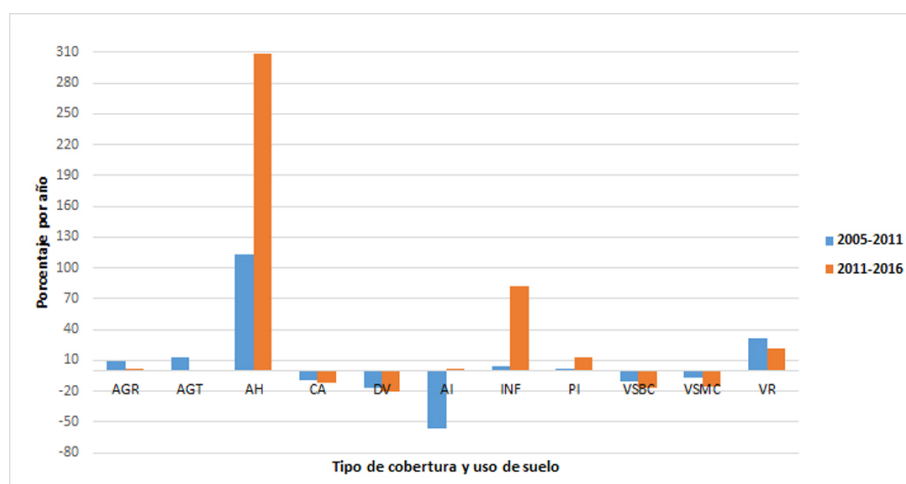


FIGURA 4.
Tasas de cambio del periodo 2005-2011 y 2011-2016

Coberturas y usos de suelo: agricultura de temporal (AGR), agricultura de riego (AGT), asentamientos humanos (AH), cuerpos de agua (CA), desprovisto de vegetación (DV), áreas inundables (AI), infraestructura (INF), pastizal inducido (PI), vegetación de selva baja caducifolia (VSBC), vegetación de selva mediana (VSMC) y vegetación riparia (VR).

Fuente: elaboración del primer autor.

Mapa de probabilidad de deforestación

En la Figura 5 se presentan los mapas de probabilidad de deforestación del periodo 2005-2011, con valores entre 0 y 1, los cuales responden a la relación obtenida entre las variables y los pesos de evidencias para cada una de las transiciones modeladas. Las zonas con potencial a ser deforestadas tienen valores próximos a 1 para los usos de suelo de agricultura de riego, agricultura de temporal y pastizal inducido.

