

Análisis espacial de los cambios en la cobertura vegetal y conectividad estructural del paisaje del bosque de niebla en el Occidente de México¹

Spatial analysis of changes in vegetation cover and structural connectivity of the cloud forest landscape in Western Mexico

Edgar G. Leija² ; Manuel E. Mendoza³ ; Clarita Rodríguez-Soto⁴ ; Erna López-Granados⁵ ; Vicente Salinas-Melgoza⁶ 

RESUMEN

La constante presión de las actividades antropogénicas ha generado que los fragmentos del bosque de niebla (BN) tengan un patrón de isla rodeadas por una matriz de actividades socioeconómicas. La conservación de este ecosistema es clave por su alta diversidad biológica con relación a su extensión territorial en México y a nivel global. El objetivo de este trabajo es analizar los cambios en la cobertura vegetal y la conectividad estructural del BN en el periodo 1995-2018 en el Sistema Volcánico Transversal del estado de Michoacán a partir de la interpretación visual de Ortofotos e imágenes satelitales Spot. Se aplicaron métricas del paisaje para posteriormente realizar su análisis comparativo. Los resultados obtenidos muestran que la cobertura del BN perdió una superficie de 9,038 ha en 23 años, con una tasa de deforestación global entre 1995-2018 de -1.4%. En cuanto a la conectividad estructural el BN se observó un aumento en el número de parches, al incrementarse de 628 en 1995 a 762 en 2018, así como la densidad de parches al pasar de 2.1 a 3.6 ha para el mismo periodo. Lo que refleja que el BN se ha fragmentado considerablemente, además de perder rápidamente su superficie original. Es fundamental generar datos e información que contribuyan en la construcción de estrategias que incrementen la conectividad del paisaje en los fragmentos de BN, garantizando la supervivencia de las especies silvestres, a través de acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad a largo plazo y reducir la fragmentación y aislamiento de los ecosistemas.

Palabras clave: Deforestación, fragmentación, Patch Analyst, parches, SVTM_{ich}

¹ El primer autor agradece el apoyo financiero y de investigación del Programa de Becas Posdoctorales DGAPA-UNAM.

² Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Michoacán, México. Correo electrónico: eleija@ciga.unam.mx

³ Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Michoacán, México. Correo electrónico: mmendoza@ciga.unam.mx

⁴ Centro de Estudios e Investigación en Desarrollo Sustentable, Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México. Correo electrónico: crodriguez@uaemex.mx

⁵ Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, Departamento de Geología y Mineralogía Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México. Correo electrónico: ernalopez2004@yahoo.com.mx

⁶ Instituto de Tecnológico del Valle de Morelia. Michoacán, México. Correo electrónico: chentess@hotmail.com

ABSTRACT

The constant pressure of anthropogenic activities has generated that the cloud forest fragments (BN) have an island pattern surrounded by a matrix of socioeconomic activities. The conservation of this ecosystem is key due to its high biological diversity that it represents in relation to its territorial extension in Mexico and globally. The objective of this work is to analyze the changes in the vegetation cover and the structural connectivity of the BN in the 1995-2018 period in the Transversal Volcanic System of the state of Michoacán from the visual interpretation of Orthophotos and Spot satellite images. Landscape metrics were applied to later carry out their comparative analysis. The results obtained show that the BN coverage lost an area of 9,038 ha in 23 years, with a global deforestation rate between 1995-2018 of -1.4%. Regarding the structural connectivity, the BN was observed an increase in the number of patches, increasing from 628 in 1995 to 762 in 2018, as well as the density of patches going from 2.1 to 3.6 ha for the same period. This reflects that the BN has fragmented considerably, in addition to rapidly losing its original surface. It is essential to generate data and information that contribute to the construction of strategies that increase the connectivity of the landscape in the BN fragments, guaranteeing the survival of wild species, through actions aimed at conserving biodiversity in the long term and reducing the fragmentation and isolation of ecosystems.

Keywords: Deforestation, fragmentation, Patch Analyst, patches, SVTM_{ich}

A nivel mundial los bosques de montaña abarcan alrededor 900 millones de hectáreas, lo que representa el 20% de la cubierta forestal del planeta (FAO, 2020). Particularmente, los bosques de niebla (BN) ocupan 380, 000 km², equivalente al 0.26% de la superficie terrestre y en la región de las Américas ocupan 96,394 km² con el 25.3% (Bubb *et al.*, 2004). Su estructura y biomasa forestal representan un factor clave ante los cambios globales futuros, debido a la evolución del paisaje, la variabilidad climática y la creciente presión de las actividades antropogénicas (Price *et al.*, 2011; Messier *et al.*, 2013; Aranbarri *et al.*, 2015; Pérez-Díaz *et al.*, 2016).

Los BN, son reconocidos por el marco de la Evaluación de los Recursos Forestales (FRA, 2015), debido a los servicios ecosistémicos que aportan, como producción de agua limpia, regulación del clima, reservorios de carbono y biodiversidad; aunados al valor cultural que representan (Bauhus *et al.*, 2010; Spracklen & Righelato, 2014; Leija *et al.*, 2018). Su distribución se encuentra en forma fragmentada con poca o nula conectividad con parches de superficies inferiores a 1,000 ha (FAO, 2020). El deterioro de los BN se debe principalmente a la deforestación, derivado a la expansión de la frontera agrícola (Mendoza *et al.*, 2011; Leija & Pavón, 2017; Leija *et al.*, 2018).

La conectividad del paisaje permitiría contrarrestar el impacto en la fragmentación y pérdida de hábitats, promoviendo la conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de las funciones ambientales de los bosques y la planificación del territorio (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Laita *et al.*, 2011); p.e. los estudios desarrollados sobre conectividad han demostrado su utilidad y relevancia en el diseño de corredores biológicos con fines de conservación de la biodiversidad (Correa-Ayram *et al.*, 2017; Freeman *et al.*, 2019). Lograr acciones orientadas a la conectividad del paisaje, como mecanismos de cooperación internacional a través de proyectos en diferentes escalas, promueven la comprensión de los procesos ecológicos de los hábitats, la conectividad estructural y funcional del paisaje (Taylor *et al.*, 2006; González-Saucedo *et al.*, 2021; Leija & Mendoza, 2021).

En México, el BN es un ecosistema con características ambientales muy específicas para su desarrollo y constituye uno de los hábitats con mayor biodiversidad, representada por especies vegetales pertenecientes a climas tropicales y templados (Rzedowski, 1978; Challenger, 2003;

Puig, 2005; Villaseñor, 2010). Su heterogénea configuración fisiográfica y su amplia variedad climática han dado lugar a niveles altos de diversidad, riqueza y endemismo, considerándolo un ecosistema de gran importancia para su conservación (Williams-Linera, 2007; Loa *et al.*, 2009). Su origen geológico antiguo y su aislamiento geográfico ha permitido que albergue entre 2,500 a 3,000 especies paleoendémicas de plantas (Williams-Linera, 2007; Sánchez-Velázquez *et al.*, 2008). En México su distribución es restringida (-1% del territorio nacional; Luna *et al.*, 2001; Villaseñor, 2010; Toledo-Aceves *et al.*, 2011; Leija *et al.*, 2011).

