

Dinámica del paisaje y fragmentación de hábitats en la región terrestre prioritaria El Tokio

Landscape dynamics and habitat fragmentation in El Tokio priority land region

Christian Fabián Chapa-Arce¹ , Maritza Gutiérrez-Gutiérrez^{1*} , Marisela Pando-Moreno¹ ,
Álvaro López-López² , Gino Jafet Quintero-Venegas³ , Ilia Alvarado-Sizzo² 

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional km 145. CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

²Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito de la, Investigación Científica S/N, CP. 04510. Ciudad de México, México.

³Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito, Mario de La Cueva S/N, Coyoacán, CP. 04510. Ciudad de México, México.

*Autor de correspondencia: maritza_gtz@hotmail.com

Artículo científico

Recibido: 20 de mayo 2025

Aceptado: 07 de noviembre 2025

RESUMEN. El cambio de uso de suelo, debido a diversas actividades antropogénicas, genera una fragmentación del hábitat. El objetivo de este trabajo es entender la dinámica del cambio en el uso de suelo, clasificar el índice de fragmentación, en base al índice de diversidad de Patton e identificar las actividades que lo provocan en la Región Terrestre Prioritaria (RTP-80) El Tokio, en el periodo de 1995–2018. Para ello, se utilizó el conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación de las Series II, IV y VII del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), se agruparon 10 tipos de vegetación y de uso de suelo en el análisis del cambio de uso de suelo y se reveló una pérdida porcentual de cobertura para pastizales naturales (-30 %) y matorral desértico (-9 %), mientras que aumentó la superficie de actividades agrícolas de riego (105 %). Se determinó el grado de fragmentación del paisaje y la diversidad de forma de los fragmentos del tipo de vegetación natural. Se clasificó en un índice de fragmentación bajo, medio y alto, obteniendo un mayor porcentaje con una alta fragmentación en el 2018: 65.4 % para pastizal natural y 91.38 % para matorral desértico. El constante cambio de uso de suelo, debido al aumento de las actividades agrícolas en la región pone en riesgo la permanencia de los pastizales nativos de ésta.

Palabras clave: Matorral desértico, métricas del paisaje, pastizal natural, uso de suelo.

ABSTRACT. Land-use change due to various anthropogenic activities generates habitat fragmentation. The objective of this study is to understand the dynamics of land-use change, classify the fragmentation index based on the Patton diversity index, and identify the activities that cause it in the El Tokio Priority Terrestrial Region (RTP-80), during the period 1995–2018. For this purpose, the vector data set of land use and vegetation of Series II, IV and VII of the National Institute of Statistics and Geography (INEGI) was used. Ten vegetation and land-use types were grouped in the analysis of land-use change, revealing a percentage loss of natural grassland cover (-30%) and desert scrubland (-9%), while the area under irrigated agricultural activities increased (105%). The degree of landscape fragmentation was determined as well as the diversity in the shape of the fragments of the natural vegetation type, which was classified into a low, medium, and high fragmentation index based on the surface area, obtaining a higher percentage with high fragmentation in 2018: 65.4% for natural grassland and 91.38% for desert scrub. The constant change in land use, due to the increase in agricultural activities in the region is challenging the permanence of its native vegetation

Keywords: Desert scrub, land use, landscape metrics, natural grassland.

Como citar: Chapa-Arce CF, Gutiérrez-Gutiérrez M, Pando-Moreno M, López-López Á, Quintero-Venegas GJ, Alvarado-Sizzo I (2025) Dinámica del paisaje y fragmentación de hábitats en la región terrestre prioritaria El Tokio. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios Núm. Esp. V: e4632. DOI: 10.19136/era.a12nV.4632.

INTRODUCCIÓN

México es reconocido como un país megadiverso debido a su vasta riqueza de animales y plantas (CONABIO 2024a). No obstante, el concepto de megadiversidad trasciende al de biodiversidad, pues implica no solo una amplia variedad de especies, sino también un elevado nivel de endemismo. Para ser clasificado como país megadiverso, es requisito contar con al menos 5 000 especies endémicas de plantas, además de una alta diversidad en niveles taxonómicos superiores, como géneros y familias, y la presencia de una gama de ecosistemas, desde sistemas marinos hasta selvas tropicales (Mittermeier *et al.* 1999). Pese a la extraordinaria riqueza biológica de México, gran parte de su diversidad de especies y ecosistemas ha experimentado una disminución considerable a consecuencia de las actividades humanas. Factores como la expansión demográfica, el sobrepastoreo, las prácticas agrícolas no sostenibles y la minería han provocado la degradación y pérdida de hábitats naturales (Pando-Moreno *et al.* 2014). De manera particular, el cambio de uso de suelo en México ha incrementado la vulnerabilidad de las especies de vegetación endémica, muchas de las cuales enfrentan riesgos elevados de extinción debido a la pérdida de hábitat y la fragmentación (Muñoz-Galicia *et al.* 2023), de ahí que el 21% de estas especies se reportan en peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

Aunque se reconoce cada vez más el valor de la biodiversidad, las actividades humanas continúan ejerciendo un fuerte impacto sobre ella. Investigaciones recientes revelan que la pérdida de diversidad en el ámbito global está ocurriendo a un ritmo acelerado y sin precedentes en la historia de la humanidad (Crutzen 2006, Williams *et al.* 2015, Malhi 2017). Se estima que un millón de especies están en peligro de extinción, lo que constituye una situación alarmante atribuida principalmente a la influencia directa o indirecta de la actividad humana (IPBES 2019). Además de la pérdida directa de hábitat, provocada por la deforestación, se produce la fragmentación del paisaje, la cual conlleva a la división de ecosistemas en pequeños remanentes aislados. Desde una perspectiva ecosistémica, este proceso transforma un continuo existente en un conjunto discontinuo de fragmentos de vegetación, y este fenómeno puede ser medido o inferido (Rutledge 2003). Por otro lado Saunders *et al.* (1991), Trani y Giles (1999) y Plieninger (2006) han estudiado los impactos de la fragmentación y analizado su efecto en las poblaciones de animales y plantas. Además del efecto biogeográfico asociado con la formación de islas dentro de los ecosistemas, la fragmentación modifica los flujos de calor, viento, agua y nutrientes dentro y entre los remanentes de un ecosistema (Saunders *et al.* 1991).

Generalmente, se considera que la fragmentación del paisaje está asociada con efectos adversos de las actividades humanas, las cuales alteran de forma significativa los ecosistemas, provocando la pérdida de hábitats naturales y, en consecuencia, la disminución o extinción de especies. Según las teorías de la percolación (With y Crist 1995, Boswell *et al.* 1998), los sistemas naturales que conservan menos del 60% de su cobertura original comienzan a experimentar problemas asociados con la reducción crítica de hábitat. Además, algunas especies pueden extinguirse incluso en áreas de conservación de gran tamaño, antes de que el hábitat esté completamente fragmentado, debido a su dependencia de condiciones específicas para sobrevivir (Boswell *et al.* 1998). Estas dinámicas plantean retos importantes para el diseño y la implementación de estrategias efectivas de conservación.

Los efectos de la fragmentación del paisaje no son uniformes para todas las especies, ya que cada una presenta diferentes requerimientos de hábitat y capacidades de dispersión (Valdés 2011). Particularmente, los procesos ecológicos que dependen de vectores animales para su transmisión, como la polinización de plantas, la dispersión de semillas, la propagación de parásitos y las interacciones entre depredadores y presas, resultan especialmente vulnerables a la fragmentación (Gallardo y Contreras 2016).

La zona objeto de esta investigación, la Región Terrestre Prioritaria (RTP-80) El Tokio, recibió esa figura de protección para salvaguardar al perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*) pues en esa área subsisten las últimas colonias y la mayor concentración de dicha especie en la RTP-80 (Arriaga *et al.* 2000). Para preservar esta especie endémica, es menester conocer la dinámica de sus colonias y su impacto en el paisaje, así como el grado de fragmentación en el área y la relación que guarda con el desarrollo y supervivencia de las colonias del perrito (Yeaton y Flores-Flores 2006). El crecimiento de las poblaciones del perrito de la pradera está limitado por la cantidad de recursos disponibles para ellos en las áreas inmediatas a sus madrigueras, ya que alejarse de las mismas para buscar alimento incrementa su riesgo de ser depredados, particularmente por depredadores aéreos (Hoogland 1996).