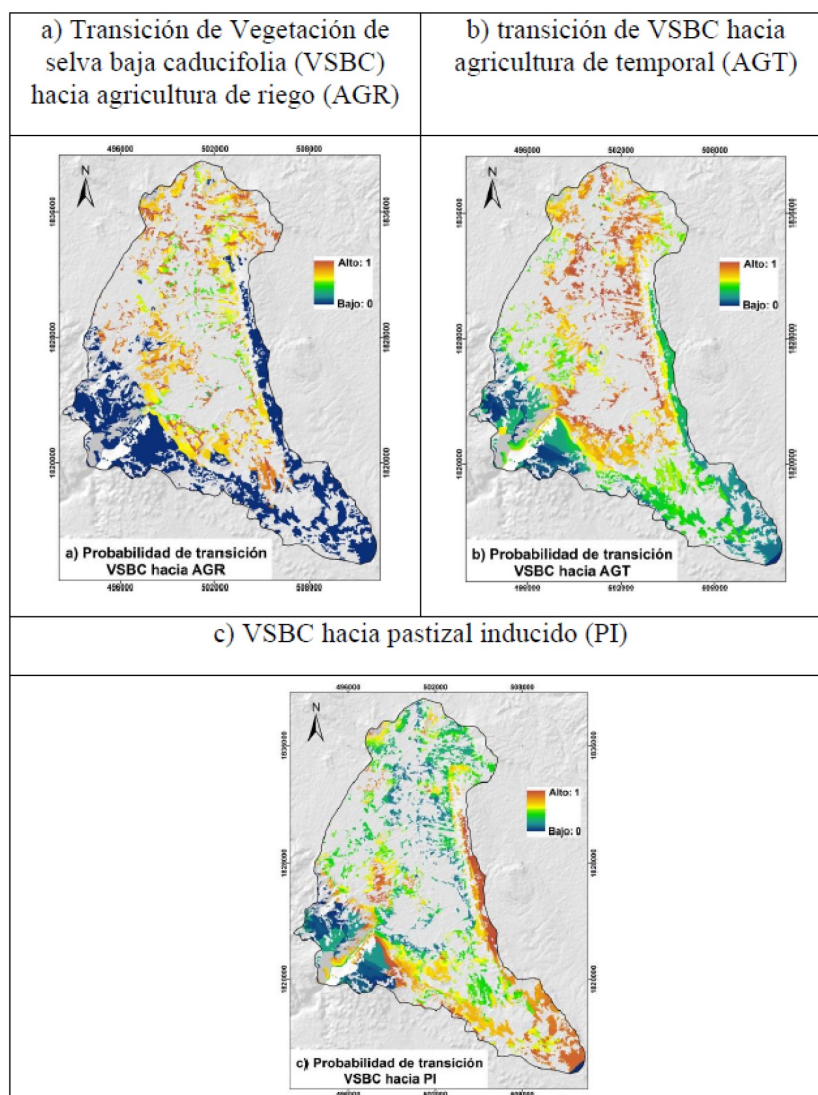


FIGURA 5.
Mapas de probabilidad de deforestación

Fuente: elaboración del primer autor, 2017.

Simulación y validación del modelo de deforestación

Piontekowski *et al.* (2012) sugieren que la obtención de valores de similitud por encima de 50 % entre los mapas comparados sería satisfactoria para la validación del modelo. La Figura 6 muestra que se cumple con el 50 %, al tener un tamaño de celda de 45 píxeles para el presente modelo. Para el caso de la microcuenca, el modelo de la simulación alcanza un índice de similitud del 50 % con una ventana de aproximadamente 45 píxeles, teniendo en cuenta que cada píxel es de 15 metros, significa que el modelo es capaz de asignar correctamente los sitios de cambio de coberturas dentro de un radio de 675 m².

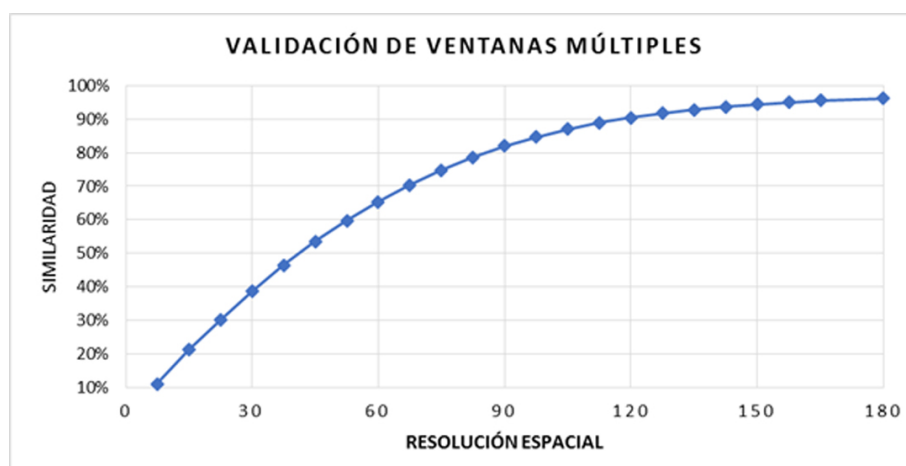


FIGURA 6.
Gráfico de validación de similaridad del mapa simulado 2025

Fuente: elaboración del primer autor.

Después de calibrar y validar el modelo, se obtuvo la simulación al año 2025. En la Figura 7 se muestran los mapas de vegetación y uso de suelo para los años 2011, 2016 y 2025 (simulado). Las coberturas naturales, representadas por la selva baja caducifolia y selva mediana caducifolia, para el año 2016 se mantenían en 8 452 ha. Con base en los resultados se esperaría que para el año 2025 la cobertura de la selva baja y mediana caducifolia sea de 5 828 ha, disminuyendo un total de 2 624 ha, además de un incremento de 87 ha y 690 ha para la AGR y AGT respectivamente, mientras que el PI presentaría un incremento de 1 860 ha. Esta transición principalmente de la selva baja caducifolia hacia usos de suelo agropecuario resulta de suma importancia para la microcuenca La Unión, puesto que el mapa simulado indica que en el sur y en la parte alta de la microcuenca, hacia la parte noroeste, se perderían casi en su totalidad los remanentes de selva baja caducifolia.