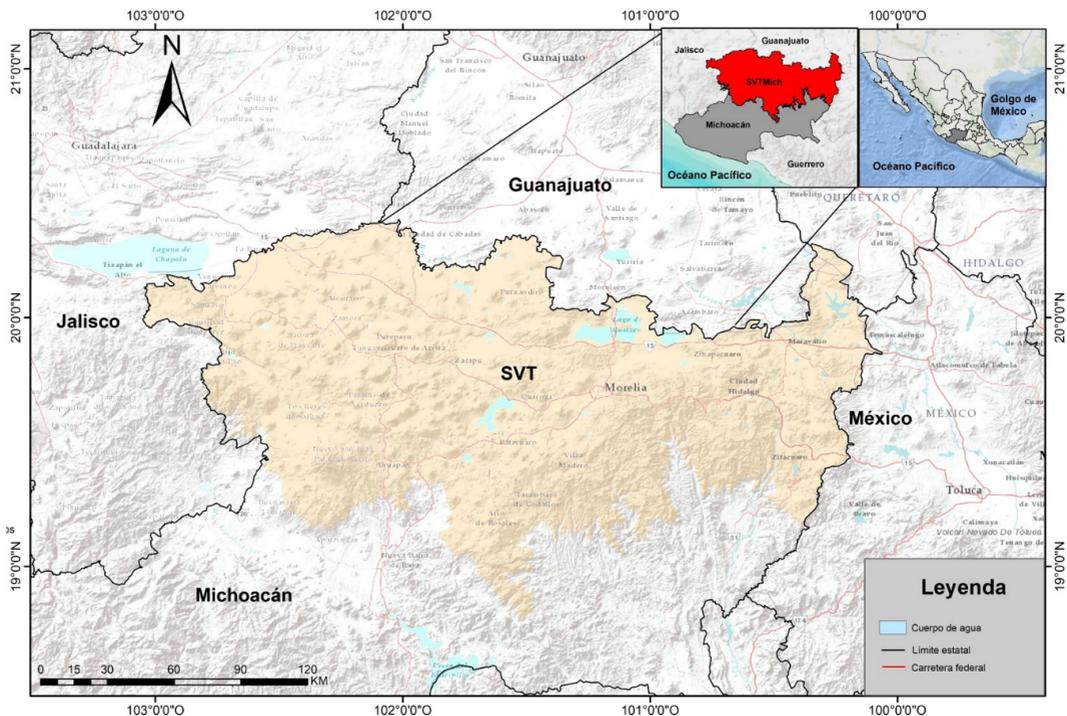
De acuerdo con los datos del Inventario Nacional Forestal de 2000 (Palacio-Prieto *et al.*, 2000), en la región del Sistema Volcánico Transversal del estado de Michoacán (SVT_{Mich}), el BN ocupaba un área aproximada de 85 km², lo que representaba el 0.1% de la superficie total del territorio mexicano. Los impactos antropogénicos lo convierten en un ecosistema particularmente frágil, por lo que resulta fundamental analizar los cambios en las características espaciales de los fragmentos, así como la conectividad estructural del paisaje del bosque de niebla. Para definir estrategias y acciones que permitan disminuir su degradación, manteniendo la estabilidad de los procesos ecológicos.

Área de estudio

El Sistema Volcánico Transversal (SVT) cuenta con una superficie aproximada de 880 km², se localiza en el centro de México y se distribuye desde el Océano Pacífico hasta el Golfo de México

Figura N°1.

Localización del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

(Ferrari *et al.*, 2012). El SVT en el estado de Michoacán (SVT_{Mich}) tiene una superficie de 28,100 km² y un rango altitudinal entre 1,044 a 3,800 msnm entre las coordenadas geográficas 18°47' y 20°30' latitud norte y 100°4' y 103°3' longitud oeste distribuido en 14 municipios (Figura N°1).

El BN en la región del SVT_{Mich}, es un ecosistema que posee una enorme diversidad biológica y es considerado un área prioritaria para la conservación de los recursos naturales; se ubica dentro de dos regiones prioritarias denominadas Región VI Cuenca Alta del Balsas y Región VIII Sierra Sur de Michoacán (CONABIO, 2010). Su rango altitudinal se distribuye entre los 1,865 a 2,650 msnm; su temperatura promedio anual es de 18C° y la precipitación registrada oscila entre 1200 a 1500 mm, con un clima correspondiente a Cw2 (Zarco-Hernández, 2014). Los suelos predominantes en el área de estudio son: Luvisoles, Andosoles y Regosoles (León-Paniagua *et al.*, 2010). Las unidades geomorfológicas superiores corresponden a lomeríos altos, lomeríos bajo, montañas y planicies lacustres. Las unidades de relieve positivo están conformadas por laderas inclinadas, piedemontes, domos, conos y coladas de lava (Mendoza-Delgado, 2015).

Materiales y Métodos

Fuentes de datos y análisis espacial

Como primera referencia se utilizaron las cartas digitales de vegetación y uso del suelo Serie II (2001) y VI (2016) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) a una escala 1:250 000, con la finalidad de conocer la distribución espacial de los fragmentos de bosque de niebla en el área de estudio (INEGI, 2013). La elaboración de las bases de datos de los fragmentos se basó en la interpretación de ortofotos digitales pancromáticas de 1995 con una resolución espacial de 2 x 2 m por pixel de INEGI. Asimismo, se utilizaron imágenes de satélite SPOT 5 fusionadas con una resolución de 2.5 m por pixel de 2013 y 2018, previamente procesadas (correcciones geométricas y radiométricas), las cuales fueron obtenidas de la plataforma de monitoreo satelital a través de la Estación de Recepción México Nueva Generación (ERMEX NG).

Debido a que las imágenes satelitales y ortofotos digitales utilizadas para la interpretación visual representaban diferencias en sus características espaciales y espectrales, se estandarizó su escala a 1:20,000 antes de realizar el análisis de los cambios en los fragmentos de bosque de niebla para los años 1995, 2013 y 2018. La interpretación se realizó con base en el método propuesto por Mas (2005), el cual consiste en disminuir los errores de falsos cambios de los mapas (clasificación, etiquetado y delimitación de polígonos), método similar al de clasificación interdependiente propuesto por la FAO (1996). De esta manera, se utilizó como referencia la base cartográfica de los fragmentos de bosque de niebla del año 1995, debido a que representaba un nivel de confianza superior al 90%. La base de 1995 sirvió para la interpretación y actualización visual de la imagen más reciente (2018). El área mínima cartografiable (AMC) utilizada en esta investigación fue de 3 mm², la cual es equivalente a 0.36 ha para la escala 1:20 000. Se utilizó el compuesto de bandas en falso de color (RGB 4, 3, 2), para las imágenes Spot, la cual resalta vigor de la vegetación, debido a que se compone de bandas infrarrojas, que contrastaste con diferentes tonalidades de rojo (Lillesand *et al.*, 2015). Asimismo, se reclasificaron los fragmentos correspondientes de bosque de niebla, se generalizaron y se ajustaron los límites de los fragmentos para analizar su correspon-

dencia mediante una sobreposición con la imagen de satélite, utilizando criterios como textura, tono, patrón, tamaño y forma (Guerra, 2003).

El análisis de vecindad se realizó para el año 2018, con la finalidad de visualizar los elementos del entorno (coberturas naturales o antrópicas) del bosque de niebla; el análisis se realizó en el Sistemas de Información Geográfica (SIG) ARCINFO versión 10.0 (ESRI, 2016). El análisis de los datos dentro del área de vecindad puede ser de varios tipos; entre ellos se cuantifica la variabilidad de valores, la suma de estos y el promedio en toda el área, entre los principales (Aronoff, 1989).

Finalmente, las áreas deforestadas fueron identificadas y cuantificadas por medio de una sobreposición cartográfica de los mapas en los periodos 1995, 2013 y 2018 para los fragmentos de bosque de niebla en el SVT_{Mich}. La tasa de deforestación y el porcentaje de cambios en cada periodo se calcularon para los periodos 1995-2013, 2013-2018 y 1995-2018 mediante la fórmula empleada por la FAO (1996):

$$S = [(S2/S1)^{1/n} - 1] * 100$$

Donde,

S = tasa de cambio

S1= Superficie del mapa fecha 1

S2= Superficie del mapa fecha 2

n= Número de años entre ambas fechas.

Patrón del paisaje y conectividad estructural

El análisis del patrón del paisaje y de la conectividad estructural del BN, se realizó considerando índices que reflejan la composición, la configuración y la diversidad (Cuadro N°1). Estos son comúnmente utilizados en estudios de fragmentación y se evaluaron mediante el programa de cómputo Fragstat 4.2 (McGarigal *et al.*, 2002) y Arcgis 10.3.

Cuadro N°1.

Índices del paisaje seleccionados para el estudio.

Características	Índice	Símbolo
Composición	Área de Clase	CA
	Densidad de Parches	PD
	Porcentaje del Paisaje	PLAND
	Índice del parche más Grande	LPI
Configuración	Índice de proximidad	PROX_MN
	Índice de conectividad	CONNECT
	Índice de cohesión	COHESION
Diversidad	Área total del paisaje	AT
	Número de parches total	NP

Fuente: Elaboración propia con base en McGarigal y colaboradores (2002); Botequilla y colaboradores (2006).