A pesar de la importancia ecológica de la RTP-80, su biodiversidad se encuentra seriamente amenazada debido al intenso impacto sufrido en las últimas décadas, principalmente por la transformación acelerada del territorio en terrenos de agricultura de riego (McCready *et al.* 2005). La expansión de la frontera agrícola, destinada al cultivo de papa y alfalfa, junto con el pastoreo extensivo, ha sido señalada como una de las principales amenazas para las poblaciones del perrito de la pradera (CONABIO 2024a). En la localidad de La Trinidad, que abarca 3 282 hectáreas dentro de la Reserva de la Biósfera de Mapimí (RTP), la cobertura agrícola aumentó de 20 a 1 188 hectáreas entre 1971 y 2003 (Hernández-Gómez *et al.* 2012), lo que provocó un marcado deterioro en la condición del pastizal gipsófilo y una severa fragmentación del hábitat para la fauna silvestre. Esta transformación del paisaje ha generado un desequilibrio ecológico que compromete gravemente la viabilidad a largo plazo de las poblaciones del perrito llanero en esta localidad.

Para algunas áreas, dentro de la RTP-80, se han realizado cuantificaciones sobre el cambio de uso de suelo en el periodo de 1971 a 2003 (Hernández-Gómez *et al.* 2012). Los sitios evaluados corresponden a las Áreas Naturales Protegidas conocidas como La Hediondilla y La Trinidad, en el estado de Nuevo León. En los resultados reporta un incremento en la superficie destinada a la agricultura de 71.56 ha a 1 262.96 ha en la Hediondilla y de 19.99 ha a 1 188.43 ha en la Trinidad, en tan solo 10 años. Mientras que Estrada-Castillón *et al.* (2010) reporta disminución drástica de especies endémicas en algunas áreas de la RTP-80, atribuible a actividades como la agricultura y la ganadería. Conocer y comprender el grado de fragmentación del paisaje en una zona reconocida como prioritaria por su alta concentración de endemismos resulta fundamental para orientar estrategias de conservación efectivas. El objetivo del presente estudio evalúa la dinámica del paisaje y el grado de fragmentación en el área de interés durante el periodo comprendido entre 1995 y 2018

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Esta investigación se desarrolló en la RTP-80, El Tokio (23° 36' 43" a 25° 13' 51" Norte y 100° 02' 56" a 101° 17' 28" Oeste), cuya superficie es de 8 632 km² y ocupa porciones de los estados de Nuevo León, Coahuila y San Luis Potosí (Arriaga *et al.* 2000) (Figura 1). En la RTP-80 predomina el clima seco templado, con verano templado y temperaturas medias anuales de entre 12 °C y 18 °C. El régimen de lluvias es escaso todo el año (INEGI 2020).

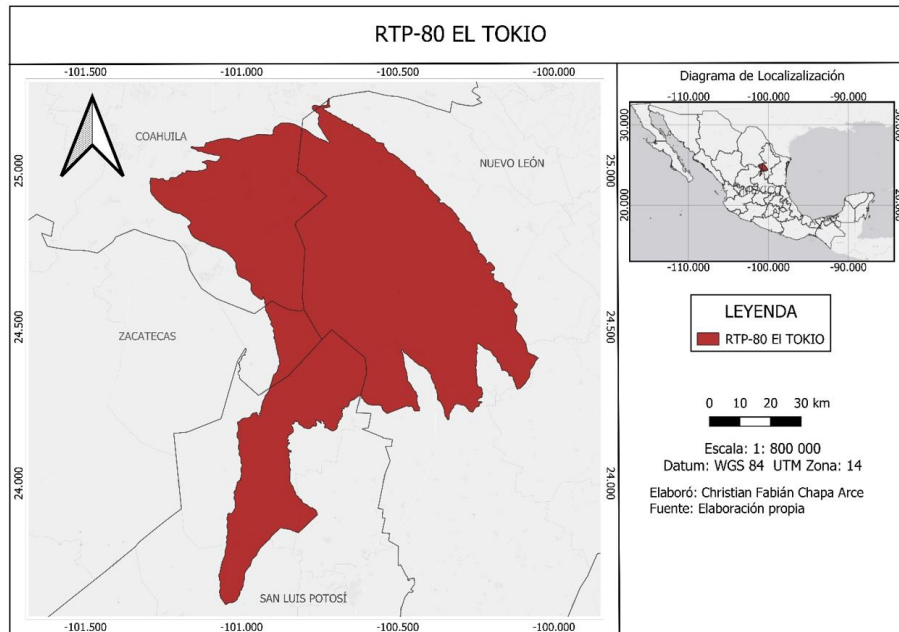


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

La RTP El Tokio es un área importante para la conservación de diversas especies de flora y fauna, por lo que las alteraciones como el cambio de uso de suelo y la fragmentación pueden tener fuertes impactos negativos en el hábitat y en la supervivencia de estas especies. En esta zona se encuentra la mayor concentración de las últimas colonias de perrito de la pradera (*Cynomys mexicanus*), lo cual ha sido la razón principal para su denominación como Región Prioritaria para la conservación. También es muy importante la presencia de lugares de anidación del águila real (*Aquila chrysaetos*), así como otras especies típicas como el tejón o tlacoyote (*Taxidea taxus*) y zorra del desierto (*Vulpes velox*) (Arriaga *et al.* 2000). Asimismo, se encuentran especies vegetales endémicas como *Frankenia gypsophila*, *Bouteloua chasei*, *Dicranocarpus* sp. y *Nerisyrenia* sp. (CONABIO 2024b). La vegetación predominante corresponde al matorral desértico micrófilo y rosetófilo, con algunas áreas de chaparral y remanentes de pastizal gipsófilo.

Metodología

Primero, se analizó el cambio de uso de suelo en el área de estudio a través del conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación de las Series II, IV y VII del INEGI correspondientes a la toma de datos de 1995, 2007 y 2018 (INEGI 2001, 2009 y 2021). A partir de estas fuentes, se extrajo

la información relativa a los atributos de tipo de vegetación, estado de conservación (predominio de vegetación primaria o secundaria) y uso de suelo. A cada uno de los tres mapas se les aplicó un proceso de generalización espacial, que consistió en eliminar las entidades cuya superficie fuera igual o inferior a 0.25 km², y se les reasignó a las entidades vecinas con las cuales compartieran mayor frontera. Asimismo, se agruparon algunos tipos de vegetación con el fin de representar de manera más clara los cambios en los principales tipos de vegetación y uso de suelo presentes en la RTP-80, lo que resultó en una clasificación final de diez categorías. Posteriormente, se llevó a cabo la superposición de los mapas en tres combinaciones (Serie II–Serie IV, Serie IV–Serie VII y Serie II–Serie VII), a partir de la cual se generaron productos cartográficos que permitieron identificar espacialmente los cambios actuales y retrospectivos en la cobertura vegetal. Adicionalmente, se elaboró un cuadro para cada combinación de mapas, donde se registraron los cambios detectados en la vegetación y el uso de suelo durante cada periodo analizado, junto con sus respectivas superficies.

La tasa de cambio entre la primera fecha de evaluación (1995) y la más reciente (2018) se calculó para el tipo de vegetación de mayor interés, que son los pastizales nativos, hábitat del perrito llanero, utilizando la fórmula de la FAO (1995):

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1$$

Donde: δ_n Tasa de cambio anual en el n-ésimo periodo evaluado, S_1 = superficie del tipo de vegetación de interés en la fecha 1, S_2 = superficie del tipo de vegetación de interés en la fecha más reciente y n = número de años entre los dos periodos evaluados. Si se desea expresar en porcentaje, se multiplica por 100.

Para determinar el grado de fragmentación del paisaje, se utilizaron los mapas digitales de vegetación y uso de suelo de las Series II y VII del INEGI (1995 y 2018), y se consideraron los diez tipos de vegetación y uso de suelo previamente agrupados en el análisis de cambio de uso de suelo. La clasificación obtenida se empleó como base para evaluar la fragmentación, mediante el cálculo del índice de diversidad de Patton, que permite medir la diversidad en la forma de los fragmentos correspondientes a los tipos de vegetación natural, específicamente el pastizal natural y el matorral desértico.