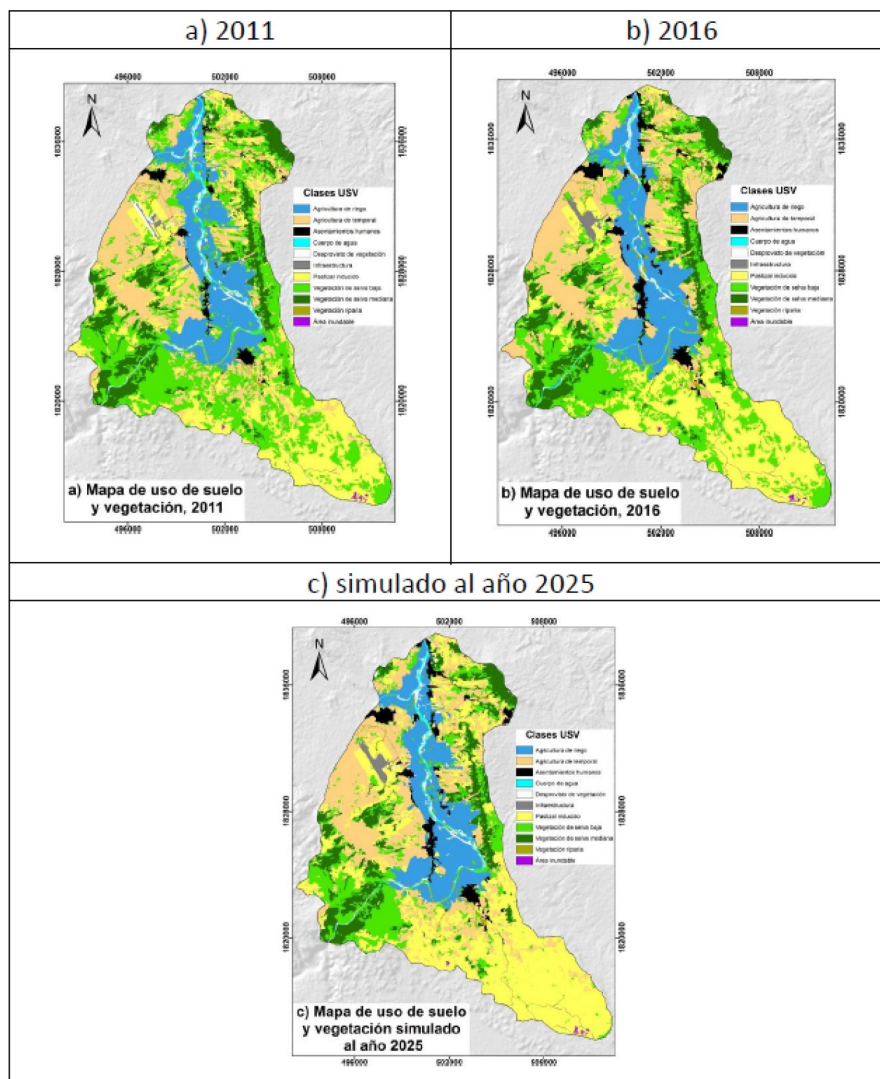


FIGURA 7.
Mapas de cobertura y uso del suelo
Fuente: elaboración del primer autor.

DISCUSIÓN

En 11 años (2005-2016), la microcuenca La Unión perdió 2 168 ha de VSBC, lo que representa el 26.6 % de la vegetación natural, mientras que la VSMC perdió solo 71 ha, que corresponde al 2.78 %, de la superficie inicial. Esto puede deberse a que la VSMC se localiza principalmente en cañadas y lugares de difícil acceso para las actividades antrópicas, como se ha observado en similares comunidades a lo largo de América Latina (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). Por ello, este tipo de cobertura no se utiliza en el modelo de simulación a futuro (2025), a diferencia de VSBC. El acelerado proceso de deforestación en la microcuenca La Unión se caracterizó por altas tasas de cambio anual para las cubiertas naturales en los dos periodos de tiempo. En el primer periodo (2005-2011), la VSBC disminuyó a una tasa de -10.16 %/año, mientras que para el periodo 2011-2016, fue de -16.67 %/año. En otro estudio en la región ya había sido identificado un marcado incremento en la tasa de deforestación para bosques tropicales primarios para el periodo de 1993 al 2002, con una pérdida de 175 025 ha (Ramírez- Mejía *et al.*, 2017).

Además de su relevancia por la biodiversidad que aportan los bosques tropicales secos en el neotrópico, hay una preocupación por la drástica reducción que han experimentado en las últimas décadas. En Norte y Centroamérica, para 2010 se había perdido 72 % de este tipo de vegetación, que originalmente cubría la región y actualmente en la misma se encuentran 39 % de todos los bosques tropicales secos del continente americano. México alberga 38 % de los bosques tropicales secos y en la Depresión Central de Chiapas, donde se ubica nuestra zona de estudio, se encuentra 0.53 % de lo que cubre el todo el continente (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). La preocupación se incrementa cuando es conocido que en México, para el año 2012 tan sólo 0.2 % de los VSBC se encontraba bajo protección oficial (Calderón-Aguilera *et al.*, 2012).