Resultados

Análisis espacial de los cambios en los fragmentos de BN

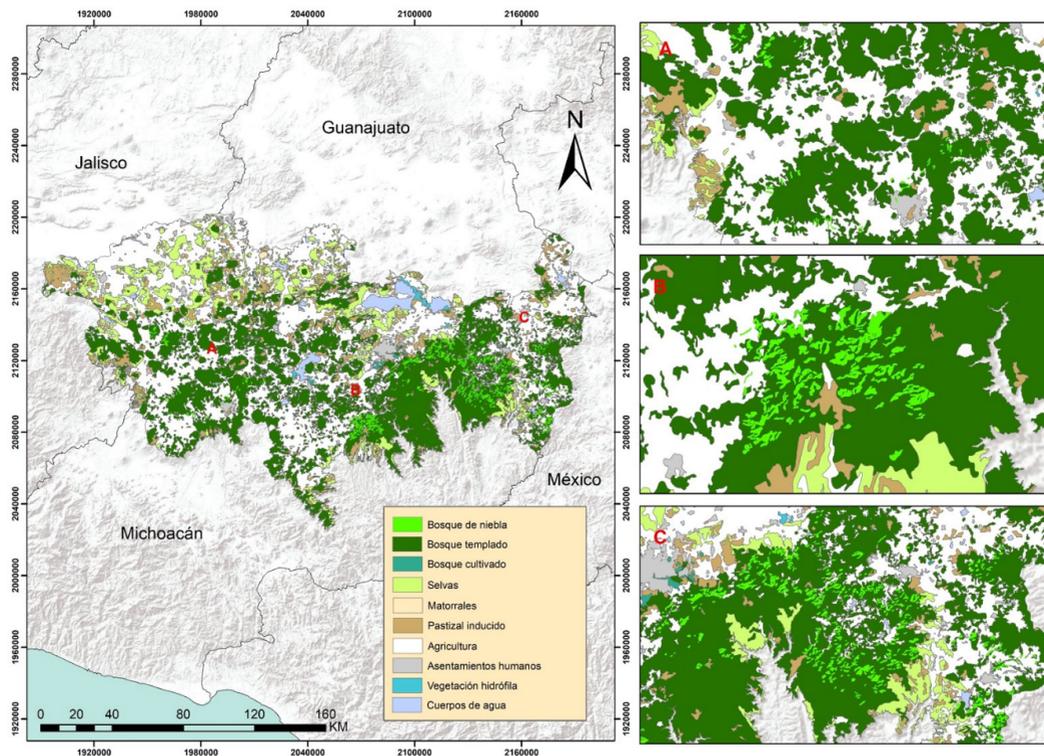
El BN del SVTM_{ich} se distribuye principalmente sobre geoformas de tipo lomerío, montañas y colinas con pendientes que oscilan entre 10° a 45°. Las laderas donde se desarrolla el bosque suelen tener pendientes superiores a los 40°, en lugares poco accesibles y menos útiles para otros usos del suelo.

En 1995 el BN registró una superficie de 29,809 ha, misma que se redujo a 24,883 ha para 2013 y 20,771 ha para 2018. Esto significa que en los últimos 23 años se deforestaron 9,038 ha (Figura N°3, N°4 y N°5). Si se considera el modelo de distribución potencial del bosque en la zona de estudio, que estimó una superficie de 37,530 ha (Correa-Ayram *et al.*, 2017). El BN perdido más del 44.6% de su superficie original registrada en 2018, 33.6% en 2013 y 20.5% para 1995.

De acuerdo con el análisis de vecindad para 2018, los fragmentos de BN se encuentran principalmente inmersos sobre coberturas de tipo antrópica, como lo son la agricultura y los pastizales inducidos (Figura N°2). Por ejemplo, en el sector oriente (A) del SVTM_{ich}, el número de fragmentos

Figura N°2.

Análisis de vecindad de tipos de vegetación y usos del suelo en la zona de estudio.

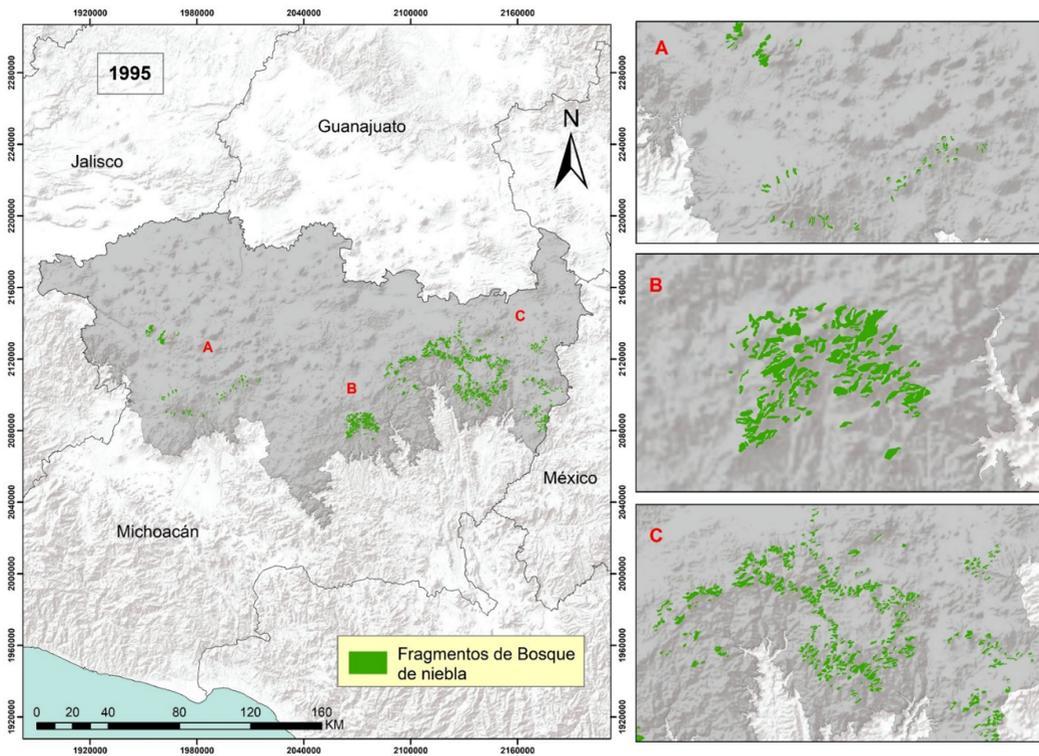


Fuente: Elaboración propia.

es mucho menor en comparación a los del sector centro (B) y del sector occidente (C). Cabe destacar que en el sector oriente existe una mayor fragmentación de las coberturas naturales, donde el área agrícola predomina, por lo que los pequeños fragmentos de BN podrían desaparecer. En el sector A, los fragmentos tienen un mayor tamaño en comparación con los del sector B. Sin embargo, también están rodeados de áreas agrícolas, pero predomina una matriz de bosque templado alrededor del BN, lo que permite suponer que su probabilidad de permanencia en el tiempo es mayor que la de los fragmentos del sector A. Finalmente, en el sector C, el paisaje es más fragmentado, a pesar de que tiene las mismas características del sector B, pero este es el sector donde predominan el mayor número de fragmentos. También se observa un patrón espacial donde las áreas agrícolas comienzan a ganar mayor terreno sobre los bosques de niebla.