Para calcular el índice de diversidad de Patton se utilizó la siguiente fórmula (Patton 1975):

$$DI = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$$

Dónde: DI = índice de Diversidad de Patton, A = área de cada fragmento (m²), y P = perímetro de cada fragmento (m).

El índice de diversidad se agrupa en cinco intervalos de la siguiente forma: redondo DI = < 1.25, oval-redondo DI = 1.25 ≤ 1.50, oval-oblongo DI = 1.50 ≤ 1.75, rectangular DI = 1.76 ≤ 2.0, y amorfo irregular DI => 2.0.

Cuando el índice de diversidad alcanza un valor de 1, la forma del fragmento se asemeja a un círculo; a medida que el valor del índice aumenta, la forma se vuelve más compleja, e intensifica el

efecto de borde en las zonas adyacentes. Valores superiores a 2 indican fragmentos con formas irregulares o amorfas (Galván-Guevara *et al.* 2015). A partir de la distribución porcentual de las formas de los fragmentos, se clasificó el nivel de fragmentación del paisaje en tres categorías: fragmentación baja, asociada a formas redondeadas; fragmentación media, correspondiente a formas ovaladas, oblongas o rectangulares; y fragmentación alta, caracterizada por formas irregulares o amorfas.

Para complementar el análisis se emplearon métricas de paisaje, definidas como algoritmos que miden propiedades espaciales específicas de fragmentos, categorías de fragmentos o del mosaico del paisaje en su conjunto. Estas métricas se agrupan en dos categorías generales: (1) las que cuantifican la composición del paisaje sin considerar atributos espaciales y (2) las que evalúan la configuración espacial, basándose en información espacial explícita (Gustafson 1998). En este estudio, se utilizaron métricas del segundo tipo, enfocadas en la configuración espacial de los fragmentos.

Se obtuvo el área total por tipo de vegetación, que mide la cantidad de hábitats o uso de suelo en un paisaje y actúa como fundamento para medidas de métricas de fragmentación o índices de diversidad (Turner *et al.* 2001). Las métricas de variabilidad y tamaño de los fragmentos, consideran la cantidad de fragmentos de un tipo específico de parche, es una evaluación de la subdivisión o fragmentación del mismo. Esta métrica es importante para los procesos ecológicos, aunque a menudo posee un valor interpretativo restringido ya que no proporciona datos sobre el área, distribución o densidad de los parches (MacGarigal y Marks 1995). El Tamaño promedio de los fragmentos, refleja la extensión promedio por tipo de vegetación. Los parches más pequeños señalan una mayor fragmentación del paisaje (Turner *et al.* 2001). La desviación estándar del tamaño de los fragmentos, resulta esencial para entender la diversidad del paisaje, ya que proporciona una medida de variación en el tamaño de los fragmentos o parches de una clase de cobertura (Gustafson 1998).

Se consideraron también las métricas de borde, incluyendo el total de borde, importante para el análisis de fenómenos ecológicos como el efecto de borde. La cantidad de borde entre fragmentos es importante para el movimiento de los organismos a través de las fronteras y una reconocida relevancia del hábitat para diversas especies (Turner 1989). Por otro lado, el índice de densidad de borde, es una medida que indica la cantidad de borde por unidad de superficie del paisaje, por lo que su incremento se asocia con los procesos de fragmentación que generan fragmentos más pequeños y formas más complejas (McGarigal *et al.* 2012). Todo el proceso de análisis de cambio de uso de suelo y de fragmentación se realizó con el programa QGIS 3.38.2.

RESULTADOS

El análisis del cambio de uso de suelo en la zona en los años seleccionados: 1995, 2007 y 2018 (Figura 2, 3 y 4), evidencia un gran incremento en la extensión dedicada a la agricultura, particularmente la de riego, que pasó de 37 397 ha en 1995 a 76 689 en el 2018 (Tabla 1), equivalente a un incremento del 105% (Tabla 2) en un poco más de dos décadas. Lo mismo ocurrió con la agricultura de

temporal, cuya superficie presenta un incremento de 12 854.35 ha entre 1995 y 2018, es decir, un aumento del 36% (Tabla 2).

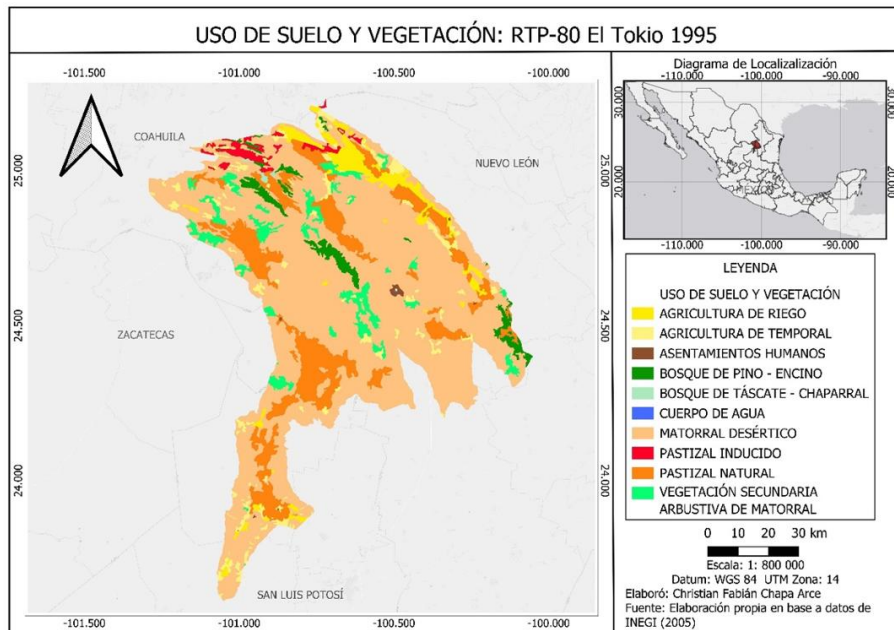


Figura 2. Uso de suelo y vegetación, 1995.

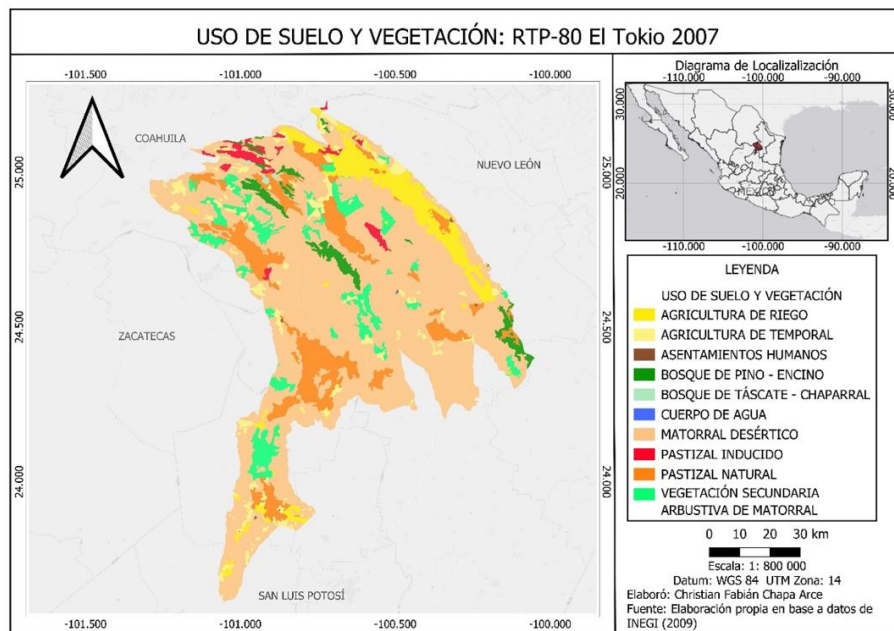


Figura 3. Uso de suelo y vegetación, 2007.

La vegetación secundaria arbustiva de matorral –la cual probablemente es resultado de áreas de cultivo abandonadas al ser consideradas como improductivas– incrementó la superficie ocupada en 98% (Tabla 2). De la misma manera, la superficie de pastizal inducido tuvo un incremento

sustancial del 29%, pasando de 12 244 ha en 1995 a 13 473 ha en 2007 y a 15 775 ha en el 2018 (Tabla 1). Es probable que dicho aumento sea el reflejo del desmonte de la vegetación original de la zona.

