

Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México

Analysis of landscape fragmentation in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve, Veracruz, Mexico

Valeria Vega-Vela¹, Carlos A. Muñoz-Robles², Ernesto Rodríguez-Luna¹, Juan Carlos López-Acosta¹, Ricardo Serna-Lagunes^{3*}

¹Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana. José María Morelos 44, Zona Centro, CP. 91000. Xalapa Enríquez, Veracruz, México.

²Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair 200, Col. del Llano, CP. 78377. San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

³Unidad de Conservación de Recursos Genéticos, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Camino Peñuela-Amatlán, S/N, CP. 94945. Amatlán de los Reyes, Veracruz, México.

*Autor de correspondencia: rserna@uv.mx

Artículo científico recibido: 26 de abril de 2017 aceptado: 20 de octubre de 2017

RESUMEN. El análisis del paisaje caracteriza la estructura y funcionamiento ecológico, para proponer estrategias de mitigación a los problemas ambientales. El objetivo fue analizar la configuración espacial de elementos del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (RBLT), a partir de imágenes LANDSAT de 1995, 2006 y 2016. Las cuales fueron rectificadas y clasificadas de acuerdo a los tipos de cobertura y uso de suelo, cada una se analizó con métricas de paisaje mediante el software FRAGSTATS 3.3. Para el 2016, el 60% del paisaje corresponde a perfil agropecuario, con 95% de agregación y densidad de matriz del 0.9; el acahual constituye el 11.39% del paisaje y está compuesto por 6 242 fragmentos, con cobertura dispersa y desagregada, con densidad de 4.05; selva/bosque mesófilo de montaña (BMM) representa el 27% del paisaje con 2 141 fragmentos, 94.9% de agregación y densidad de matriz de 1.38. La selva/BMM es la cobertura con mayor índice de conectividad por lo que se deben realizar acciones para conservar estas áreas e incluso incrementar su superficie, mientras que los acahuales están en proceso de sucesión ecológica y se deben identificar los acahuales que están transitando a selva, para canalizar estos predios como áreas privadas de conservación. La RBLT, está incrementando la cobertura de selva/BMM, acahual y manglar y disminuyendo la matriz agropecuaria, lo que conlleva a la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: Área natural protegida, conservación, selva, manglar, perturbación

ABSTRACT. Landscape analysis characterizes ecological structure and functioning to propose mitigation strategies for addressing environmental problems. The objective was to analyze the spatial configuration of landscape elements in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve (LTBR), from 1995, 2006 and 2016 LANDSAT images. These were rectified and classified according to the land cover and use types; each one was analyzed with landscape metrics using FRAGSTATS 3.3 software. For 2016, 60% of the landscape corresponds to an agricultural profile, with 95% aggregation and a matrix density of 0.9; acahual (fallow land) constitutes 77.62% of the landscape and is composed of 6 242 fragments, with dispersed and disaggregated cover, with a density of 4.05; rainforest/cloud forest (CF) accounts for 27% of the landscape with 2 141 fragments, 94.9% aggregation and a matrix density of 1.38. The rainforest/CF is the cover with the highest connectivity index, so actions must be taken to conserve these areas and even increase them, while the acahuales are in processes of ecological succession and those that are transitioning to rainforest must be identified, to channel these properties as private conservation areas. The LTBR is increasing the rainforest/CF, acahual and mangrove cover and diminishing the agricultural matrix, which leads to the conservation of biodiversity.

Key words: Protected natural area, conservation, rainforest, mangrove, disturbance

INTRODUCCIÓN

Recientemente, se tiene especial interés en el estudio de la fragmentación del paisaje, lo cual trae alteraciones en los patrones del paisaje, que impactan de forma directa los procesos ecológicos de la biodiversidad (Santos y Tellería 2006) y la funcionalidad del ecosistema (Saura et al. 2011). Al respecto Dirzo et al. (2009), mencionan que el paisaje del Área Natural Protegida (ANPs), Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (RBLT) se encuentra fragmentado, debido a las grandes extensiones de tierras con vocación ganadera de tipo extensivo, provocando la pérdida de más del 85% del paisaje natural. Por lo que la zonificación de los recursos naturales, su ubicación, cobertura, actividades humanas y su distribución dentro del ANP, son aspectos necesarios a considerar en la elaboración y seguimiento del programa de manejo (CONANP-SEMARNAT, 2006). Los estudios de ecología del paisaje con perspectiva científica transdisciplinaria, intentan comprender y resolver estos retos ambientales contemporáneos de la conservación del patrimonio natural y cultural (Tischendorf 2001); mediante la aplicación de SIG, como herramienta para la gestión de recursos naturales (Pascual-Hortal y Saura 2006). En este sentido, evaluar la conectividad del paisaje se vuelve imprescindible en regiones como Los Tuxtlas (Guevara et al. 2004), dado que afecta a diversos grupos taxonómicos, incluyendo los anfibios debido al incremento del área urbana, la densidad de caminos, y la expansión de la frontera agrícola (Compton et al. 2007).