Las tasas de cambio obtenidas para la VSBC son consideradamente altas (-16.67 %/año) si se comparan con la estimada para la Selva Lacandona (-4.5 %/año) o en Calakmul (-2.06 %/año) (Velázquez *et al.*, 2002). A escala más local Flamenco *et al.* (2007) estimaron una tasa de deforestación que pasó de -1.2 % /año (1986-1995) a -6.76 % /año (1995-2000) para la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, Chiapas, considerada un área crítica por su alta riqueza y endemismo de especies arbóreas. Asimismo, en las selvas medianas de Marqués de Comillas en la Selva Lacandona, Chiapas, las tasas de deforestación que se estimaron fueron de -3.4 %/año (1986-1997) y -4.8 %/año (1997-2005) (Castillo, 2009). En particular, las tasas de cambio estimadas para la microcuenca La Unión responden a las actividades antropogénicas que en ella se llevan a cabo en donde la expansión de la ganadería explica las conversiones de la VSBC hacia un incremento en superficie del pastizal inducido (PI).

Kolb y Galicia (2018) indican que en las tierras bajas de Chiapas el área dedicada al pastoreo se ha incrementado rápidamente a partir de la demanda de productos derivados de la ganadería, pero también de la oferta que ha existido de créditos y subsidios gubernamentales para esta actividad. De hecho, estos autores, al igual que Bonfil y Trejo (2010) presumen que la expansión de este uso del suelo es el que más provoca la deforestación de las selvas secas. La FAO (2015) consideró que las actividades agropecuarias estarían cobrando cada vez más relevancia sobre la pérdida de la cubierta vegetal. Aunque no se cuenta con información sobre el número de cabezas de ganado para la zona de estudio, el indicador del incremento de la ganadería en la región puede asociarse al incremento de superficie cubierta por pastizal inducido.

El crecimiento de los asentamientos humanos durante los periodos de análisis no se asoció directamente con la pérdida de VSBC; sin embargo, es posible inferir que dicho crecimiento tiene efectos adversos sobre la misma. Por una parte, implican un incremento en la densidad poblacional, la que ha sido asociada con los procesos de deforestación (Kolb y Galicia, 2012; Pérez-Vega *et al.*, 2012; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017) y por otra, con la demanda de espacio, la cual implica un incentivo más para el desplazamiento de la frontera agrícola o incluso para el crecimiento de la mancha urbana, como se indica en un estudio efectuado para la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Silva *et al.*, 2015). Sin embargo, cuando se han evaluado las amenazas que enfrenta la VSBC, el crecimiento urbano no ha sido considerado dentro de la lista principal y sólo se encuentran referencias al impacto potencial del desarrollo de nuevos destinos turísticos (Maass *et al.*, 2010).

En la zona de estudio se han incrementado los espacios ocupados por asentamientos humanos, principalmente alrededor de los poblados de Galecio Narcía y Narciso Mendoza. En esta última localidad se ha registrado un crecimiento en la población humana importante en el periodo 2011-2016. También se prevé un crecimiento de la población existente en la microcuenca La Unión. Con base en el método usado por INEGI (1997) para las proyecciones de la población, se espera que para 2025 en la microcuenca La Unión haya 21 645 habitantes, es decir, 5 562 más que en 2010, lo que representa 25.6 % de crecimiento. Esto derivará en que la presión sobre las coberturas forestales, principalmente la de selva baja caducifolia, podría agravarse más, sobre todo ante la demanda de recursos. Asimismo, la construcción del aeropuerto internacional Ángel Albino Corzo y el consecuente desarrollo de infraestructura carretera en la región, ha influido en la expansión de la agricultura y el pastizal, al facilitar el acceso y tránsito de los productores.

La selección de variables utilizadas para la modelación de CCUS se basó en aquellos factores promotores de cambio que han sido analizados por otros autores para condiciones y contextos socioambientales similares a los de este estudio, es decir, que incluyeron el estudio de VSBC (Castillo, 2009; Mas y Flamenco-Sandoval, 2011; Farfán, 2015; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017). Dichas variables demostraron una relación positiva en el proceso de deforestación de selva baja caducifolia por expansión de las áreas agrícolas y el pastizal. El análisis de la relación entre las variables que podían explicar el cambio y los resultados obtenidos, arrojaron que las relaciones estadísticas más significativas fueron la distancia respecto a los asentamientos humanos, la densidad poblacional, la distancia a los caminos y la distancia respecto a las zonas donde se practica la agricultura de riego para el pastizal.