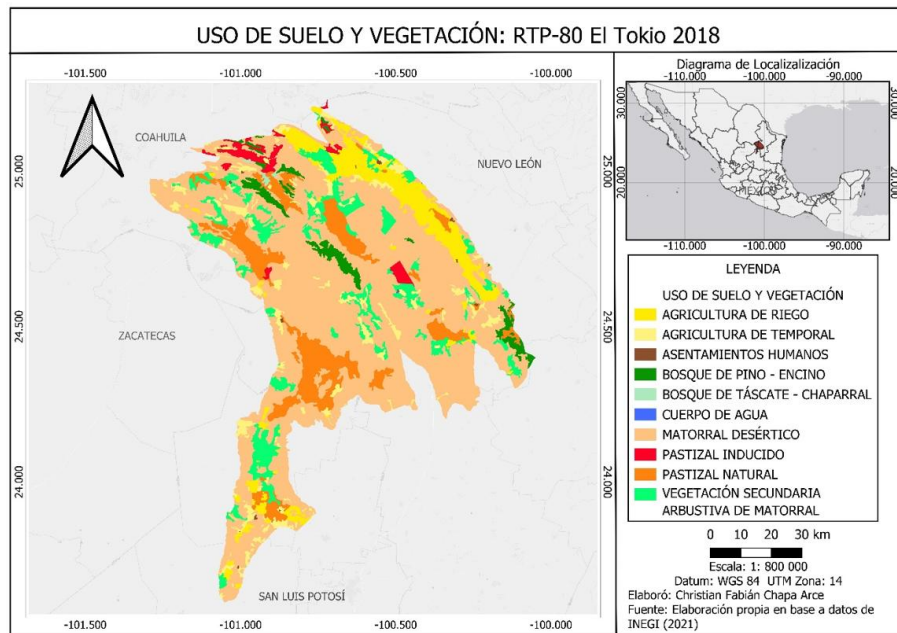


Figura 4. Uso de suelo y vegetación, 2018.

Tabla 1. Superficie (ha) ocupada por cada clase de uso de suelo en las fechas de estudio.

| Clases de uso de suelo | Superficie (ha) | | |
|---|-----------------|---------|---------|
| | 1995 | 2007 | 2018 |
| Agricultura de riego | 37 397 | 66 382 | 76 689 |
| Agricultura de temporal | 36 153 | 40 330 | 49 007 |
| Bosque de pino-encino | 23 039 | 23 146 | 23 419 |
| Bosque de táscate/chaparral | 1 243 | 1 243 | 1 373 |
| Cuerpo de agua | 56 | 56 | 56 |
| Matorral desértico | 584 481 | 564 129 | 529 529 |
| Pastizal natural | 135 262 | 105 103 | 94 137 |
| Pastizal inducido | 12 244 | 13 473 | 15 775 |
| Vegetación secundaria arbustiva de matorral | 40 890 | 58 004 | 81 107 |
| Asentamientos humanos | 1 646 | 545 | 1 318 |
| Total | 872 410 | 872 410 | 872 410 |

El tipo de vegetación que sufrió la mayor merma por el incremento en las áreas agrícolas fue el pastizal natural que, precisamente, es el que alberga la mayor parte de las especies de flora y fauna endémicas o que cuentan con algún estatus de protección. En solo 23 años (de 1995 a 2018) se perdieron 41 125 ha, equivalentes a un 30% de su superficie (Tabla 2). Otro tipo de vegetación que fue afectado es el matorral desértico: en 1995 contaba con una superficie de 584 481 ha y en el 2018 se había reducido a 529 529 ha (Tabla 1), lo que se traduce en la pérdida de 54 952 ha, equivalente un 9% de la anterior superficie (Tabla 2). Por otro lado, los asentamientos humanos se redujeron en un 20% en el lapso de 26 años, pero ese decremento tiene que ver con un error en la Serie II (1995)

del INEGI, que contabilizó un área de 1 219 ha de agricultura de temporal en lugar de 52 ha de asentamientos humanos. Una vez corregido dicho dato (1 646 – 1 219 = 427 + 52 = 479 ha) el resultado fue de 479 ha para 1995. Así, la diferencia entre 2018 y 1995 de 1 318 – 479 = 839 ha, implica un incremento en su población en el periodo analizado.

Tabla 2. Incremento o reducción (signo negativo) en la superficie ocupada por cada clase de uso de suelo en las fechas de estudio. La última columna muestra la diferencia porcentual entre el área ocupada en la primera y la última fecha.

| Clases de uso de suelo | Diferencia de cobertura (ha) | | | |
|---|------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1995 - 2007 | 2007 - 2018 | 1995 - 2018 | 1995 - 2018 |
| Agricultura de riego | 28 984.952 | 10 306.685 | 39 291.637 | 105% |
| Agricultura de temporal | 4 176.816 | 8 677.535 | 12 854.351 | 36% |
| Bosque de pino-encino | 106.985 | 272.537 | 379.522 | 2% |
| Bosque de táscate/chaparral | -0.001 | 130.018 | 130.017 | 10% |
| Cuerpo de agua | 0.004 | -0.001 | 0.003 | 0% |
| Matorral desértico | -20 351.947 | -34 600.313 | -54 952.26 | -9% |
| Pastizal natural | -30 158.94 | -10 965.228 | -41 124.174 | -30% |
| Pastizal inducido | 1 229.21 | 2 302.614 | 3 531.824 | 29% |
| Vegetación secundaria arbustiva de matorral | 17 114.257 | 23 102.822 | 40 217.079 | 98% |
| Asentamiento humanos | -1 101.33 | 773.34 | -327.99 | -20% |

Los cuerpos de agua de la zona de estudio corresponden con pequeños recintos o estanques cuya procedencia de agua proviene de las escasas precipitaciones; si a esto se suman las fuertes sequías aunadas a las demandas de la población, este tipo de cobertura de uso de suelo resultó prácticamente inexistente (0%) (Tabla 2). El bosque de pino-encino tuvo en 1995 una superficie de 23 039 ha, en 2007 23 146 ha y en el 2018 23 419 ha (Tabla 1), lo que evidencia una diferencia de 379 ha en el lapso analizado y un incremento del 2% de su superficie (Tabla 2). Algo similar ocurrió para el uso de suelo del bosque de táscate/chaparral, cuyo aumento fue del 10% de su superficie con una diferencia entre el periodo de 1995 y 2018 de 130 ha (Tabla 2). La explicación del por qué estos tipos de vegetación no han sufrido una reducción en su superficie, se asocia con la inaccesibilidad que la población tiene en las zonas altas y su dificultad para realizar ahí sus actividades agrícolas tradicionales.

Al aplicar la ecuación propuesta por la FAO para evaluar la tasa de cambio anual de los pastizales nativos de la Región:

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 = \left(\frac{94\ 137}{135\ 262}\right)^{\frac{1}{23}} - 1 = (0.69596563)^{\frac{1}{23}} - 1 = 0.0156 = 1.5\%$$

Esto muestra que cada año se está perdiendo el 1.5 % de áreas de pastizal de gran valor, debido a los servicios ecosistémicos que otorgan y a la biodiversidad que poseen. En cuanto a los resultados de las métricas del paisaje que analizó el tipo de vegetación natural del área, se identificó que sufrió una disminución en su superficie, al mismo tiempo que la agricultura de riego se incrementó, como se muestran en la Tabla 3.

En cuanto a las métricas de área, RTP-80 El Tokio tiene un área total de 8 724.1 km². Del área total por tipo de vegetación, se evidencia la disminución de la cobertura vegetal natural en el período

analizado y un incremento en la agricultura de riego por poco más de dos veces la superficie con la que contaba en 1995.