Las ANPs a nivel mundial, constituyen esfuerzos de conservación de ecosistemas, hábitats y especies (Guisan y Zimmermann 2000). Al respecto Aguilar et al. (2014), mencionan que las ANPs son vulnerables a los cambios en la estructura del paisaje; por lo que su evaluación debe ser integral. También se requiere evaluar las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMAs), ubicadas al interior de las ANPs, ya que son una opción viable para fortalecer la conservación y reducir el impacto de las diferentes actividades productivas (CONABIO 2012). La conservación de

ecosistemas en las ANPs, está sustentada en hechos históricos como la conservación de bosques nacionales de Norteamérica y el manejo de los recursos naturales por las culturas mesoamericanas. Al respecto Toledo (2005), resalta los resultados positivos de esta estrategia, mientras que Halffter (2011) pone en duda su efectividad en la protección de los recursos naturales.

La evaluación de la conectividad del paisaje, contextualizada desde la perspectiva funcional, aporta información sobre su estructura y composición (Theobald 2006). En este sentido, conocer la conectividad de los parches de hábitat, permite el desarrollo de estrategias puntuales para el manejo y conservación de los recursos naturales (Tischendorf y Fahrig 2000). Se han propuesto modelos para entender cómo la conectividad de los parches de hábitat son importantes para el movimiento de genes, individuos, poblaciones y especies en escala temporal y espacial. Usualmente, estos modelos caracterizan múltiples conexiones del paisaje en una red de hábitat, su topología, resistencia a la perturbación y la tasa de desplazamiento conocida; los cuales generan un marco de referencia teórico-gráfico sobre las propiedades regionales (Minor y Urban 2008). Por lo anterior, el objetivo del trabajo fue analizar la configuración del paisaje de la RBLT en tres periodos de tiempo: 1995, 2006 y 2016, mediante índices de agregación, división, número de fragmentos, proporción de cobertura, uso de suelo e índice de agregación para conocer el comportamiento y grado de impacto de la fragmentación del ANP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La RBLT, se ubica al sureste del estado de Veracruz, México; el paisaje, se encuentra enmarcado por los volcanes de Santa Martha, San Martín Tuxtla y San Martín Pajapan. Presentan vegetación de selva alta, bosque mesófilo de montaña y zonas agropecuarias. Estos volcanes generan los acuíferos: Lago de Catemaco y Laguna de Sontecomapan, este último finaliza en el Golfo de México y mantiene

vegetación tipo manglar (Laborde 2004, Rojas-Soto y Oliveras de Ita 2005). El clima está influenciado por diferentes factores endógenos como su gradiente altitudinal, topografía, y proximidad con el Golfo de México. La precipitación anual oscila entre los 3 000 y 4 500 mm año⁻¹ en la vertiente noreste, mientras que en la vertiente suroeste va de 1 500 a 3 500 mm (Acebey *et al.* 2017).

Análisis de imágenes digitales

Para evaluar la estructura del paisaje del área que comprende la RBLT, se usaron imágenes satelitales multi-temporales de 1995, 2006 y 2016 (Figura 1) tipo LANDSAT TM/ETM, correspondiente al polígono WRS2: path 22 row 47; las cuales se descargaron de la base de datos de Geological Survey (USGS), incluyendo las bandas visibles e infrarrojas. Se usó el programa AMBAS_V1, para corregirlas atmosféricamente, lo que permitió el desplazamiento de los histogramas de las bandas de las imágenes y eliminar el efecto producido por la radiación difusa de la atmósfera, para convertir las imágenes en unidades comparables (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012). Este pretratamiento fue esencial para establecer la vinculación entre los polígonos y los fenómenos biofísicos (Coppin *et al.* 2004). La detección y clasificación de imágenes individuales en una serie temporal se realizó mediante la caracterización de puntos de control para la corrección geométrica absoluta, con el objetivo de minimizar los efectos atmosféricos y obtener una serie de imágenes similares de respuesta espectral (Singh *et al.* 2015).

Después de la corrección atmosférica aplicada de acuerdo con los criterios de Butt *et al.* (2015), se cargaron las coordenadas y los polígonos tomados en terreno de la RBLT; cada unidad de paisaje, se clasificó por tipo de cobertura y uso de suelo. Cuando se tuvieron dudas de la clasificación, se corroboró y corrigió en campo; luego se aplicó el método de clasificación supervisada con estrategias basadas en información espectral y auxiliar (Moyota *et al.* 2016), para obtener tres imágenes clasificadas. Las categorías de cobertura fueron reconocidas y fusionadas en capas combinadas, las cuales se

utilizaron para detectar cambios en la configuración del paisaje.

Luego se digitalizaron tres mapas a escala 1: 50 000, en los que se precargó el área de estudio y 200 puntos sobre los asentamientos de dicha área, con datos de la Asociación Regional de Sivilcultores Los Tuxtlas. Adicionalmente se realizó la corrección absoluta completa, convirtiendo la reflectancia en reluctancia superficial, bajo el supuesto de condiciones sin nubes, con la ecuación:

$$\rho = \frac{\pi(L_{sat} - L_p)}{T_v(E_0 \cdot \cos(\theta) \cdot T_z + E_{down})}$$

Donde: ρ : reflectancia de superficie estimada, L_p : radiación de trayectoria (WM-2 sr-1), T_v : transmitancia atmosférica del objetivo hacia el sensor; T_z : transmitancia atmosférica en la dirección de iluminación y E_{down} : irradiación difusa (W M⁻² m⁻¹).