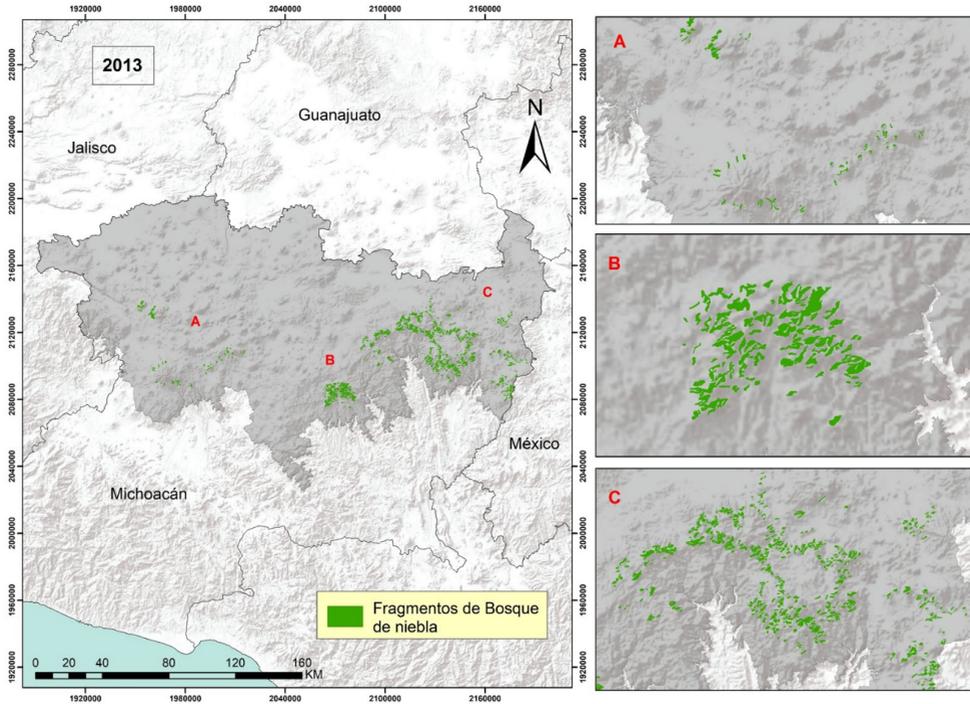
Figura N°3.

Distribución de fragmentos de bosque mesófilo montaña en 1995.



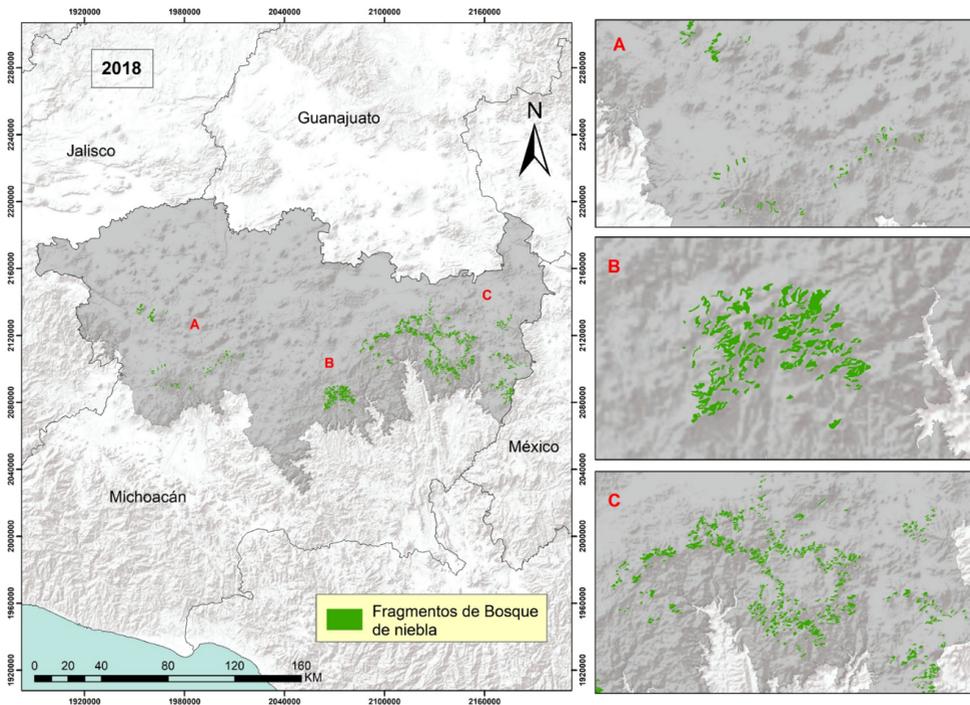
Fuente: Elaboración propia.

Figura N°4.
Distribución de fragmentos de bosque mesófilo montaña en 2013.



Fuente: Elaboración propia.

Figura N°5.
Distribución de fragmentos de bosque mesófilo montaña en 2013.



Fuente: Elaboración propia.

Las tasas de deforestación anual calculadas para la cobertura del BN se muestran en el Cuadro N°2; destaca la alta tasa de deforestación en el último periodo de análisis. Con respecto al análisis comparativo de las tasas de deforestación anual a nivel de fragmento, los resultados en este estudio muestran un patrón similar para los periodos 1995-2013, 2013-2018 y 1995-2018. Se destaca que el sector occidente (C), ocurrió el mayor cambio y fragmentación a través del periodo analizado. Sin embargo, es importante mencionar que, particularmente el periodo intermedio (1995-2013), la tasa de deforestación anual por fragmento en el sector C alcanza hasta en -42.4% y en menor proporción para los que se ubican en el sector centro (B) (Figura N°6, N°7 y N°8).

Cuadro N°2.

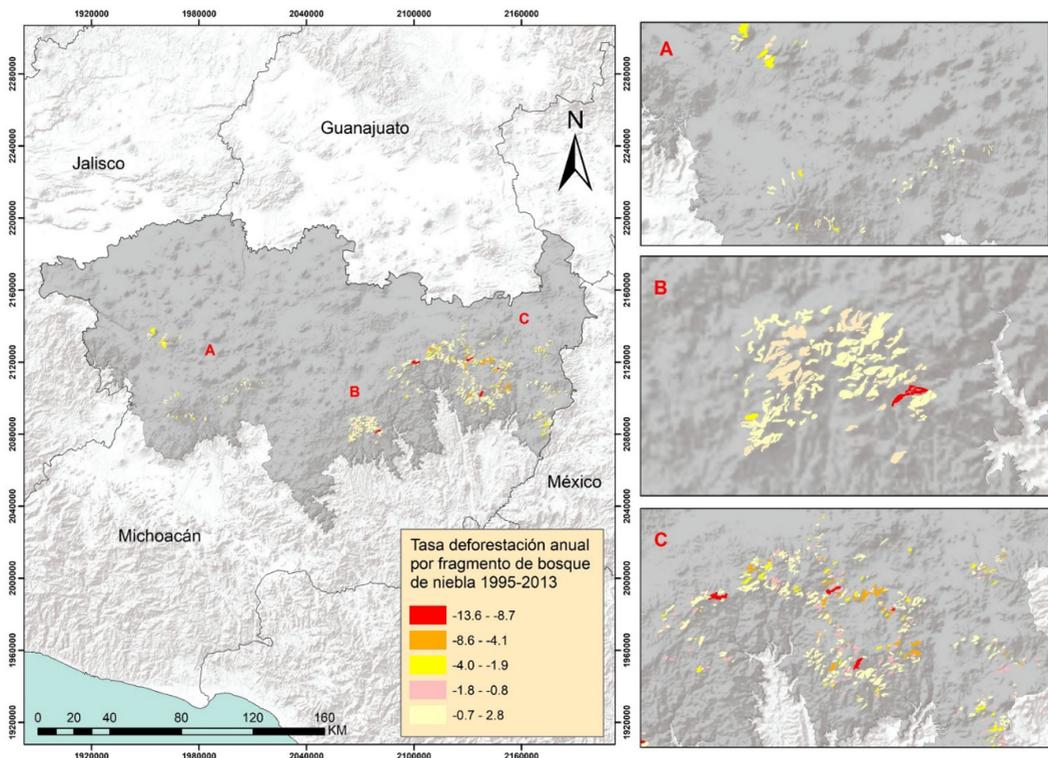
Cambios en la cobertura forestal del bosque de niebla en SVTM.

Cobertura vegetal	Superficie por año (ha)			Pérdida Ha. Totales	Tasa anual de deforestación (%) por periodo	
	1995	2013	2018		1995-2013	2013-2018
BN	29,809	24,883	20,771	9,038	-0.89	-3.54

Fuente: Elaboración propia.