Tabla 3. Métricas por tipo de uso de suelo y vegetación.

| Métricas del paisaje | Pastizal Natural | | Matorral Desértico | | Agricultura de Riego | |
|----------------------|------------------|-------|--------------------|-------|----------------------|------|
| | 1995 | 2018 | 1995 | 2018 | 1995 | 2018 |
| A. T. | 1 353 | 941 | 5 845 | 5 295 | 374 | 767 |
| N. F. | 33 | 27 | 103 | 121 | 32 | 52 |
| T. P. | 41 | 35 | 57 | 44 | 12 | 15 |
| D. E. | 68 | 61 | 387 | 230 | 24 | 44 |
| T. B. | 1 448 | 1 148 | 6 583 | 6 830 | 603 | 933 |
| I. D. B. | 1.1 | 1.2 | 1.1 | 1.3 | 1.6 | 1.2 |

A.T.: Área total por tipo de vegetación (km²). N.F.: Número de fragmentos por tipo de vegetación. T.P.: Tamaño promedio de los fragmentos por tipo de vegetación (km²). D. E.: Desviación estándar del tamaño de los fragmentos. T. B.: Total de borde por tipo de vegetación (km). I.D.B.: Índice de Densidad de Borde (km km⁻²).

Los resultados de las métricas de variabilidad y tamaño de los fragmentos, presenta una disminución en los parches o fragmentos de cobertura de pastizal natural de 33 a 27 debido a la fragmentación del paisaje, eso mismo se puede observar en el tamaño promedio de los fragmentos donde existe una disminución en el tamaño de su superficie promedio de 41 a 35 km². El matorral desértico muestra un aumento en el número de fragmentos de 103 a 121, pero con una disminución en su área y con un tamaño promedio de sus fragmentos de 57 a 41 km². Por otro lado, la agricultura de riego muestra un aumento en la cantidad de fragmentos de 32 a 52 y con mayor superficie promedio en sus fragmentos y que oscilaron entre 24 y 44 km². La variabilidad en el tamaño de los fragmentos por cada tipo de uso de suelo y vegetación es alta.

Mientras exista una mayor fragmentación del área, mayor es la longitud de borde, para las métricas de borde, en la cobertura de pastizal natural el total de borde disminuyó de 1 448 a 1 148 km, debido a la disminución del número de fragmentos. Por otro lado, las clases de matorral desértico y de agricultura de riego aumentaron en su longitud de borde de 6 583 a 6 830 km y de 603 a 933 km, respectivamente, para cada uno, esto por el aumento del número de parches que existió en cada una de estas clases.

Existe un aumento en el índice de densidad de borde (IDB) para las coberturas naturales de 1.1 a 1.2 km km⁻² para el pastizal natural y de 1.1 a 1.3 km km⁻² para el matorral desértico, mientras que se observa una disminución en la agricultura de riego de 1.6 a 1.2 km km⁻² para este parámetro. Por otro lado, se muestran los porcentajes obtenidos en la forma de los fragmentos por el índice de diversidad de Patton (Tabla 4), lo que indica que la cobertura de tipo de vegetación natural es crítica, con formas irregulares en porcentajes que rondan entre 35 y 40%. Así, se registró un mínimo aumento para la cobertura de pastizal natural de 39.39 a 40.74% y una mínima disminución para el matorral desértico de 37.86 a 35.54%, en el periodo analizado de 1995 y 2018.

Se clasificó arbitrariamente la fragmentación del paisaje para las vegetaciones naturales de la RTP El Tokio, donde la mayor cantidad de superficie se encuentra en una fragmentación alta para las dos vegetaciones donde los valores porcentuales son de 77% para 1995 y 65% para el 2018 en los

pastizales naturales y para el matorral desértico se tiene un valor porcentual de 92.94 % y 91.38 % en los años 1995 y 2018 respectivamente (Tabla 5 y Figura 5).

Tabla 4. Distribución porcentual de las formas de los fragmentos para el área de estudio.

| Pastizal Natural | | | | | |
|------------------|---------|--------------|--------------|-------------|-----------|
| Año | Redondo | Oval-redondo | Oval-oblongo | Rectangular | Irregular |
| 1995 | 6.06% | 12.12% | 27.27% | 15.15% | 39.39% |
| 2018 | 3.70% | 7.41% | 18.52% | 29.63% | 40.74% |

| Matorral Desértico | | | | | |
|--------------------|---------|--------------|--------------|-------------|-----------|
| Año | Redondo | Oval-redondo | Oval-oblongo | Rectangular | Irregular |
| 1995 | 6.8% | 19.42% | 18.45% | 17.48% | 37.86% |
| 2018 | 5.79% | 19.83% | 23.14% | 15.70% | 35.54% |

Tabla 5. Índice de Fragmentación para la vegetación natural.

| Pastizal Natural | | | | | | |
|------------------|-------------------------------|------|-------------------------------|-------|-------------------------------|-------|
| Año | Baja | | Media | | Alta | |
| | Superficie (km ²) | % | Superficie (km ²) | % | Superficie (km ²) | % |
| 1995 | 4.19 | 0.31 | 306.45 | 22.66 | 1 041.98 | 77.03 |
| 2018 | 1.60 | 0.17 | 324.13 | 34.43 | 615.64 | 65.40 |

| Matorral Desértico | | | | | | |
|--------------------|-------------------------------|------|-------------------------------|------|-------------------------------|-------|
| Año | Baja | | Media | | Alta | |
| | Superficie (km ²) | % | Superficie (km ²) | % | Superficie (km ²) | % |
| 1995 | 22.01 | 0.38 | 390.66 | 6.68 | 5 432.15 | 92.94 |
| 2018 | 16.29 | 0.31 | 440.40 | 8.32 | 4 838.61 | 91.38 |

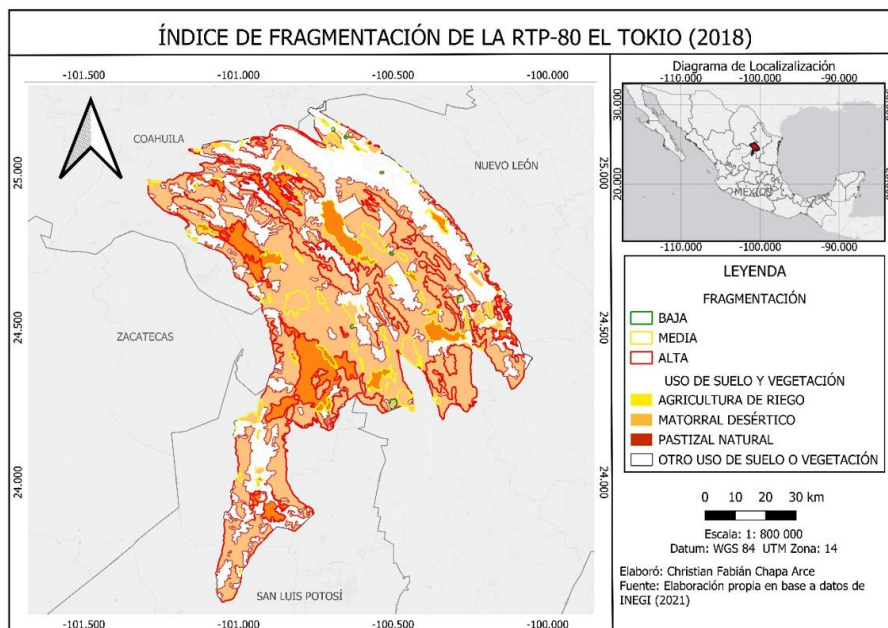


Figura 5. Índice de fragmentación de la vegetación natural.