Con el software ArcMap 10.2, se clasificaron los tipos de cobertura y usos de suelo de cada imagen, con pixeles de 5 x 5. También se realizaron recorridos de inspección visual en 19 puntos de campo como control (9.5%); estos predios están registrados ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) como Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA, Tabla 1), ubicadas dentro del polígono de la RBLT. En la inspección visual se realizaron recorridos de geolocalización, durante el 2016, para verificar que la cobertura clasificada por el software fuese la misma que se tiene en campo. El análisis de supervisión se realizó con la finalidad de rectificar la coincidencia de la clasificación realizada por el software y lo que se tiene en campo, para evitar sesgos (Figura 2).

La clasificación de los tipos de cobertura obtenida fue: cuerpos de agua, manglar, selva y bosque mesófilo de montaña (BMM), acahual (vegetación secundaria con diferentes tipos de madurez) y uso agropecuario. La selva y el BMM (selva/BMM) se agrupó como una misma clasificación, de acuerdo con Castillo-Campos y Laborde (2004), quienes indican que estos tipos de vegetación son los más conservados (Acebey *et al.*

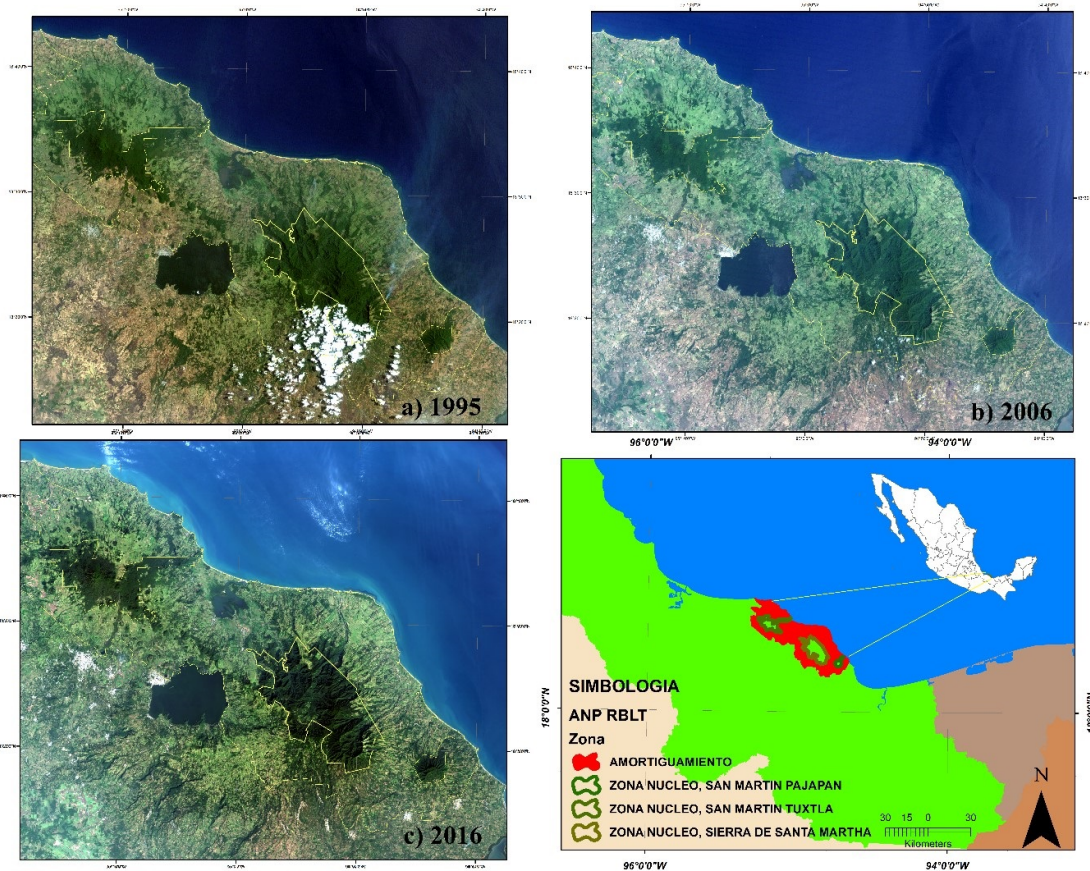


Figura 1. Imágenes LANDSAT TM / ETM de a) 1995, b) 2006 y c) 2016, usadas en el análisis de fragmentación del paisaje de la RBLT.

Tabla 1. Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) usadas como puntos de control para el análisis de la fragmentación del paisaje de la RBLT.