En este sentido, a medida que se incrementa la densidad poblacional, se incrementa el tamaño y número de asentamientos humanos y aumenta la presencia de caminos, por lo que se esperaría un impacto aún más severo sobre la selva baja caducifolia. En su trabajo dentro del Corredor Biológico Mesoamericano-México (CBM-M) en el estado de Chiapas, Ramírez-Mejía *et al.* (2017) encontraron que, mientras las variables antes mencionadas tuvieron relevancia similar, la distancia respecto a caminos pavimentados presentó una débil correlación con los procesos de cambio; lo que podría demostrar que no todas las variables consideradas tienen el mismo peso, incluso en la misma región.

Este estudio utilizó un enfoque de modelación de escenario tendencial, utilizando el software DINAMICA EGO. En el estado de Chiapas se han desarrollado pocos trabajos con un enfoque de modelación de la cobertura vegetal y cambio de usos de suelo. Castillo (2009), utilizando el software IDRISI versión ANDES, evaluó la pérdida de cobertura vegetal en Marqués de Comillas, Chiapas empleando una serie de variables auxiliares para modelar los cambios. Las variables que mejor se asociaron con la pérdida de cobertura fueron la distancia a zonas agropecuarias, la densidad de la población y la distancia a los caminos. Esas dos últimas variables también resultaron significativamente asociadas con la deforestación en este estudio.

Mas y Flamenco-Sandoval (2011), a través de la implementación de DINAMICA EGO, construyeron un modelo de deforestación para la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, Chiapas empleando como variables la altitud, con un modelo digital de elevación, la pendiente, distancia a carreteras, distancia a poblaciones, distancia a rasgos hidrográficos, el polígono del área protegida, la distancia a ciertos usos del suelo y la tenencia de la tierra. El modelo tendencial de deforestación describió un proceso de expansión de las áreas agropecuarias sobre las selvas bajas caducifolias, lo que coincide con lo observado en este trabajo. Sin embargo, para las áreas de expansión agropecuaria que ocurrió a expensas de la cobertura vegetal de bosques templados primarios, el modelo sobreestimó la cantidad de cambio y no fue capaz de prever con certeza su localización.

La posibilidad de modelar más de un escenario ha sido utilizada en otros trabajos que permiten evaluar el impacto o influencia de modificaciones en las probabilidades de transición de las cubiertas, divergiendo de su comportamiento tendencial. Esta modelación permite considerar condiciones distintas a las que han prevalecido en la región, las cuales pueden ser biofísicas y socioeconómicas. Sin embargo también se ha utilizado para evaluar el efecto de modificaciones o la implementación de políticas públicas, lo que representa información trascendente para la toma de decisiones. Para el CBM-M dentro del estado de Chiapas y para el sur de la República mexicana han habido algunos estudios en los que se utilizó el mismo software empleado en este trabajo (Ramírez-Mejía *et al.*, 2017; Kolb y Galicia, 2018).

Los trabajos antes citados fundamentan buena parte de los modelos en el establecimiento de las variables que mejor se asocian con los cambios observados. Más que basarse en un procedimiento dirigido por los datos, se requieren tomar decisiones informadas y basadas en la experiencia tanto del área de estudio como de la relación que pueden guardar las variables, además de la manera en que estas se categorizan en la etapa de calibración del modelo (Mas y Flamenco-Sandoval, 2011; Pérez-Vega *et al.*, 2012). La mayor dificultad para realizar este tipo de escenarios múltiples o alternativos es que dependen de información en la escala adecuada. En nuestro caso, sería de gran utilidad contar con información relacionada con la tenencia de la

tierra y la distribución espacial de aspectos socioeconómicos como el número de habitantes dedicados al sector primario (Pérez-Vega *et al.*, 2012) o del impacto de las políticas públicas (Kolb y Galicia, 2018). Los resultados de modelar estos procesos considerando variables socioeconómicas, también llamadas variables subyacentes, pueden influir positivamente en la toma de decisiones de los habitantes de la microcuenca La Unión.