DISCUSIÓN

El área de estudio muestra un incremento en la superficie dedicada a la agricultura, tanto de riego como de temporal, tendencia que coincide con lo reportado por Hernández-Gómez *et al.* (2012) para las áreas protegidas La Hediondilla y La Trinidad, ubicadas dentro de la RTP El Tokio. Este fenómeno puede atribuirse al crecimiento poblacional y a la creciente demanda de alimentos, factores que impulsan la expansión agrícola en México, incluida la zona analizada. Como señala la SEMARNAT (2018), esta dinámica genera cambios de uso de suelo y fragmentación del paisaje, patrones consistentes con los observados en otros contextos. Por ejemplo, en la región Mazahua del Estado de México. Al respecto, López-Vázquez *et al.* (2015) documentaron un aumento de la superficie agrícola (del 27.09 al 36.96%) entre 2000 y 2010, principalmente a expensas de pastizales. No obstante, en contraste con esta tendencia, Díaz *et al.* (2014) registraron en Cuauhtémoc, Chihuahua (1993–2010), una reducción de la agricultura anual (de 6 080 ha a 2 814 ha) y un incremento de pastizales (de 186 ha a 2 421 ha), lo que sugiere un abandono de tierras cultivables en dicha región. Estas diferencias subrayan la heterogeneidad de los procesos socio ambientales a escala local. En el continente asiático, los procesos de cambio de uso de suelo también han evidenciado una marcada expansión de las actividades agrícolas, ocasionando una pérdida de la vegetación natural. En el sureste de Myanmar, entre 2002 y 2016, la vegetación natural se redujo aproximadamente un 32% (Schmid *et al.* 2021). Mientras que, en Camboya, entre 2000 y 2023, la superficie destinada a la agricultura aumentó en un 13.47%, ocasionando la pérdida de cerca de 30 579 km² de cobertura natural (Su *et al.* 2024). A nivel general, el territorio analizado evidencia una expansión no regulada, asociada a un desarrollo sustentable insuficiente, lo que ha provocado una marcada fragmentación del paisaje natural. Esta situación es característica de países latinoamericanos (Bähr y Borsdorf 2005) y está vinculada a factores como la economía regional, la demanda de productos agrícolas y las dinámicas en las políticas públicas (Linard *et al.* 2013).

Cabe destacar que los pastizales, reconocidos como ecosistemas globalmente amenazados (Blair *et al.* 2014) y de alto endemismo en México (Rzedowski 1993), han experimentado una pérdida histórica desde mediados del siglo XX, debido al avance agrícola (Treviño y Grant 1998). En el área de estudio, estos ecosistemas son cultivados por periodos cortos (3-4 años) y luego abandonados durante lustros, lo que favorece la colonización por malezas (Estrada-Castillón *et al.* 2010). Dicho patrón no solo dificulta la recuperación del pastizal nativo, sino que también degrada el suelo, reduce la calidad del hábitat y perpetúa la fragmentación (Echavarría-Cháirez y Rubio-Aguirre 2020). Los resultados de esta investigación corroboran este proceso, y evidencian tanto la disminución de la vegetación natural como el aumento de la fragmentación.

La presencia de áreas naturales protegidas (ANP) dentro de la zona de estudio resalta la importancia ecológica de la Región; sin embargo, es evidente la modificación del tipo de vegetación, particularmente de pastizales y matorrales, como resultado de actividades agrícolas, incluso en áreas que deberían estar resguardadas. Dentro de estas ANP se encuentran colonias de perrito de la pradera (Zaragoza-Quintana *et al.* 2022) especie en peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). De acuerdo con Zaragoza-Quintana *et al.* (2012), en el ANP La Trinidad, en 1973 existía una superficie de 3 302 ha de pastizal; sin embargo, para 2001 se habían desmontado 819 ha, lo que representó una disminución del 25% (2 483 ha).

Entre 2001 y 2006, la superficie de pastizal continuó reduciéndose hasta perder el 40.5 % de su tamaño; aunque para 2011 se registró un incremento a 2 415 ha, atribuible al abandono de tierras agrícolas. Por su parte, el matorral también ha sufrido una importante reducción debido a las actividades agrícolas, en particular la conversión de su superficie para el cultivo de papa y alfalfa (Estrada-Castillón *et al.* 2010).

En el ANP La Hediondilla se ha registrado una reducción considerable de su cobertura vegetal original, atribuible a la expansión de caminos y parcelas agrícolas circundantes, documentando una pérdida neta de 1 269 ha en esta área en el periodo de 1973-2011. En contraste, el ANP Llano La Soledad presenta una menor transformación de su vegetación nativa en comparación con otras áreas protegidas de la región (Zaragoza-Quintana *et al.* 2012), debido a las restricciones impuestas por su estatus de conservación ecológica (Zaragoza-Quintana *et al.* 2022). No obstante, esta zona no está exenta de presiones antrópicas, ya que alberga actividades pecuarias asociadas a la cría de ganado caprino, vacuno y equino (González *et al.* 2017).

Las tres ANP analizadas comparten un patrón común: la pérdida de cobertura vegetal natural asociada al avance de la agricultura de riego, tal como lo demuestran estudios previos y los resultados de esta investigación, donde se observa una reducción del 30% (41 124 ha) para el pastizal natural y 9% (54 952 ha) para el matorral desértico. Esta tendencia coincide con las dinámicas nacionales: en los últimos 50 años, México ha perdido el 26% de sus matorrales y el 14% de sus pastizales países (Lou *et al.* 2025). De manera similar, en América del Sur, un estudio en la región del Chaco, que abarca Argentina, Paraguay y Bolivia, evidenció que entre 2001 y 2015 la conversión de suelos para uso agrícola fue un factor determinante en la pérdida de vegetación natural (Bracalenti *et al.* 2024). En Estados Unidos, un análisis histórico de 390 años de cambio de uso de suelo mostró que la expansión agrícola ha sido la principal causa de la reducción de la cobertura vegetal, especialmente en las regiones central y sur del país (Li *et al.* 2023) debido al cambio de uso de suelo para actividades agrícolas (SEMARNAT 2015). Además, datos oficiales indican que el 95% de los pastizales y el 70% de los matorrales presentan signos de sobrepastoreo (Jurado-Guerra *et al.* 2021), lo que agrava su degradación. A nivel global, la expansión agrícola ha generado una notable reducción de la vegetación natural en distintas regiones del mundo. En África, entre 2000 y 2022, la actividad agrícola se incrementó en aproximadamente 16.57 millones de hectáreas, afectando significativamente los ecosistemas naturales en diversos. Con respecto a la fragmentación del paisaje, el análisis integrado de las tres coberturas vegetales (1995–2018) revela dinámicas espaciales divergentes. Tanto los pastizales naturales como los matorrales desérticos exhiben un alto grado de fragmentación, según los valores del índice de diversidad de Patton y la clasificación del índice de fragmentación. Estos hallazgos sugieren que, a pesar de las diferencias en las presiones locales, la transformación de los ecosistemas es un fenómeno generalizado en la región.

El análisis del pastizal reveló una disminución en el número de fragmentos (de 33 a 27) y en el borde total (de 1 448 a 1 148 km), pero un incremento en el Índice de Densidad de Borde (IDB, de 1.1 a 1.2 km km⁻²). Este patrón sugiere que, pese a la reducción en la cantidad de fragmentos, los remanentes presentan mayor irregularidad morfológica (40% del área analizada), lo que aumenta el borde relativo y reduce el hábitat interior disponible. Estos hallazgos coinciden parcialmente con estudios previos: en la región de Cuchillas de la Zarca (México), De-León-Mata *et al.* (2013)

documentaron un aumento en el número de fragmentos y una disminución en su tamaño medio para pastizales naturales (2008–2011), mientras que en la cuenca del río La Antigua (Veracruz), Hernández-Pérez *et al.* (2022) reportaron homogeneización del paisaje por reducción del área interior de bosques (1989–2015). A diferencia de estos casos, en el presente estudio se observó una consolidación de fragmentos (menor número, pero mayor irregularidad), lo que podría reflejar etapas avanzadas de fragmentación o procesos de agrupamiento selectivo por presiones antropogénicas diferenciadas.

El matorral desértico mostró una dinámica contrastante: aumento en el número de fragmentos (de 103 a 121), disminución del tamaño promedio (de 57 a 44 km²), incremento del IDB (de 1.1 a 1.3 km km⁻²) y leve crecimiento del borde total (de 6 583 a 6 830 km), con un 35% de fragmentos irregulares. Este conjunto de métricas indica una fragmentación intensiva, con mayor exposición a efectos de borde y pérdida de conectividad estructural. Tal escenario podría tener implicaciones críticas para la biodiversidad, como se evidenció en Baja California Sur, donde la fragmentación del matorral afectó la ecología reproductiva y condición física de aves rapaces, incluida la aguililla cola-roja (*Buteo jamaicensis*) (Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012). Los resultados sugieren que, mientras los pastizales podrían estar en una fase de consolidación fragmentaria, el matorral desértico experimenta un proceso activo de división y aislamiento de parches, posiblemente asociado a diferencias en la susceptibilidad ecológica o a gradientes de presión antrópica.