Nombre de la UMA	Clave de registro de la UMA	Superficie (ha)	Coordenada N	Coordenada W
Cerro Azul	SEMARNAT-UMA-EXT-0358-VER/14	16.795568	18°37'17"	95°09'03"
Nanciyaga	SEMARNAT-UMA-EXT-0198-VER-12	8.5	18°27'31.56"	95°04'47.07"
Los Amigos	SEMARNAT-UMA-EXT-0248-VER/13	90	18°39'9.86"	94°59'56.19"
Paraíso de las Iguanas	SEMARNAT-UMA-IN-CR-0086-VER/08	12.173428	18°41'33.09"	95°14'17.19"
Ejido Perla de San Martín	SEMARNAT-UMA-EXT-0095-VER/08	607	18°32'29"	95°07'21"
Cerro de las Ánimas	SEMARNAT-UMA-EXT-0224-VER/13	60	18°27'50.53"	95°20'02.29"
Buena Vista	SEMARNAT-UMA-EXT-0259-VER/13	3.204621	18°25'28.48"	95°13'44.55"
La Palma	SEMARNAT-UMA-EXT-0372-VER/15	25	18°34'08.02"	95°05'17.63"
Hilda Ávila de O'Farril	SEMARNAT-UMA-IN-CR-0137-VE/11	0.5	18°27'35"	95°02'42.8"
Selva Del Marinero	SEMARNAT-UMA-EXT-IN-CR-0084-VER/08	395	19°24'36"	95°39'82.4"
Salinas de Roca Partida	SEMARNAT-UMA-IN-VIV-0086-VER/10	0.8	19°35'51.18"	96°50'07.6"
Parque Ecológico El Venado	SEMARNAT-UMA-IN-CR-0106-VER/09	1.5	18°27'52.4"	95°11'42.3"
La Otra Opción	SEMARNAT-UMA-IN-CR-0155-VER/08	126	18°22'38.72"	94°55'54.3"
Pachi Costa de Oro	SEMARNAT-UMA-IN-CR-0057-VER/06	0.04	18°39'31"	95°10'04"
La Flor de Catemaco	SEMARNAT-UMA-EXT-IN-CR-0083-VER/08	2	18°25'9.72"	95°7'24.06"
Banagasta Bamasata	INE/CITES/DGVS-CR-IN-0349-VER/98	Sin información	18°21'0.00"	94°54'60.00"
El Mangal	INE/CITES/DGVS-CR-IN-0348-VER/98	Sin información	18°25'0.00"	94°55'80.00"
San Juan Volador	INE/CITES/DGVS-CR-IN-0347-VER/98	Sin información	18°22'0.00"	94°51'10.00"
El Pescador	INE/CITES/DGVS-CR-IN-0350-VER/98	Sin información	18°20'0.00"	94°53'20.00"



Figura 2. Sitios de verificación en campo, para la rectificación de la cobertura realizada por el software ArcMap 10.2.

2017). Con las combinaciones de las bandas 5, 4 y 2, se clasificaron las zonas de agricultura y cuerpos de agua.

Análisis de las características de la fragmentación del paisaje

De acuerdo con Uuemaa et al. (2013), se determinaron las características de los fragmentos (tamaño, tipo y aislamiento), totalidad del paisaje (proporción y arreglo espacial), área por tipo de cobertura (CA), porcentaje de tipo de cobertura (PLAND), número de parches en un mismo tipo de cobertura (NP), densidad por tipo de cobertura (PD), porcentaje del parche más grande (LPI), probabilidad de que dos píxeles seleccionados de

forma aleatoria en el paisaje no estén situados en el mismo parche (DIVISION) e índice de agregación (AI). Estos análisis se realizaron con el software FRAGSTATS (Mc Garigal et al. 2002).

RESULTADOS

En la validación de los 200 puntos, entre los generados por el software ENVI y la Carta del INEGI, se obtuvo un 89.5% de clasificación acertada para el año 1995; en la validación el mayor porcentaje de confusión fue un 85% en la cobertura agropecuaria y un 14% en selva/BMM. Para el 2006, se obtuvo un 91.5% de exactitud, con mayor equivocación en la selva/BMM y agropecuario con 35%