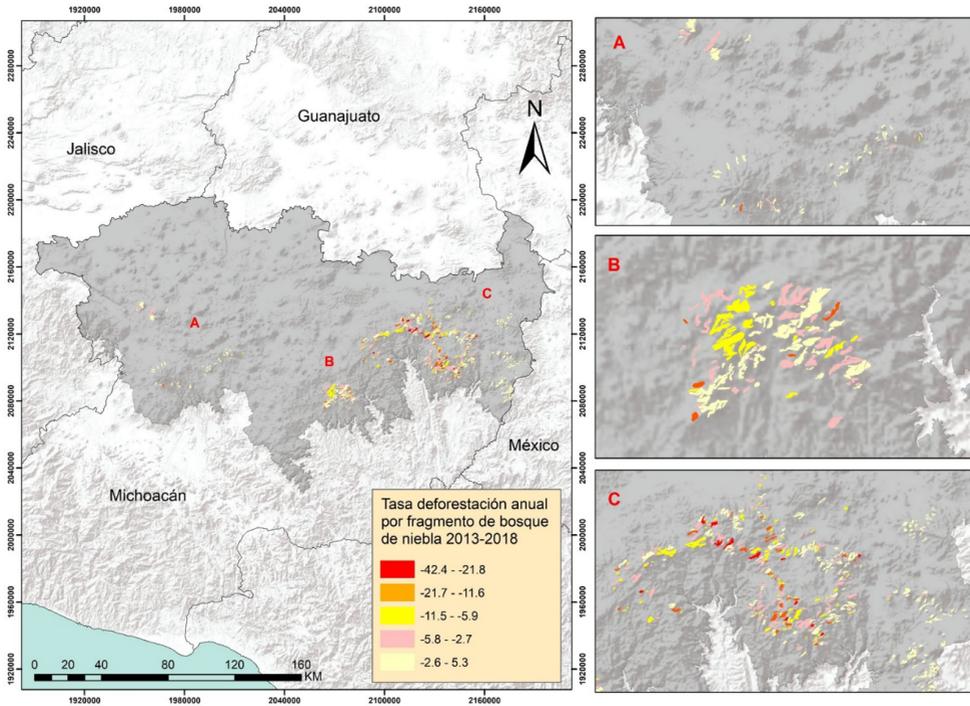
Figura N°6.

Mapa de tasa de deforestación anual por fragmento (1995-2013).



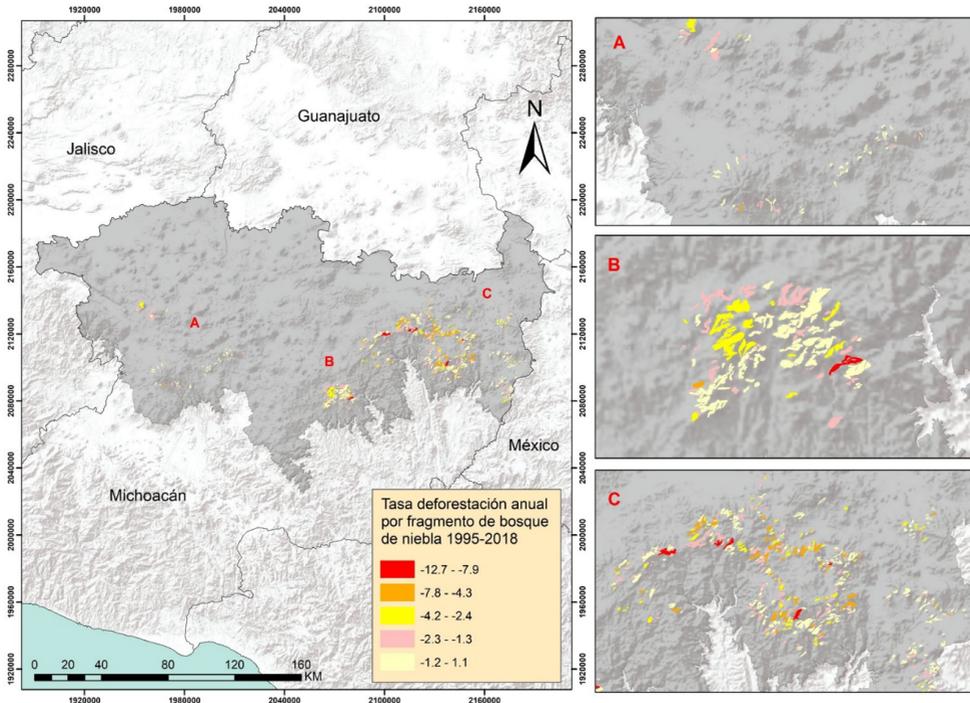
Fuente: Elaboración propia.

Figura N°7.
 Mapa de tasa de deforestación anual por fragmento (2013-2018).



Fuente: Elaboración propia.

Figura N°8.
 Mapa de tasa de deforestación anual por fragmento (1995-2018).



Fuente: Elaboración propia.

El BN del SVTM_{ich} se encuentra altamente fragmentado, su distribución generalmente corresponde a pequeños manchones. En la región destaca que el bosque se encuentra inmerso en una matriz de pino-encino y de encino, además áreas de cultivo de aguacate, otros cultivos y pastizales, que por lo general son áreas desmontadas y posteriormente dirigidas a el establecimiento de praderas perennes, lo que agrava la presión sobre las áreas forestales adyacentes al demandar mayor superficie de terreno en menor tiempo. Debido a que el BN se encuentra en un paisaje conformado por especies de pinos (*Pinus*) y encinos (*Quercus*) en suelos profundos con texturas que van desde francas o pesadas y permite que el agua sea retenida y almacenada en las capas superficiales y no escurra fácilmente, permitiendo el almacenamiento de agua en el suelo por mayor tiempo y teniendo una reserva de agua para la temporada seca, a pesar de ser unos de los BN más secos del resto del país. La dinámica del paisaje identificada en este trabajo revela una potencial pérdida de los servicios que proporciona a la población.

Patrón del Paisaje

La superficie ocupada por el de BN en 1995 se distribuye en 628 parches con superficies correspondientes entre 4.2 a 566.7 ha y un promedio de 47.4 ha por fragmento. Para el 2013 corresponde a 703 parches con superficies entre 3.7 a 494.9 ha y un promedio de 35.3 ha por fragmento. Y finalmente para 2018, el BN se distribuye en 762 parches con superficies entre 2.6 a 423.8 ha y un promedio de 27.2 ha por fragmento (Cuadro N°3).

Cuadro N°3.

Índices de configuración del paisaje para el bosque de niebla.

Índice	1995	2013	2018	Unidad de medida
AT	29,809	24,883	20,771	ha
NP	628	703	762	#parches
PLAND	79.4	66.3	55.3	%
MPS	47.4	35.3	27.2	ha
PD	2.1	2.8	3.6	ha
LPI	3.1	2.3	2.2	%

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al índice del parche más grande, los resultados muestran tendencia a la disminución. Esto significa que la fragmentación de los parches cada vez es mayor. Por ejemplo, en 1995 el porcentaje del fragmento más grande ocupaba 3.1%, mismo que para 2013 se redujo a 2.3% y finalmente para el 2018, el fragmento más grande se redujo a 2.2%. Esto nos indica que valores cercanos a 0 los fragmentos del BN su área es muy pequeña.

Conectividad y aislamiento del paisaje

Con respecto a la conectividad estructural y aislamiento de los fragmentos del NB, se calculó el índice de proximidad media (Cuadro N°4). Este índice fue calculado con un radio de 1000 m. Lo que indica una mayor vecindad o contigüidad entre fragmentos de bosque. De acuerdo con los resultados, en 1995 se registra el valor más alto de proximidad entre fragmentos con 18.7. Sin

embargo, decrece considerablemente para el año 2013 a 13.4 y para el año 2018 se presenta el menor valor con 9.9.

Cuadro N°4.

Índices de conectividad y aislamiento del paisaje para el bosque de niebla.

Índice	1995	2013	2018	Unidad de medida
MPI	18.7	13.4	9.9	S/V
CONNECT	7.7	7.5	7.3	%
COHESION	78.2	72.2	68.2	Rangos

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

En este estudio identificamos que el bosque de niebla tiene un patrón, generalmente, conformado por pequeños manchones o parches a lo largo del SVTM_{ichv}, mismos que se han reducido considerablemente a través del tiempo. En 23 años la superficie original del BN se ha reducido en un 30.3%. Tendencia similar a los estudios reportados por Leija & colaboradores (2011); Martínez-Ruiz & colaboradores (2013); Ortiz-Torres (2013); Leija & Pavón (2017); Leija & colaboradores (2018), donde este ecosistema se ha deforestado de manera acelerada y con un patrón similar donde la remoción de la cubierta forestal sucede en pendientes suaves, dejando solo los parches que sitúan en pendientes mayores a 60% (Mass, 1995; Trejo & Dirzo, 2000; Reyes *et al.*, 2006).