Por otro lado, la agricultura de riego presentó una dinámica distinta. Aunque se registró un aumento en el número de fragmentos (de 32 a 52) y en el borde total (de 603 a 933 km), el IDB disminuyó de 1.6 a 1.2 km km⁻², mientras que el tamaño promedio de los fragmentos se incrementó de 12 ha a 15 ha. Esta combinación sugiere una expansión y consolidación de nuevas unidades agrícolas, probablemente caracterizadas por formas más compactas y regulares, lo que reduce la proporción de borde relativo, aunque amplía la huella de ocupación en el territorio. Adicionalmente, el análisis del tamaño promedio de los parches y su desviación estándar ofrece una comprensión más profunda de la configuración interna del paisaje. En el caso del pastizal natural, el tamaño promedio de los fragmentos disminuyó de 41 a 35 km² y la desviación estándar pasó de 68 a 61, lo que indica la pérdida de fragmentos grandes y una tendencia hacia la homogeneización en fragmentos más pequeños, reforzando así el efecto de fragmentación observado.

En el matorral desértico, la reducción del tamaño promedio de los fragmentos de 57 a 44 km², junto con una disminución pronunciada en la desviación estándar (de 387 a 230), apunta a la pérdida de grandes bloques de vegetación y a una distribución más uniforme, aunque altamente fragmentada. La reducción en el tamaño de los fragmentos constituye una de las consecuencias más perjudiciales de la fragmentación del paisaje, ya que dificulta la dispersión de los individuos y reduce el tamaño efectivo de las poblaciones (Haddad *et al.* 2015). Los fragmentos de menor tamaño e irregularidad tienden a presentar mayores niveles de aislamiento y menor viabilidad ecológica, afectando negativamente la conectividad del paisaje y procesos esenciales como la dispersión de semillas y la polinización (Saunders *et al.* 1991). Además, estos fragmentos exponen mayor proporción de superficie a las condiciones de la matriz antrópica, lo que puede desencadenar efectos adversos en la biodiversidad, como alteraciones microclimáticas, aumento en la mortalidad de árboles y mayor incidencia de caza, tala selectiva e incendios (Laurance *et al.* 2002, Fletcher *et al.* 2018).

En contraste, en las áreas destinadas a agricultura de riego el tamaño promedio de los fragmentos aumentó de 12 a 15 km² y la desviación estándar se incrementó de 24 a 44, lo que sugiere una expansión más heterogénea de las superficies agrícolas, posiblemente mediante la incorporación de nuevas parcelas de distintas dimensiones. Esta creciente variabilidad, combinada con la disminución del IDB, refleja procesos de expansión y consolidación de la actividad agrícola en la región. En conjunto, los resultados obtenidos y la elevada fragmentación observada en la vegetación natural parecen estar estrechamente vinculados al avance de actividades productivas como la agricultura, históricamente reconocida como uno de los principales motores de transformación del paisaje (Bestelmeyer *et al.* 2018).

En una investigación realizada en la región de los Altos de Jalisco, se documentó que entre 1993 y 2011, la cobertura de matorrales y pastizales disminuyó de manera significativa, producto de la expansión de la frontera agrícola y urbana, lo que generó paisajes más fragmentados y con menor conectividad ecológica (Pérez-Vega *et al.* 2021). De manera similar, en la cuenca del río Apatlaco, en el estado de Morelos, se registró un incremento del 10% en la superficie destinada a cultivos entre el 2000 y 2015, acompañado de una pérdida correspondiente de vegetación secundaria y matorrales. Esta transformación alteró la estructura del paisaje, redujo el tamaño de los fragmentos grandes de vegetación natural y aumentó la cantidad de fragmentos pequeños y dispersos, lo que intensificó el efecto de borde y afectó a especies sensibles a la fragmentación (Villaseñor *et al.* 2020), fenómeno comparable al observado en el área de estudio de la presente investigación.

De manera análoga, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, reconocido por su alta biodiversidad y endemismo, el avance de la actividad agrícola ha transformado extensas áreas de matorrales xerófilos en parcelas de cultivo, lo que ha reducido en más del 30% la cobertura vegetal original en apenas dos décadas (López-Martínez *et al.* 2019). Asimismo, en zonas semiáridas del norte de México, la conversión de pastizales en terrenos agrícolas y áreas destinadas a la ganadería extensiva ha provocado una reducción crítica del hábitat disponible para especies clave, como el berrendo (*Antilocapra americana*), comprometiendo la conectividad ecológica esencial para su supervivencia (González-Maya *et al.* 2022).

CONCLUSIONES

El constante cambio de uso de suelo, debido al aumento de las actividades agrícolas en la RTP-80 El Tokio, afecta notablemente la vegetación natural del área: pastizales naturales y matorral desértico, principalmente, reflejándose en una disminución considerable de su superficie. En términos generales, se percibe un proceso crítico de fragmentación del paisaje en la RTP-80 El Tokio, para la vegetación natural, conforme a las métricas de paisaje estudiadas y en las formas de fragmentos irregulares, lo que aumenta el borde y los efectos asociados a éste, pudiendo afectar a las especies que habitan en estos tipos de vegetación, algunas de ellas catalogadas en estatus de conservación. Los resultados obtenidos en la presente investigación servirán de base en investigaciones relacionadas al impacto de la fragmentación en especies de estas zonas; además de apoyo en la toma de decisiones para las instituciones encargadas de la protección ambiental.

AGRADECIMIENTOS

El primer autor agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación por la beca de posgrado otorgada.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

LITERATURA CITADA

- Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L, Loa E (2000) Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 609p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.118644>
- Bähr J, Borsdorf A (2005) La ciudad latinoamericana. La construcción de un modelo. Vigencia y perspectivas. *Urbe. Revista de Ciudad, Urbanismo y Paisaje* 2(2): 207-222.
- Bestelmeyer BT, Peters DPC, Archer SR, Browning DM, Okin GS, Schooley RL, Webb NP (2018) The grassland–shrubland regime shift in the southwestern United States: Misconceptions and their implications for management. *BioScience* 68(9): 678-690. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy065>
- Blair J, Nippert J, Briggs J (2014) Grassland ecology. *Grassland Ecology*. In: Monson R (ed) *Ecology and the environment. The plant sciences. Vol 8*. Springer. New York, NY. pp. 389-423. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14
- Bracalenti MA, Müller OV, Lovino MA, Berbery EH (2024) The agricultural expansion in South America's Dry Chaco: regional hydroclimate effects. *Hydrology and Earth System Sciences* 28(14): 3281-3303. <https://doi.org/10.5194/hess-28-3281-2024>
- Boswell GP, Britton NF, Franks NR (1998) Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of a keystone species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1409): 1921-1925. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0523>
- CONABIO (2024a) ¿Qué es la biodiversidad? Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/quees>. Fecha de consulta: 22 de agosto 2024.
- CONABIO (2024b) Regiones Terrestres Prioritarias. RTP-80 El Tokio. https://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_080.pdf. Fecha de consulta: 22 de agosto 2024.
- Crutzen PJ (2006) The “anthropocene”. *Earth system science in the anthropocene*. En: Ehlers E, Krafft T (eds) Springer. Berlin, Alemania. pp: 13-18. https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3
- De-León-Mata GD, Pinedo-Álvarez AP, Martínez-Guerrero JH (2014) Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía* 84: 42-53. <https://doi.org/10.14350/rig.36568>
- Díaz CR, Bravo PLC, Alatorre CLC, Sánchez FE (2014) Análisis geoespacial de la interacción entre el uso de suelo y de agua en el área peri-urbana de Cuauhtémoc, Chihuahua. Un estudio socio ambiental en el norte de México. *Investigaciones Geográficas. Instituto de Geografía, UNAM* 83: 116-130. <https://doi.org/10.14350/rig.32694>.
- Echavarría-Cháirez FG, Rubio-Aguirre FA (2020) Deterioro de los pastizales por agricultura y ganadería. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *La biodiversidad en Zacatecas. Estudio de Estado. CONABIO. México*. pp. 407-411.