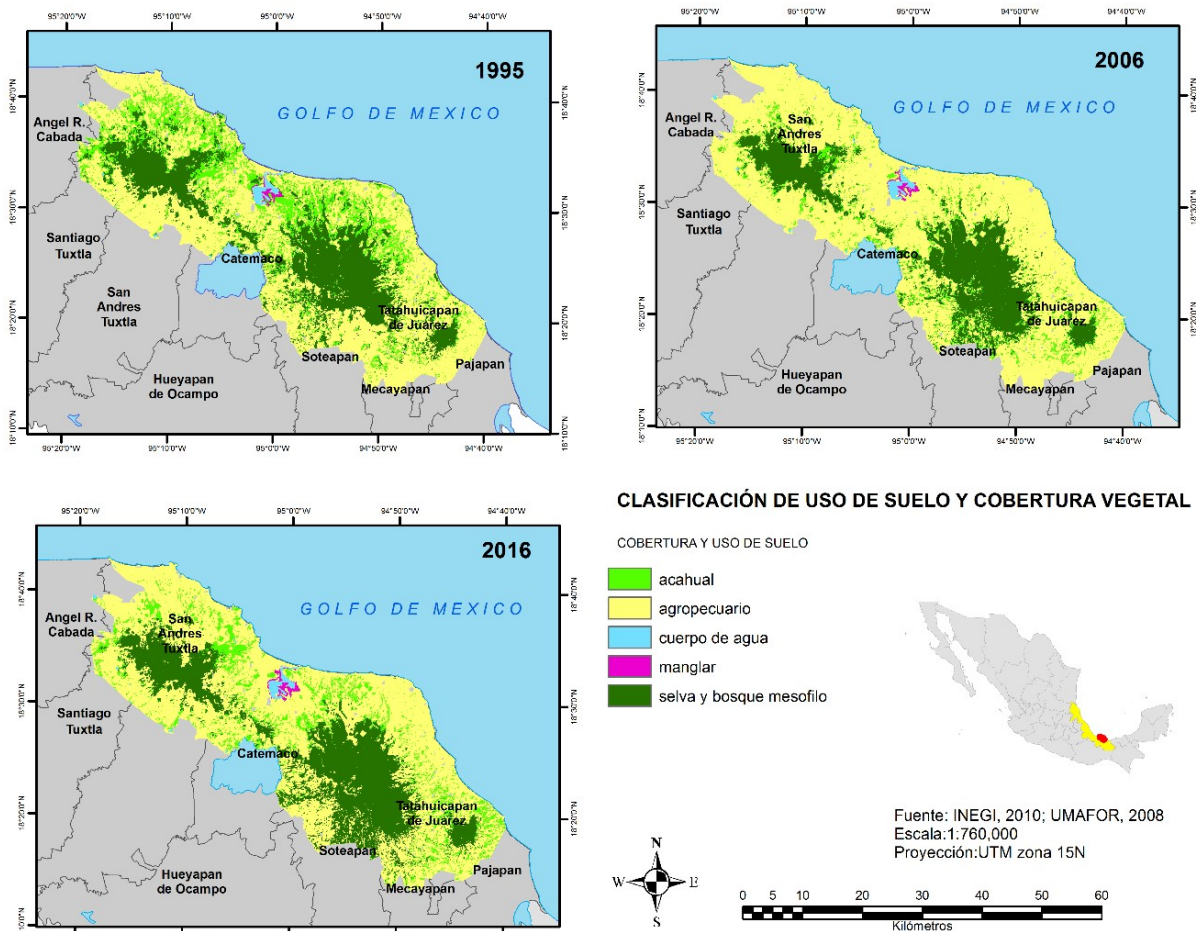


Figura 3. Clasificación de coberturas y usos de suelos de 1995, 2006 y 2016.

de confusión, y para el acahual 30% de confusión. Para el 2016, se tuvo una validación del 92.5%, con 46.1%, 30% y 23.9% de confusión para la cobertura agropecuaria, selva/BMM y acahual, respectivamente (Figura 3). Se observaron variaciones en la superficie de los tipos de cobertura caracterizados; con aumento de superficie de la selva/BMM (6%) y manglar (24%), mientras que la superficie agropecuaria (10%), acahual (37.8%) y de cuerpos de agua (10%) disminuyeron en superficie (Tabla 2).

De 1995-2006, se tuvo pérdida de 4 533.76 ha de selva/BMM, lo que representa un 3% del territorio de la RBLT. A pesar de esto, de 2006-2016 hubo

un incremento de 6 936.73 ha (4.5%) del territorio de la RBLT. En este sentido, de 1995-2016 se recuperaron 2 402.97 ha de selva (1.55%) del polígono de la RBLT. Mientras que de 1995-2006 se perdieron 14 881.98 ha de acahual, que representan el 10.7% de la RBLT, pero en el periodo del 2006-2016 se recuperaron 4 167.8 ha (2.7%) de la superficie de la RBLT. El paisaje agropecuario de 1995-2006, aumentó a 19 840.9 ha (12.95% de la RBLT), pero del periodo 2006-2016 disminuyó a 11 120.22 ha (7.21%) del total de la RBLT. De 1995-2006, el manglar incrementó 17 ha (0.01%), mientras que del periodo 2006-2016 el incremento fue de 106.29 ha, lo que corresponde al 0.06% del polígono de la

Tabla 2. Índices por tipos de cobertura y uso de suelo de la RBLT, Veracruz para: 1995, 2006 y 2016.

Año	Cobertura	CA	PLAND	NP	PD	LPI	DIV	AI
1995	Selva/BMM	39,818.5	25.9	2,360	1.5	12.3	0.98	94.4
	Acahual	28,270.5	18.4	6,315	4.1	1.9	0.99	81.6
	Agropecuario	83,849.6	54.6	1,932	1.2	42.1	0.81	94.3
	Manglar	507.4	0.3	166	0.1	0.2	1.0	85.8
	Cuerpos de agua	1,081.4	0.7	81	0.05	0.5	1.0	94.4
2006	Selva/BMM	35,284.77	22.9	1,575	1.0	13.1	0.97	95.3
	Acahual	13,388.49	8.6	7,257	4.7	0.2	1	71.8
	Agropecuario	103,690.5	67.3	1,338	0.8	65	0.57	96.6
	Manglar	524.61	0.3	133	0.08	0.19	1	88.1
	Cuerpos de agua	1,165.5	0.7	110	0.07	0.6	1	93.4
2016	Selva/BMM	42,221.52	27.4	2141	1.3898	16.2	0.9695	94.9
	Acahual	1,7556.3	11.4	6242	4	0.94	0.9999	79.6
	Agropecuario	92,570.31	60.1	1453	0.9	53	0.718	95.0
	Manglar	630.9	0.41	41	0.02	0.25	1	91.9
	Cuerpos de agua	10,74.87	0.7	79	0.05	0.57	1	94.33

CA: Área por tipo de cobertura, PLAND: Porcentaje de tipo de cobertura, NP: Número de parches, PD: Densidad por tipo de cobertura, LPI: Porcentaje del parche más grande, DIV: probabilidad de que dos píxeles seleccionados aleatoriamente en el paisaje no estén situados en el mismo parche, AI: índice de agregación.