La distribución potencial del BN en la zona de estudio es mucho mayor a la superficie reportada para este estudio. En 2018 se contaba con una superficie de más de 20 mil ha, muy por debajo de la superficie potencial modelada por Correa & colaboradores. (2017), donde reportan más de 37,530 ha. La deforestación es la principal causa de la fragmentación y reducción de su superficie, generado principalmente por la expansión de las actividades productivas como las agropecuarias (el establecimiento de huertas aguacateras), en algunos casos potreros para la introducción del ganado, y al incremento exponencial de los asentamientos humanos, limitando la recuperación y desarrollo del BN (Lindenmayer & Fischer, 2006; Mendoza *et al.*, 2011; Leija *et al.*, 2020).

Las tasas de deforestación anual reportadas para este trabajo por periodo y por fragmento, se consideran altas, destacando el periodo intermedio (2013-2018), donde se registraron a nivel de fragmento las mayores tasas de deforestación. Estas tasas son equiparables con respecto a las reportadas para México (1.1%) o incluso mayores a las reportadas en otros estudios en diferentes regiones tropicales del territorio mexicano (Wright, 2005; Leija *et al.*, 2011; FRA, 2015; Kim *et al.*, 2015; Leija *et al.*, 2016; Leija & Pavón, 2017; Leija *et al.*, 2018). Estos cambios en la cobertura y uso del suelo generan efectos negativos significativos sobre la integridad del paisaje (Mitchell *et al.*, 2013); específicamente, Opdam *et al.* (2006) indican que las perturbaciones antrópicas disminuyen las relaciones espaciales (corológicas y topológicas) entre fragmentos naturales y reduce la conectividad del paisaje.

En cuanto a los índices de fragmentación y el patrón espacial del paisaje, el BN sufrió una reducción su superficie. Se observó que existe una relación directa entre el número de parches y

la densidad; al aumentar el número de parches la densidad se incrementó. En la zona de estudio los resultados mostraron un aumento considerable en el número de parches durante 23 años, un paisaje con mayor densidad de parches refleja una mayor fragmentación (McGarigal *et al.*, 2002; Matteucci *et al.*, 2004; Gurrutxaga & Lozano, 2008). La pérdida y fragmentación del paisaje de las coberturas forestales representan una amenaza inminente para la viabilidad de muchas especies al reducirse la conectividad entre poblaciones aisladas (Breckheimer *et al.*, 2014; Hanski & Triantis, 2015; Carvajal *et al.*, 2018).

En la cuenca del Lago de Cuitzeo, dentro del área de estudio, Correa & colaboradores (2014), documentaron una alta densidad de fragmentos de vegetación arbórea, lo que indica que las coberturas antrópicas, como los pastizales inducidos y las actividades agrícolas presentan un alto grado de homogenización y dominancia. Fahrig (2003), postula que la alteración de los patrones espaciales, por el proceso de fragmentación, se manifiesta en un aumento en el número de parches, la disminución de la superficie total del paisaje, la disminución del tamaño de parches y el aumento de la separación entre los mismos. Este fenómeno, ha sido identificado para los tres sectores del área de estudio (A, B y C), destacado particularmente el sector A, en el cual presenta un alto grado de homogenización, siendo más visible un aumento de coberturas agropecuarias sobre el BN y de las coberturas naturales.

Existe una gran controversia en cuanto a la hipótesis planteada sobre la cantidad y fragmentación del hábitat en los patrones y en la persistencia de la biodiversidad. Este planteamiento señala que, si la cantidad del hábitat se mantiene, los efectos de fragmentación *in situ* no persisten, por lo que se debería desarrollar estrategias de conservación en áreas con mayor cantidad de hábitat independientemente de su configuración del terreno (Fahrig, 2013). Por lo tanto, los esfuerzos de conservación del BN del área de estudio estarían enfocándose para dos sectores (B y C), donde prevalece la mayor cantidad de cobertura de BN. El sector A tiene la menor prioridad de conservación, al tratarse de un área de menor cantidad y densidad de parches (Williams-Linera, 2007; Loa *et al.*, 2009; Hanski, 2015; MacDonald *et al.*, 2018; Bueno & Peres, 2019; Saura, 2020).

Sin embargo, la aplicación de estrategias de restauración del paisaje permitiría la preservación de los fragmentos del BN en el sector A, así como en el aumento en número y tamaño de parches, favoreciendo el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales para el ser humano, sino también promovería el intercambio entre especies (Castillo, 2015; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Cuanto mayor sea la densidad de parches en el BN, mayor será la conexión y disponibilidad de recursos en el mismo (Fahrig *et al.*, 2017; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Destacamos que se deben incrementar áreas de restauración a partir de la elaboración de proyectos con enfoques integrales y multidisciplinarios, que permitan agregar más elementos paisajísticos y se promueva la preservación de todos los tamaños de parches del BN. Este tipo de esfuerzos, permitirían mantener su biodiversidad y procesos ecológicos a largo plazo (Fahrig *et al.*, 2017). Actualmente, se ha incrementado el número de estudios orientados en detener la deforestación y promover la restauración al aumentar la conectividad del paisaje en América Latina y a nivel global; sin embargo, los esfuerzos aún son incipientes, por lo que se requiere incrementar acciones que permitan mejorar la funcionalidad del BN y la biodiversidad de los ecosistemas terrestres (Correa-Ayram *et al.*, 2017; Leija y Mendoza, 2021).

El fenómeno de la fragmentación desencadena otros efectos adversos y que son relacionados en los patrones espaciales, como el efecto de borde y en la composición de las comunidades

biológicas. Investigaciones previas sugieren que las especies generalistas tendrán mayor oportunidad de adaptación ante el disturbio del paisaje; mientras que las especies especialistas, se verán amenazadas por el incremento de las generalistas al no poder competir por supervivencia (Saura *et al.*, 2007; Rudnick *et al.*, 2012). Este impacto en el aislamiento estructural y funcional de áreas con alto valor de conservación limitaría severamente la capacidad del sistema para mantener los procesos ecológicos (Bakker & Wilson, 2004; Rudnick *et al.*, 2012). Lo anterior también permite señalar que el BN es considerado como un ecosistema con gran diversidad de especies de flora y fauna, por lo que su fragmentación conllevaría en transformación de su composición y en el declive de la extinción de especies endémicas la región (Puig, 2005; Williams-Linera, 2007).

El análisis de las características estructurales y morfológicas que componen un territorio del SVTM_{ich} y su cambio a lo largo del tiempo, permitió inferir los efectos a nivel estructural del BN (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Linke *et al.*, 2012), por lo que el enfoque proporciona un marco amplio para el estudio de la función ecológica de fragmentos de ecosistemas en ambientes que han sido afectados por procesos antrópicos. Los resultados son potencialmente útiles en los procesos de planificación de la restauración y del uso del suelo, así como en la implementación de corredores biológicos con la finalidad de asegurar la permanencia y funcionalidad de los ecosistemas (Correa-Ayram *et al.*, 2016, 2017, 2019; Saura *et al.*, 2017, 2019; Castillo *et al.*, 2020; Leija & Mendoza, 2021). Trabajos como el realizado en el SVTM_{ich} generan información robusta que apoya los esfuerzos para mantener la capacidad de los ecosistemas para proveer servicios ambientales a la sociedad. Simultáneamente garantizan el mantenimiento de un equilibrio ecológico y la calidad del hábitat a través de la conectividad estructural y funcional para el BN y el paisaje, contribuyendo sustancialmente a la planificación del territorio (Kool *et al.*, 2013).

Conclusiones

La disminución de la superficie original BN en SVTM_{ich} por la deforestación ha sucedido rápidamente, particularmente los fragmentos ubicados en el sector oriente (A), los cuales tienen el mayor riesgo de desaparecer. Las altas tasas de deforestación se asocian a las actividades antropogénicas y al aumento exponencial de la población en la zona de estudio, las cuales han incrementado la presión sobre el BN y las coberturas naturales. Las métricas de paisaje aplicadas en este estudio han incrementado el nivel de conocimiento de la estructura del paisaje del BN. La fragmentación del paisaje ha desencadenado impactos como el efecto de borde, en la composición y estructura de este ecosistema. Destaca el hecho de que al disminuir la superficie del bosque a través del tiempo el índice de conectancia presentó valores menores, comparados con los estimados a partir de la base de datos de 1995.