Por otra parte se sabe que la cubierta vegetal juega un papel muy importante en las cuencas, por lo que su alteración tiende a modificar el ciclo hidrológico (Maass, 2004). En los últimos cinco años algunas de las poblaciones dentro de la microcuenca se han visto afectadas por la disminución del nivel freático de los pozos en los meses de estiaje. Un trabajo sobre el balance hídrico en la microcuenca La Unión, realizado por De Coss (2017), estimó el efecto directo de la pérdida de la cobertura forestal en la capacidad de infiltración y recarga del acuífero, que fue menor con respecto a la infiltración que ocurre en las áreas cubiertas de vegetación forestal. Sería posible entonces establecer, a partir de la modelación bajo diferentes escenarios, la captación potencial o bien determinar medidas de restauración o reforestación.

CONCLUSIONES

En once años (2005-2016) la microcuenca La Unión perdió 2 168 ha de VSBC, lo que representa 26.6 % de la vegetación natural, mientras que la VSMC perdió tan solo 71 ha, siendo 2.78 % con respecto a la superficie inicial. Este proceso de deforestación estuvo impulsado por el crecimiento en la superficie ocupada por el pastizal inducido.

Los resultados de la validación del mapa simulado mostraron que la capacidad de predicción del modelo tiene validez y podemos asumir que, a menos que haya cambios drásticos en las condiciones que imperan en la región y en los factores que conducen el cambio, la simulación que se llevó a cabo para el año 2025 puede representar el arreglo de distribución que tendrían los diferentes tipos de cobertura y usos del suelo analizados para ese año.

Bajo la construcción del escenario tendencial de deforestación al 2025, es posible plantear la disminución de la VSBC promovida por el incremento de las actividades agropecuarias. Si bien es cierto que el escenario tendencial no es una predicción de lo que sucederá con exactitud, sí permite inferir las principales causas que impulsan el proceso de deforestación en la microcuenca La Unión con miras a orientar medidas en torno al aprovechamiento de los recursos forestales para su mitigación.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigación en Gestión del Riesgo y Cambio Climático (CIGERCC) de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, por las facilidades brindadas para la realización del presente trabajo, en especial a su directora, la Dra. Silvia Guadalupe Ramos Hernández, por su voluntad e interés en la generación de conocimiento que contribuya a la mejora y desarrollo del estado de Chiapas. A dos revisores anónimos, cuyos comentarios mejoraron este manuscrito.

REFERENCIAS

- Bonfil, Consuelo y Trejo, Irma (2010). "Plant Propagation and the Ecological Restoration of Mexican Tropical Deciduous Forests". *Ecological Restoration*, vol. 28(3), pp. 369-376.
- Bonham-Carter, Graeme F. (1994). *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Ontario: Pergamon.

- Boucher, Doug; Elias, Pipa; Lininger, Katherine; May-Tobin, Calen; Roquemore, Sarah y Saxon, Earl (2011). *The Root of the Problem: What's Driving Tropical Deforestation Today?* Cambridge, Massachusetts (Estados Unidos de América): Union of Concerned Scientists.
- Calderón-Aguilera, Luis E.; Rivera-Monroy, Víctor H.; Porter-Bolland, Luciana; Martínez-Yrizar, Angelina; Ladah, Lydia B.; Martínez-Ramos, Miguel; Alcocer, Javier; Santiago-Pérez, Ana Luisa; Hernandez-Arana, Héctor A.; Reyes-Gómez, Víctor M.; Pérez-Salicrup, Diego R.; Díaz-Núñez, Vicente; Sosa-Ramírez, Joaquín; Herrera-Silveira, Jorge; Búrquez, Alberto (2012). "An Assessment of Natural and Human Disturbance Effects on Mexican Ecosystems: Current and Research Gaps." *Biodiversity and Conservation*, vol. 21, pp. 589-617.
- Castillo Santiago, Miguel Ángel (2009). "Análisis con imágenes satelitales de los recursos forestales en el trópico húmedo de Chiapas. Un caso de estudio en Marqués de Comillas, Chiapas" (Tesis de doctorado). México: Universidad Nacional Autónoma de México, 123 pp.
- CEIEG (2010). Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica. Recuperado de <http://www.map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/>
- Chen, Xuehong; Chen, Jin; Shi, Yusheng, y Yamaguchi, Yasushi (2012). "An Automated Approach for Updating Land Cover Maps Based on Integrated Change Detection and Classification Methods". *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 71, pp. 86-95.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2013). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México.
- De Coss Pérez, Ana Judith (2017). "Impacto de la pérdida de cobertura vegetal en el balance hídrico en la microcuenca La Unión en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas" (Tesis de licenciatura). México: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, 100 pp.
- Dronova, Iryna; Gong, Peng, y Wang, Lin (2011). "Object-Based Analysis and Change Detection of Major Wetland Cover Types and their Classification Uncertainty During the Low Water Period at Poyang Lake, China". *Remote Sensing of Environment*, vol. 115, pp. 3220-3236.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1996). *Forest Resources Assessment 1990 — Survey of tropical forest cover and study of change processes*. FAO Forestry Paper 130, Roma: FAO
- FAO (2011). *Situación de los bosques del mundo*. Anexo, Cuadro 2: Extensión de bosques y variaciones en la misma. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- FAO (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales*, Compendio de datos. Roma.
- Farfán Gutiérrez, Michelle (2015). "Escenarios de deforestación (2004-2018) en la reserva de la biósfera sierra de Manantlán y su impacto en las áreas potenciales de distribución de dos especies de felinos" (Tesis de doctorado). México: Universidad Nacional Autónoma de México, 187 pp.
- Flamenco Sandoval, Alejandro; Martínez Ramos, Miguel, y Masera, Omar R. (2007). "Assessing Implications of Land-Use and Land-Cover Change Dynamics for Conservation of a Highly Diverse Tropical Rain Forest". *Biological Conservation*, vol. 138, pp.131-145.
- González, J., Cubillos, A.; Arias, M., y Zapata, B. IDEAM-MADS (2014). "Resultados de la simulación de la deforestación para el ajuste del nivel de referencia del área subnacional A8". *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible*. Bogotá, Colombia, 42 pp.
- Hagen, Alex (2003). "Fuzzy Set Approach to Assessing Similarity of Categorical Maps". *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 17(3), pp. 235-249.
- INEGI (1997). Manual de medidas sociodemográficas. Recuperado de http://www.internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825000063/702825000063.pdf
- INEGI (2007). *Sistema de Consulta de Información Geoestadística Agropecuaria (SCIGA)*. Recuperado de <http://www.gaia.inegi.org.mx/sciga/viewer.html>
- INEGI (2008). *Carta climática escala 1:1 000 000*. Recuperado de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267568>