RBLT, mientras que de 1995-2016 el incremento fue del 24.35%.

El uso de suelo agropecuario fue el parche más grande, que predominó de 1995-2006, con un 23% de superficie; en el 2016 ocupó el 53% del total del paisaje de la RBLT, seguido por la selva/BMM (16%), acahual (0.9%) y manglar (0.2%) (Figura 3), mientras que de 2006 a 2016 la cobertura agropecuaria disminuyó en un 12%, mientras que la selva/BMM mostró un incremento del 1 y 3% en los periodos de 1995 a 2006 y de 2006 a 2016, respectivamente. Los parches de acahual presentaron la densidad más alta pero con baja abundancia, seguido por la selva/BMM como la segunda cobertura con baja densidad y alta abundancia. Para el uso agropecuario, se muestra un parche agrupado y sin fragmentación, con un mínimo cambio observado (0.98); que fue el manglar que se ha recuperado y agregado, con menor fragmentación pero con baja densidad (Tabla 3).

Según el IA, todas las coberturas parecen tener un nivel de agregación alto, con valor máximo de 96 y mínimo de 71, lo cual significa que los fragmentos de todas las coberturas están físicamente conectados y compactos. Sólo hubo cambios significativos en el IA para los periodos analizados, con incrementos mínimos para la selva/BMM y el

manglar (Tabla 3). El acahual es el tipo de cobertura vegetal más fragmentado con un total de 6 242 parches en 2016, a pesar de la disminución con respecto al año 1995 (6 315 parches). Por otra parte, el número de parches para la selva/BMM en el periodo de 1995 a 2006 disminuyó en un 33%, mientras que de 2006 a 2016 aumentó en un 26%. La fragmentación de 2006 a 2016 es menor, pero también se observa que hay una recuperación en superficie de este ecosistema en forma de parches agregados. En la cobertura agropecuaria la fragmentación es menor, a pesar de que existe una mayor superficie de área de este tipo de paisaje. La fragmentación del manglar disminuyó progresivamente de 1995 a 2016 (Tabla 3).

DISCUSIÓN

La rectificación de la cobertura realizada por el software y la verificación en campo, fue importante para disminuir los sesgos en el análisis del paisaje de la RBLT, debido a que la validación da soporte a la clasificación e interpretación de cada cobertura caracterizada (Alvarado-Quiroa y Araya-Rodríguez 2014). El paisaje de la RBLT presenta una heterogeneidad espacial, compuesta por un mosaico de diferentes fragmentos entre los

Tabla 3. Índices de fragmentación del paisaje de la RBLT, Veracruz.

Índice	Selva/BMM	Acahual	Agropecuario	Manglar	Cuerpos de agua
LPI 1995	12.34	1.9	42.11	0.219	0.58
LPI 2006	13.09	0.18	65.02	0.19	0.6
LPI 2016	16.2	0.94	53.02	0.25	0.57
Promedio	13.88	1.01	53.38	0.22	0.58
PD 1995	1.53	4.11	1.25	0.1	0.05
PD 2006	1.02	4.71	0.86	0.08	0.07
PD 2016	1.38	4.05	0.94	0.02	0.05
Promedio	1.31	4.29	1.02	0.07	0.06
AI 1995	94.38	81.59	94.29	85.82	94.48
AI 2006	95.26	71.77	96.61	88.06	93.49
AI 2016	94.98	79.59	95	91.92	94.32
Promedio	94.87	77.65	95.30	88.60	94.10
NP 1995	2360	6315	1932	166	81
NP 2006	1575	7257	1338	133	110
NP 2016	2141	6242	1453	41	79
Promedio	2025.33	6604.67	1574.33	113.33	90.00

LPI: Porcentaje de Parche, PD: Densidad del tipo de cobertura, AI: Índice de Agregación; NP: Número de parche.

que destacan la selva/BMM, manglar, acahual, uso agropecuario y cuerpos de agua. La RBLT representa un paisaje con matriz preponderantemente agropecuaria con parches de acahual y selva/BMM, los cuales se encuentran agregados y creciendo de forma uniforme y continúa. Las características del paisaje de la RBLT son el resultado de modificaciones producidas por la actividad antrópica, como lo indica Paré y Gracia (2005), ya que el área de estudio presenta una clara dominancia por el uso de suelo agropecuario, que ocupa el 60% del total del paisaje, mientras que la vegetación selva/BMM constituye el 27.24%, el acahual 11.34%, el manglar 0.40% y los cuerpos de agua un 0.69%.

Los estudios indican que si un paisaje presenta entre el 10 y 60% de retención de hábitat natural, se puede clasificar como paisaje fragmentado, donde las coberturas naturales han sido reemplazadas por coberturas agrícolas y plantaciones forestales (Hobbs y McIntyre 1999, Sastre et al. 2002). El área de estudio en su mayoría es agropecuaria, por lo que la primera acción de conservación es incrementar la superficie de la vegetación natural y de manera trianual, aumentar gradualmente un 5% de su superficie, hasta lograr cubrir más del 60% de cobertura vegetal original, así como disminuir la presión antrópica establecida a los alrededores de las

zonas núcleo de la RBLT (Da Ponte et al. 2017).