La aplicación de estos métodos cuantitativos ha brindado a este estudio un análisis sólido sobre la conectividad estructural del BN a pesar de ser abordado bajo un enfoque meramente exploratorio y descriptivo. Este trabajo permitirá que en un futuro se llevará a cabo un análisis de conectividad funcional donde se integren relaciones espaciales en función de la movilidad de especies y con la finalidad de identificar áreas o sitios con potencial para conservación de áreas prioritarias contribuyendo a la planificación del territorio.

Referencias

ARONOFF, S. Geographic Information System: A Management Perspective. Ottawa: WDL Publications, 1989.

ARANBARRI J, GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ P, IRIARTE, E., ET AL. Human-landscape interactions in the Conquezueta-Ambrona Valley (Soria, continental Iberia): from the early Neolithic land use to the origin of the current oak woodland. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol*, 2015, Vol. 436, p. 41-57.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., FAHRIG, L., TABARELLI, M., WATLING, J.I., TISCHENDORF, L., BENCHIMOL, M., CAZETTA, E., FARIA, D., LEAL, I.R., MELO, F.P.L., MORANTE-FILHO, J.C., SANTOS, B.A., ARASA-GISBERT, R., ARCE-PEÑA, N., CERVANTES-LÓPEZ, M.J., CUDNEY-VALENZUELA, S., GALÁN-ACEDO, C., SAN-JOSÉ, M., VIEIRA, I.C.G., SLIK, J.F., NOWAKOWSKI, A.J., TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 2020, Vol. 23, p. 1404-1420.

BAKKER, J.D. Y WILSON, S.D. Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology*, 2004, Vol. 41, p. 1058-1064.

BOTEQUILHA, L.A., MILLER, J., AHERN, J., MCGARIGAL, K. Measuring Landscapes. A Planner's Handbook. Island press. Washington. 2006.

BAUHUS, J., VAN DER MEER, P. & KANNINEN, M. Ecosystem goods and services from plantation forests. BAUHUS, J., VAN DER MEER, P., & KANNINEN, M. (eds.). Routledge, 2010.

BUBB, P., MAY, I., MILES, L., SAYER, J. Cloud Forest Agenda. UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 2010. Disponible en internet: http://www.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20.htm

BRECKHEIMER, I., HADDAD, N.M., MORRIS, W.F., TRAINOR, A.M., FIELDS, W.R., JOBE, R.T., HUDGENS, A., MOODY, A., WALTERS, J.R. Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. *Conservation Biology*, 2014, Vol. 28, p. 1584-1593.

BUENO, A.S., & PERES, C.A. Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. *Journal of Biogeography*, 2019, Vol. 46, N°3, p. 621-632. <https://doi.org/10.1111/jbi.13499>.

CHALLENGER, A. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En: O. SÁNCHEZ, E. VEGA, E. PETERS Y O. MONROY-VILCHIS. (eds.). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México*. 2003, p. 17-44.

CONABIO. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. México D.F., México, 2010, p. 197.

CORREA-AYRAM, C.A., MENDOZA, M.E., LÓPEZ-GRANADOS, E. Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2014, Vol. 59, p. 7-23.

CORREA-AYRAM, C.A., MENDOZA, M.E., ETTER, A., PÉREZ-SALICRUP, D.R. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*, 2016, Vol. 40, N°1, p. 7-37.

CORREA-AYRAM, C., MENDOZA, M. E., ETTER, A., & PÉREZ-SALICRUP, D. R. Anthropogenic impact on habitat connectivity: a multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators*, 2017, Vol. 72, p. 895-909. doi:10.1016/j.ecolind.2016.09.007

CORREA-AYRAM, C., MENDOZA, M. E., ETTER, A., PÉREZ-SALICRUP, D. R. Effect of the landscape matrix condition for prioritizing Multi-Species Connectivity Conservation in a Highly Biodiverse Landscape of Central Mexico. *Regional Environmental Change*, 2019, Vol. 19, N°1, p. 149-163.

CARVAJAL, M.A., ALANIZ, A.J., SMITH-RAMÍREZ, C., SIEVING, K.E., SYPHARD, A. Assessing habitat loss and fragmentation and their effects on population viability of forest specialist birds: linking biogeographical and population approaches. *Diversity and Distributions*, 2018, Vol. 24, p. 820-830.

DEL CASTILLO, R.F. A conceptual framework to describe the ecology of fragmented landscapes and implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 2015, Vol. 25, p. 1447-1455.

CASTILLO, L. S., CORREA-AYRAM, C., SERRANO, F., CHALÁN, L. ET AL. Cobertura de áreas protegidas y conectividad ecorregional en los países andinos tropicales. III Congreso de Áreas Protegidas de Latinoamérica y el Caribe. 2020.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. Cómo funciona. Estadísticas focalizadas. Recuperado de <http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-focal-statisticsworks.htm>, 2016.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 2003, Vol. 34, p. 487-515.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 2013, Vol. 40, p. 1649-1663.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2017, Vol. 48, p. 1-23.

FAO. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical Forest cover and study of change processes. FAO forestry paper 130. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia*. Disponible en: <http://www.fao.org/3/w0015e/W0015E00.htm>

FERRARI, L., OROZCO-ESQUIVEL, T., MANEA, V., & MANEA, M. The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. *Tectonophysics*, 2012, Vol. 522-523, p. 122-149.

FAO. El estado de los bosques del mundo. *Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 2018.

FAO Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. *Principales resultados*. Roma. 2020. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>

FRA. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. *Food and Agriculture Organization of the United Nations. Data compendium*. Rome. 2015, p. 253. Available online at: <http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf>

FREEMAN, B., ROEHRDANZ, P.R., PETERSON, A.T Modeling endangered mammal species distributions and forest connectivity across the humid upper Guinea lowland rainforest of west Africa. *Biodiversity Conservations*, 2019, Vol. 28, p. 671-685. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-01684-6>

GUERRA, P.F. Las doce principales reglas de la interpretación fotogeológica y las bases fundamentales de que se derivan, *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. N° 50, 2003, p. 42-66.

GONZÁLEZ-SAUCEDO, Z.Y., GONZÁLEZ-BERNAL, A. & MARTÍNEZ-MEYER, E. Identifying priority areas for landscape connectivity for three large carnivores in northwestern Mexico and southwestern United States. *Landscape Ecology*, 2021, Vol. 36, p. 877-896. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01185-4>

HANSKI, I., TRIANTIS, K. Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography*, 2015, Vol. 42, p. 989-993. doi:10.1111/jbi.12478

INEGI. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1: 250 000, serie V (continuo nacional). *Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes*. 2013.

KIM, D.H., SEXTON, J.O., TOWNSHEND, J.R. Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters*, 2015, Vol. 42, p. 495-3501.

KOOL, J., MOILANEN, A., TREML, E. Population connectivity: recent advances and new perspectives. *Landscape Ecology*, 2013, Vol. 28, N°2, p. 165-185.

LAITA, A., KOTIAHO, J.S., MÖNKKÖNNEN. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, 2011, Vol. 26, p. 951-967.

LEIJA, E.G Y MENDOZA, M.E. Estudios de conectividad del paisaje en América Latina: retos de investigación. *Madera y Bosques*, 2021, Vol. 27, N°1, p. 1-27, e2712032. doi: 10.21829/myb.2021.2712032

LEIJA, E.G., PAVÓN, H.N., SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, A., RODRÍGUEZ-LAGUNA, R., ÁNGELES-PÉREZ, G. Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Journal of Mountain Science*, 2018, Vol. 15, N°10, p. 2136-2147. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>

LEIJA, E.G., REYES-HERNÁNDEZ, H., REYES-PÉREZ, O., FLORES-FLORES, J.L., SAHAGÚN, F.J. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 2016, Vol. 22, N°1, p. 125-140.

LEIJA, E.G., VALENZUELA-CEBALLOS, S.I., VALENCIA-CASTRO, M., JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, G., CASTAÑEDA-GAYTÁN, G., REYES-HERNÁNDEZ, H., MENDOZA, M.E. Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas. *Ecosistemas*, 2020, Vol. 29, N°1, p.1826.