- INEGI (2011). *Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000 serie V*.
- INEGI (2015). *Conjunto de datos vectoriales por condensado estatal*. Recuperado de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/mapas/?t=0150001000000000>
- Kaimowitz, David (2008), "The Prospects for Reduced Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) in Mesoamerica", *International Forestry Review*, 10(3), pp. 485-495.
- Kolb, Melanie y Galicia, Leopoldo (2012). "Challenging the Linear Forestation Narrative in the Neo-tropic: Regional Patterns and Processes of Deforestation and Regeneration in Southern Mexico". *The Geographical Journal*, vol. 178(2), pp. 147-161.
- Kolb, Melanie y Galicia Leopoldo (2018). "Scenarios and Story Lines: Drivers of Land Use Change in Southern Mexico". *Environment, Development and Sustainability*, vol. 20(2), pp. 681-702.
- Lambin, Eric F. (1997). "Modelling and Monitoring Land-Cover Change Processes in Tropical Regions". *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, vol. 21(3), pp. 375-393.
- Maass, Manuel (2004). "Manejo integrado de cuencas hidrográficas: un análisis del problema de escala". E. Cotler (comp.), *El manejo integrado de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. México: INE/SEMARNAT, pp. 49-62.
- Maass, Manuel; Búrquez, Alberto; Trejo, Irma; Valenzuela, David; González, Marco A.; Rodríguez, Mario, y Arias, Héctor (2010). "Amenazas". En. Gerardo Ceballos, Lourdes Martínez, Andrés García, Eduardo Espinoza, Juan Bezaury y Rodolfo Dirzo (eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. México: Fondo de Cultura Económica, pp. 321-346.
- Mas, Jean François; Sorani, Valentino, y Álvarez, Román (1996). "Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación". *Investigaciones Geográficas*, núm. esp. vol. 5, pp. 43-57.
- Mas, Jean François y Flamenco-Sandoval, Alejandro (2011). "Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México". *GeoTropico*, vol. 5(1), pp. 1-24.
- Meyfroidt, Patrick y Lambin, Eric F. (2011). "Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation". *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 36, pp. 343-371.
- Miranda, Faustino y Hernández X., Efraím (1963). "Los tipos de vegetación de México y su clasificación". *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, vol. 28, pp. 29-279.
- Monjardín-Armenta, Sergio A.; Pacheco-Angulo, Carlos E.; Plata-Rocha, Wenseslao; Corrales-Barraza, Gabriela (2017). "La deforestación y sus factores causales en el estado de Sinaloa, México". *Madera y Bosques*, vol. 23(1), pp. 7-22.
- Osorio, Laura Paulina; Mas, Jean-François; Guerra, Francisco, y Maass, Manuel (2015). "Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyuquilla, Guerrero, México". *Investigaciones Geográficas*, vol. 88, pp. 60-74.
- Pérez-Vega, Azucena; Mas, Jean-François, y Ligmann-Zielinska, Arika (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*, vol. 29(1), pp. 11-23
- Piontekowski, Valderli Jorge; Souza da Silva, Sonaira; Huamán Mendoza, Elsa Reneé; de Souza Costa, William Leles, y Campos, Fabiana (2012). *Modelagem do desmatamento para o Estado Acre utilizando o programa Dinamica EGO*. Simpósio de Geotecnologias no Pantanal 4: 1064-1075.
- Portillo-Quintero, Carlos A., y Sánchez-Azofeifa, Arturo (2010). "Extent and Conservation of Tropical Dry Forests in the Americas". *Biological conservation*, vol. 143(1), pp. 144-155.
- PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente) (2012). Informe Anual PROFEPA 2011. México, 150p.
- Ramírez, Ma. Isabel y Zubieta, Raúl (2005). "Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca". *Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca*. México, D.F.