En paisajes fragmentados, los gradientes de modificación son más cortos y más nítidos, afectando la dispersión de la biodiversidad (Mohd-Taib et al. 2016). En el área de estudio, se tienen parches cortos y nítidos, debido a que la cobertura agropecuaria y la selva/BMM está acoplada en casi un fragmento entero, lo que debe estar afectando la distribución de primates, como ocurre en regiones de Bolivia (Mercado y Wallace 2010). Los parches de la estructura del paisaje, están bien definidos, pero el acahual se encuentra fragmentado en 6 242 parches, y por ende su agregación es baja (79.5%). Lo anterior, se debe a que a mayor densidad se tiene menor conectividad (Jaeger 2000). Estudios similares han determinado que la transformación de la vegetación por cambio de uso de suelo, se relaciona con proyectos de colonización humana (García et al. 2001). Al respecto, en la RBLT los procesos de colonización humana datan desde 1920 y las actividades agropecuarias desde inicios del siglo 20, lo que trae como resultado los procesos de fragmentación de la cobertura original. Los cambios del paisaje de la RBLT presentan una pérdida en la superficie de cuerpos de agua, y en el caso de la vegetación selva/BMM de Los Tuxtlas, estos se encuentran rodeados de una matriz de ocupación de áreas de pastizal y de grandes extensiones de potreros. Ésta

característica de pérdida del hábitat se ha reportado en otras regiones del México, como en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, donde se encontró que los fragmentos de selva tienen superficies mayores, resultado del cambio de uso de suelo y conservación de las comunidades biológicas (Guerra y Ochoa 2006). Mientras que en el Área Natural Protegida Los Petenes, las islas de vegetación, constituyen un hábitat naturalmente fragmentado, con gran diversidad en tamaño, forma, grado de aislamiento y tipo de matriz (Mas y Correa 2000). En este sentido, la fragmentación de la RBLT presentó un arreglo espacial alométrico, sin marca de un patrón de dimensiones homogéneas, debido a la amplia variedad de tamaño en las unidades del paisaje, lo que genera extensas áreas con un mosaico de diferentes tipos de cobertura y superficies reducidas. En otros estudios se ha encontrado que el paisaje es moldeado por regímenes de perturbación antrópica, los cuales generan un paisaje homogéneo al interior de la vegetación nativa (Montenegro y Triana, 2003). Para la RBLT, el análisis espacial muestra que el proceso de deforestación no es aleatorio, ya que los mayores cambios en la complejidad de la matriz de los fragmentos ocurrió en 1995, lo cual se atribuye a las actividades antropogénicas sobre el borde de la vegetación nativa o la influencia negativa de la matriz que los rodea.

Los estudios desde la perspectiva de paisaje, son complejos y ayudan a entender problemáticas ambientales, pero se requiere involucrar a la sociedad para obtener respuestas y generar soluciones viables a largo plazo (Theobald 2006, Minor y Urban 2008). Las características del paisaje de la RBLT, representa una posibilidad para desarrollar alternativas de conservación, restauración ecológica y

gestión del plan de manejo de esta ANP (CONANP-SEMARNAT 2006). Como estrategia importante de manejo se encuentra la solución de los conflictos de uso, relacionados con la fragmentación de reservas forestales protegidas, para disminuir la presión que la matriz ejerce sobre el ecosistema natural de Los Tuxtlas (De Groot 2006).

CONCLUSIONES

El paisaje de la RBLT presenta un estado de fragmentación, con más del 50% de modificación de la superficie del paisaje original, provocado principalmente por las actividades agropecuarias y agrícolas, tala inmoderada y derrumbe de la selva/BMM para otros usos de suelo. La cobertura selva/BMM aumentó en superficie a medida que disminuyó el uso de suelo con fines agropecuarios. Los acahuales son los fragmentos con prioridad de manejo para su conservación a largo plazo; mientras que la selva/BMM y Manglar son los principales tipos de vegetación que se deben seguir protegiendo. Los resultados sugieren que se requiere realizar un manejo sustentable de la matriz del paisaje, para mitigar el impacto de las actividades socioeconómicas sobre el hábitat natural.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Zonas Desérticas de San Luis Potosí, por su apoyo en el procesamiento de datos, a la Coordinación Universitaria de Observatorios de la Universidad Veracruzana, por otorgar imágenes satelitales para este estudio. Al CONACyT, por otorgar los recursos financieros para la beca doctoral de la primera autora.

LITERATURA CITADA

- Acebey AR, López-Acosta JC, Tejero-Díez JD, Krömer T (2017) Riqueza y composición de helechos y licófitos en tres áreas de bosque mesófilo en Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 625-635.
- Aguilar VY, Aliphath FMM, Caso BL, del Amo RS, Sánchez GML, Martínez-Carrera D (2014) Impacto de las unidades de selva manejada tradicionalmente en la conectividad del paisaje de la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Revista de Biología Tropical* 62: 1099-1109.