LEIJA, E.G & PAVÓN, N.P. The northernmost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion. *Tropical Ecology*, 2017, Vol. 58, N°3, p. 641-652.

LEIJA-LOREDO EG, REYES-HERNÁNDEZ H, FORTANELLI J, PALACIO-APONTE G. 2011. Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí. *Investigación y Ciencia*, 2011, Vol. 53, p. 3-11.

LEÓN-PANIAGUA, L., LUNA, V.I.M., MARTÍNEZ-MORALES, A., TEJERO-DÍEZ, J.D. VI: Cuenca Alta del Balsas. En: *El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible*. CONABIO, México, D. F. 2010, p. 88-97.

LILESAND, T.M., KEIFFER, R. W., CHIPMAN, J. W Remote sensing and image interpretation. New York: John Wiley & Sons Inc. 2015.

LINDENMAYER, D.B & FISCHER, J. Landscape Change and Habitat Fragmentation: An Ecological and Conservation Synthesis. Washington, DC: Island Press. 2006.

LINKE, S., KENNARD, M.J., HERMOSO, V. Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. *Journal of Applied Ecology*, 2012, Vol. 49, p. 1036-1045.

LOA, L.E., SÁNCHEZ, H.M.D., TORRES, J.J.G., ROSAS, R.O.C., SIERRA, R.M.S. Áreas prioritarias para el manejo y conservación en el estado de San Luis Potosí, México. México, SEDARH-SEGAM. 2009.

LUNA I, VELÁZQUEZ A, VELÁZQUEZ E. México. En: KAPPELLE M., BROWN A.D. (Eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*, 2001, p. 183-229, Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.

MACDONALD, Z.G., ANDERSON, I.D., ACORN, J.H., & NIELSEN, S.E. Decoupling habitat fragmentation from habitat loss: butterfly species mobility obscures fragmentation effects in a naturally fragmented landscape of lake islands. *Oecologia*, 2018, Vol. 186, p. 11–27.

MAS, J.F. Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. *Transactions in GIS*, 2005, Vol. 9, N°4, 619-629.

MASS, M.J. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. En: BULLOCK S., H. MONEY Y E. MEDINA. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. 1995. Cambridge, Mass. Cambridge University Press.

MENDOZA-DELGADO, M. Cartografía geomorfológica y morfométrica del sistema volcánico transversal del sector occidental del estado de Michoacán. Informe de Residencias Profesionales. Instituto Tecnológico Superior de Tacámbaro. 2015. 47 p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., NEEL, M.C., ENE, E. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2002. Disponible en internet: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

MENDOZA, M. E., LOPÉZ, G. E., GENELETTI, D., PÉREZ-SALICRUP, D. R., & SALINAS, V. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geographhy*. 2011, Vol. 31, p. 237-250. doi:10.1016/j.apgeog.2010.05.010

MESSIER, C., PUETTMANN, K. J. & COATES, K. D. Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change. MESSIER, C., KLAUS, J. & PUETTMANN, K. (eds.). London, Routledge, 2013.

MITCHELL, M.G.E., BENNETT, E.M., GONZALEZ, A. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 2013, Vol. 16, p. 894-908. 10.1007/s10021-013-9647-2

OPDAM, P., STEINGRÖVER, E., ROOIJ, S., VAN VAN ROOIJ, S., VAN ROOIJ, S. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, Vol. 75, p. 322-332. 10.1016/j.landurbplan.2005.02.015

ORTIZ-TORRES, J. Modelo de distribución de bosque mesófilo en el Sistema Volcánico Transversal de Michoacán. Tesis de Ingeniería. Instituto Tecnológico del Valle de Morelia, 2013, p. 44.

PALACIO-PRieto, J.L., BOCCO, G., VELÁZQUEZ, A., MAS, J.F., TAKAKI-TAKAKI, F., VICTORIA, A., LUNA-GONZÁLEZ, L., GÓMEZ-RODRÍGUEZ, G., LÓPEZ-GARCÍA, J., PALMA-MUÑOZ, M., TREJO-VÁZQUEZ, I., PERALTA-HIGUERA, A., PRADO-MOLINA, J., RODRÍGUEZ-AGUILAR, A., MAYORGA-SAUCEDO, R., GONZÁLEZ-MEDRANO, F. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*, 2000, Vol. 43, p. 83-203.

PÉREZ-DÍAZ, S., LÓPEZ-SÁEZ, J.A., PONTEVEDRA-POMBAL, X., SOUTO-SOUTO, M., GALOP, D. 8000 years of vegetation history in the northern Iberian Peninsula inferred from the palaeoenvironmental study of the Zalama ombrotrophic bog (Basque-Cantabrian Mountains, Spain). *Boreas*, 2016, Vol. 45, p. 658-672.

PRICE, M.F., GRATZER, G., DUGUMA, L.A., KOHLER, T., MASELLI, D., ROMEO, R. Mountain forests in a changing world: realizing values, addressing challenges. FAO, SDC, Rome. 2011.

PUIG H. La biogeografía de las plantas del bosque mesófilo. En: SÁNCHEZ-RAMOS, G., REYES-CASTILLO, P., DIRZO, R. (eds.). *Historia Natural de la Reserva de la Biosfera el Cielo*. UAT, Ciudad Victoria Tamps. México. 2005.

REYES, H.H., AGUILAR-ROBLEDO, M., AGUIRRE R.J.R., TREJO V.I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México. *Investigaciones Geográficas*, 2006, Vol. 59, p. 26-42.

RUDNICK, D, RYAN, S, BEIER, P. (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, 2012, Vol. 16, p. 1-20.

RZEDOWSKI, J. Vegetación de México. Limusa, México. 1978.

SÁNCHEZ-VELÁZQUEZ, L.R., RAMÍREZ-BAMONDE, E., ANDRADE-TORRES, A., RODRÍGUEZ-TORRES, P. Ecología, florística y restauración del bosque mesófilo de montaña. En: SÁNCHEZ-VELÁZQUEZ, L.R., GALINDO-GONZÁLEZ, J.R., DÍAZ-FLEISCHER, F. (eds.). *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. 2008, p. 9-49. CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.

SAURA, S. The Habitat Amount Hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness and occurrence. *Journal of Biogeography*, 2020, Vol. 48, p.11-22. doi: 10.1111/jbi.13958.

SAURA, S., BASTIN, L., BATTISTELLA, L., MANDRICI, A., DUBOIS, G. Protected areas in the world's ecoregions: how well connected are they? *Ecological Indicators*, 2017, Vol. 76, p. 144-158.

SAURA, S., BERTZKY, B., BASTIN, L., BATTISTELLA, L., MANDRICI, A., DUBOIS, G. Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. *Biological Conservation*, 2019, Vol. 238, p. 108183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.028>

SAURA, S., PACUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape Conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 2007, Vol. 83, N°2, p. 91-103. doi: 10.1016/j.landurb-plan.2007.03.005.

SPRACKLEN, D.V., RIGHELATO, R. Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences*, 2014, Vol. 11, p. 2741-2754. doi: 10.5194/bg-11-2741-2014.

TAYLOR, D.P., FAHRIG, L., WITH, K. Landscape connectivity: a return to the basics. En: CROOKS, K.R., SANJAYAN, M. (eds.). *Conservation biology*. Cambridge University Press, Cambridge, 2006, p. 29-43.

TOLEDO-ACEVES, T., MEAVE, J.A., GONZÁLEZ-ESPINOSA, M., RAMÍREZ-MARCIAL, N. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 2011, Vol. 92, p. 974-981.

TREJO, I., DIRZO, R. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico, *Biological Conservation*, 2000, Vol. 94, p. 133-142.

VILLASEÑOR, J.L. El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 2010. p 40.

WILIAMS-LINERA G. El bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO- Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz, México. 2007.

WRIGHT, J.S. Tropical forests in a changing Environment. *Ecology and Evolution*, 2005, Vol. 20, p. 553-560.

ZARCO-HERNÁNDEZ, M. Evaluación de los cambios en los patrones temporales de precipitación y temperatura en el Sistema Volcánico Transversal al Oriente de Michoacán. Informe Técnico de Residencias Profesionales. Instituto Tecnológico Superior De Tacámbaro. 2014, p. 58.