- Ramírez-Mejía, Diana Lucero (2011). Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México (Tesis de Licenciatura). Morelia, Michoacán, México, 104 pp.
- Ramírez-Mejía, Diana; Cuevas, Gabriela Paula, y Mendoza, Eduardo (2017). "Land Use and Cover Change Scenarios in the Mesoamerican Biological Corridor-Chiapas". *Botanical Sciences*, vol. 95(2), pp. 221-234.
- Rosero-Bixby, Luis y Palloni, Alberto (1998). "Population and Deforestation in Costa Rica". *Population and Environment: A Journal of Interdisc. Stud.*, vol. 20, pp. 149-185.
- Rosero-Bixby, Luis, Maldonado Ulloa, Tirso, y Bonilla Carrión, Roger (2002). "Población y deforestación en la Península de Osa". *Revista de Biología Tropical*, vol. 50(2), pp. 585-598
- Rudel, Thomas K.; Schneider, Laura; Uriarte, Maria; Turner II, B. L.; DeFries, Ruth; Lawrence, Deborah; Geoghegan, Jacqueline; Hecht, Susanna; Ickowitz, Amy; Lambin, Eric F.; Birkenholtz, Trevor; Baptista, Sandra y Grau, Ricardo (2009). "Agricultural Intensification and Changes in Cultivated Areas, 1970-2005". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(49), 20675-20680. DOI: 10.1073/pnas.0812540106
- Rzedowski, Jerzy (1978). *Vegetación de México*. México: Limusa, 432 pp.
- Sahagún-Sánchez Francisco Javier; Reyes-Hernández, Humberto, Flores Flores, José Luis, y Chapa Vargas, Leonardo (2011). "Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México". *Journal of Latin American Geography*, vol. 10(2), pp. 65-86.
- SEMAHN (2011), Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas (PACCCH), Chiapas, México, 162p.
- Silva, Moisés; García, Antonio, y Hernando, Ana (2015). "Crecimiento de la mancha urbana en la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez (Chiapas, México)". *Quehacer Científico en Chiapas*, vol. 10(2), pp. 35-41.
- Soares-Filho, Britaldo Silveira; Coutinho Cerqueira, Gustavo, y Lopes Pennachin, Cássio (2002). "DINAMICA – a Stochastic Cellular Automata Model Designed to Simulate the Landscape Dynamics in an Amazonian Colonization Frontier". *Ecological modelling*, vol. 154(3), pp. 217-235.
- Velázquez, Alejandro; Mas, Jean François; Reyes Díaz, José; Mayorga Saucedo, Rafael; Alcántara, Pedro Camilo; Castro, R.; Fernández, Tania; Bocco, Gerardo; Ecurra, Ezequiel, y Palacio, José Luis (2002). "Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México". *Gaceta Ecológica*, vol. 62, pp. 21-37.
- Zhang, Zengxiang; Wang, Xiao; Zhao, Xiaoli; Liu, Bin; Yi, Lin; Zuo, Lijun; Wen, Qingke Liu, Fang; Xu, Jinyong, y Hu, Shunguang (2014). A 2010 Update of National Land Use/Cover Database of China at 1:100000 Scale Using Medium Spatial Resolution Satellite Images. *Remote Sensing of Environment*, vol. 149(1), pp. 142-154.

INFORMACIÓN ADICIONAL

Editora asociada: Consuelo Lorenzo Monterrubio