- Aguirre-Gutiérrez J, Seijmonsbergen CA, Duivenvoorden FJ (2012) Optimizing land cover classification accuracy for change detection, a combined pixel-based and object-based approach in a mountainous area in Mexico. *Applied Geography* 34: 29-37.
- Alvarado-Quiroa H, Araya-Rodríguez F (2014) Cambios de uso del suelo y crecimiento urbano. Estudio de caso en los municipios conurbados de la Mancomunidad Metrópoli de Los Altos, Quetzaltenango, Guatemala. *Revista Tecnología en Marcha* 27: 104-113.
- Butt A, Shabbir R, Ahmad SS, Aziz N (2015) Land use change mapping and analysis using Remote Sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science* 18: 251-259.
- Castillo-Campos G, Laborde J (2004) La vegetación. En: Guevara S, Laborde J, Sánchez-Ríos G (Eds). *Los Tuxtlas. El Paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología, Unión Europea. Xalapa, México. pp: 231-265.
- Compton BW, Mcgarigal K, Cushman SA, Gamble LR (2007) A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that Breed in Vernal Pools. *Conservation Biology* 21: 788-799.
- CONANP-SEMARNAT (2006) Programa de conservación y manejo de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. 1ra Edición. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 299p.
- CONABIO (2012) Proyecto de evaluación de las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA) 1997-2008. Resultados de la fase I: Gestión y Administración. Proyectos CONABIO: HV003, HV004, HV007, HV012 y HV019. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 46p.
- Coppin P, Jonckheere I, Nackaerts K, Muys B, Lambin E (2004) Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25: 1565-1596.
- Da Ponte E, Roch M, Leinenkugel P, Dech S, Kuenzer C (2017) Paraguay's Atlantic Forest cover loss-Satellite-based change detection and fragmentation analysis between 2003 and 2013. *Applied Geography* 79: 37-49.
- Dirzo R, Aguirre A, López JC (2009) Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública* 1: 17-22.
- De Groot R (2006) Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape Urban Plan* 75: 175-186.
- García GG, March MI, Santiago C, Ángel M (2001) Transformación de la vegetación por cambio de uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. *Investigaciones Geográficas* 46: 45-57.
- Guerra MV, Ochoa GS (2006) Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas* 59: 7-25.
- Guevara S, Laborde S, Sánchez-Ríos G (2004) La deforestación. En: Guevara S, Laborde J, Sánchez-Ríos G (Eds.). *Los Tuxtlas. El Paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología, European Union. Xalapa, México. pp: 85-108.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Halffter G (2011) Reservas de la biosfera: problemas y oportunidades en México. *Acta Zoológica Mexicana* 27: 177-189.

- Hobbs R, McIntyre S (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13: 1282-1292.
- Jaeger JA (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Laborde J (2004) La Reserva de la Biosfera. En: Guevara S, Laborde J, Sánchez-Ríos G (Eds.). *Los Tuxtlas: El paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología, European Union. Xalapa, México. pp: 271-282.
- Mas JF, Correa J (2000) Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 43: 42-59.
- Mercado NI, Wallace RB (2010) Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias para su conservación. *Tropical Conservation Science* 3: 200-217.
- Minor ES, Urban DL (2008) A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology* 22: 297-307.
- Mohd-Taib FS, Md-Nor S, Abdullah SA (2016) Implications of patch size and landscape matrix towards native-forest bird species in fragmented forests. *Malaysian Applied Biology* 45: 55-63.
- Montenegro CL, Triana GM (2003) Estudio de la dinámica de la vegetación en un paisaje fragmentado. 0809-B1. *World Forestry Congress III*, Québec City, Canada. <http://www.fao.org/docrep/ARTICLE/WFC/XII/0809-B1.HTM>. Fecha de consulta 4 de octubre de 2016.
- Moyota PBD, Bernal CMV, Guadalupe CSA, Santillán CAJ, Barahona BEV, Villavicencio AAY (2016) Caracterización ecológica de Bofedales, hábitat de vicuñas aplicando metodologías de teledetección y SIG estudio de caso: Reserva de producción de fauna Chimborazo. *European Scientific Journal* 12: 105-130.
- Mc Garigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Fecha de consulta 4 de octubre de 2016.
- McIntyre S, Hobbs R (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13: 1282-1292.
- Paré L, García H (2005) Reservas campesinas en la región de Los Tuxtlas y Sierra de Santa Marta. *Asociación Nacional de Educación Ambiental*, México. 15p.
- Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21: 959-967.
- Rojas-Soto OR, Oliveras de Ita A (2005) Los inventarios avifaunísticos: reflexiones sobre su desarrollo en el neotrópico. *Ornitología Neotropical* 16: 441-445.
- Singh RG, Engelbrecht J, Kemp J (2015) Change detection of bare areas in the Xolobeni region, South Africa using Landsat NDVI. *South African Journal of Geomatics* 4: 138-148.
- Santos T, Tellería JL (2006) Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15: 3-12.
- Saura S, Estreguilb C, Moutonb C, Rodríguez-Freireb M (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators* 11: 407-416.

- Sastre P, De Lucio JV, Martínez C 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 11: 288-565
- Toledo V (2005) Repensar la conservación ¿Áreas Naturales Protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica* 77: 67-83.
- Theobald DM (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: *Connectivity Conservation*. Crooks, KR, Sanjayan M (Eds.). Cambridge University Press, New York. pp: 416-443.
- Tischendorf L (2001) Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Uuemaa E, Mander Ü, Marja R (2013) Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. *Ecological Indicators* 28: 100-106.