- Estrada-Castillón E, Scott-Morales L, Villarreal-Quintanilla JA, Jurado-Ybarra E, Cotera-Correa M, Cantú-Ayala C, García-Pérez J (2010) Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): Diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81(2): 401-416. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.231>
- FAO (1995) Forest resources assessment 1990. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <https://www.fao.org/4/v5695e/v5695e00.htm>. Fecha de consulta: 14 de abril del 2024.
- Fletcher RJ, Didham RK, Banks-Leite C, Barlow J, Ewers RM, Rosindell J, Holt RD, González A, Pardini R, Damschen EI, Melo FPL, Ries L, Prevedello JA, Tscharntke T, Laurence WF, Lovejoy T, Haddad NM (2018) Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 226: 9-21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Gallardo M, Contreras I (2016) Fragmentación y biodiversidad del paisaje asociados a la construcción de la autopista Valle Biobío en Concepción. *Tiempo y Espacio* 37: 52-69.
- Galván-Guevara S, Ballut-Dajud G, De La Ossa J (2015) Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia. *Biota Colombiana* 16(2): 149-157.
- González M, Foroughbakhch R, Rocha L, Guzmán MA, González H (2017) Composición florística y caracterización estructural del matorral desértico micrófilo en Galeana, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 8(39): 83-98. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i39.45>
- González-Maya JF, Ceballos G, Zarza H (2022) Efectos de la fragmentación del hábitat sobre la distribución del berrendo en el norte de México. *Acta Zoológica Mexicana* 38: 1-18. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3802487>
- Gustafson EJ (1998) Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1(1): 143-156. <https://doi.org/10.1007/s100219900011>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX, Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hernández-Gómez MA, Valdez-Reyna J, Villarreal-Quintanilla JA, Hernández-Javalera II (2012) Análisis multitemporal del cambio de uso de suelo y vegetación en las Áreas Naturales Protegidas con perrito llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus* Merriam) en el Estado de Nuevo León, México. *Revista Agraria* 9(2): 63-71. <https://doi.org/10.59741/agraria.v9i2.485>
- Hernández-Pérez E, García-Franco JG, Vázquez G, Cantellano de Rosas E (2022) Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989 – 2015). *Madera y Bosques* 28(1): e2812294. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2812294>
- Hoogland JL (1996) *Cynomys ludovicianus*. *Mammalian Species* 535: 1-10. <https://doi.org/10.2307/3504202>
- INEGI (2020) Climatología. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>. Fecha de consulta: 08 de agosto de 2024.
- INEGI (2001) Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, Serie II (escala 1:250 000). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825191235>. Fecha de consulta: 14 de abril del 2024.
- INEGI (2009) Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, Serie IV (escala 1:250 000). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825967543>. Fecha de consulta: 14 de abril del 2024.

- INEGI (2021) Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, Serie VII (escala 1:250 000). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463902836>. Fecha de consulta: 14 de abril del 2024
- IPBES (2019) Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. UN Environment Programme. Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jurado-Guerra P, Velázquez-Martínez M, Sánchez-Gutiérrez RA, Álvarez-Holguín A, Domínguez-Martínez PA, Gutiérrez-Luna R, Garza-Cedillo RD, Luna-Luna M, Chávez-Ruiz MG (2021) Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 12: 261-285. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Li X, Tian H, Lu C, Pan S (2023) Four-century history of land transformation by humans in the United States (1630–2020). *Earth System Science Data* 15(2): 1005-1035. <https://doi.org/10.5194/essd-15-1005-2023>
- Linard C, Tatem AJ, Gilbert M (2013) Modelling spatial patterns of urban growth in Africa. *Applied Geography* 44: 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.009>
- López-Martínez JO, Arriaga L, Vázquez LB (2019) Transformación del paisaje y pérdida de biodiversidad en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Ecología Aplicada* 18(2): 23-35. <https://doi.org/10.21754/rea.2019.18.02.03>
- López-Vázquez VH, Balderas-Plata MA, Chávez-Mejía MC, Juan-Pérez JI, Gutiérrez-Cedillo JG (2015) Cambio de uso de suelo e implicaciones socioeconómicas en un área mazahua del altiplano mexicano. *Ciencia Ergo Sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva* 22(2): 136-144. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10439327004>
- Lou Z, Peng D, Shi Z, Wang H, Liu K, Zhang Y, Yan X, Chen Z, Ye S, Yu L, Hu J, Lv Y, Peng H, Zhang Y, Zhang B (2025) An annual cropland extent dataset for Africa at 30 m spatial resolution from 2000 to 2022. *Earth System Science Data* 17: 3777-3794. <https://doi.org/10.5194/essd-17-3777-2025>
- McGarigal K, Cushman SA, Ene E (2012) FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts- Amherst 15: 153-162.
- MacGarigal K, Marks BD (1995) Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station 10: 1-122.
- Malhi Y (2017) The concept of the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 42(1): 77-104. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060854>
- McCready B, Mehlman D, Kwan D, Abel B (2005) The nature conservancy's prairie wings project: a conservation strategy for the grassland birds of the Western Great Plains. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 191: 1158-1161.
- Mittermeier RA, Robles-Gil P, Mittermeier CG (1999) Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations. *Chelonian Conservation and Biology* 3(3): 537-537.
- Muñoz-Galicia D, Lara C, Castillo-Guevara C, Cuautle M, Rodríguez-Flores C (2023) Impacts of land use change on native plant-butterfly interaction networks from central Mexico. *PeerJ* 11: e16205. <https://doi.org/10.7717/peerj.16205>
- Pando-Moreno M, Pérez-Damián JL, Mendoza-Aguilar DO (2014) Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje. Región Citrícola de Nuevo León. Su complejidad territorial en el marco global. Primera edición. Universidad Nacional Autónoma de México. México. pp. 159-178.
- Patton DR (1975) A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin* 3(4): 171-173.

- Pérez-Vega A, López-Medellín X, Vargas-Larreta B (2021) Dinámica de cambio de uso del suelo y fragmentación del paisaje en los Altos de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12(65): 1-21. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i65.1005>
- Plieninger T (2006) Habitat loss, fragmentation, and alteration—quantifying the impact of land-use changes on a spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* 21: 91-105. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0001-4>
- Rzedowski JERZY (1993) El papel de la familia Compositae en la flora sinantrópica de México. *Fragmenta Floristica Geobotanica. Supplementum* 2(1): 123-138.
- Rutledge DT (2003) Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process. Department of Conservation. Doc Science Internal Series 98. Wellington, New Zealand. 26p.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* 5(1): 18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Schmid M, Heinimann A, Zaehring JG (2021) Patterns of land system change in a Southeast Asian biodiversity hotspot. *Applied Geography* 126: 102380. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102380>
- SEMARNAT (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. En línea disponible <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm>. Fecha de consulta: 23 de octubre de 2025.
- SEMARNAT (2018) Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. <https://semarnat.gob.mx>. Fecha de consulta: 14 de agosto del 2024.
- SEMARNAT (2015) Ecosistemas terrestres. Informe de la situación del medio ambiente en México 2015. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Cap2_Ecosistemas.pdf. Fecha de consulta: 17 de septiembre de 2024.
- Su D, Yang K, Peng Z, Sun R, Zhang M, Ma L, Ma J, Li T (2024) Analysing the Spatial and Temporal Characteristics of Ecological Land Encroachment by Cropland Expansion and Its Drivers in Cambodia. *Land* 13(12): 2195. <https://doi.org/10.3390/land13122195>
- Tinajero R, Rodríguez-Estrella R (2012) Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28(2): 427-446. <https://doi.org/10.21829/azm.2012.282844>
- Trani MK, Giles Jr RH (1999) An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management* 114(2-3): 459-470. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00375-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00375-2)
- Treviño-Villarreal J, Grant WE (1998) Geographic range of the endangered Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*). *Journal of Mammalogy* 79(4): 1273-1287. <https://doi.org/10.2307/1383019>
- Turner MG (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) Landscape ecology in theory and practice. Springer New York. USA. 499p.
- Valdés A (2011) Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas. Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente* 20(2-3): 11-20.
- Villaseñor JL, Moreno CE, Durán E (2020) Cambios en el uso del suelo y pérdida de cobertura vegetal en la cuenca del río Apatlaco, Morelos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91: e913130. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3130>
- Williams M, Zalasiewicz J, Haff PK, Schwägerl, Barnosky AD, Ellis EC (2015) The anthropocene biosphere. *The Anthropocene Review* 2(3): 196-219. <https://doi.org/10.1177/2053019615591020>

- With KA, Crist TO (1995) Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459. <https://doi.org/10.2307/2265819>
- Yeaton RI, Flores-Flores JL (2006) Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. *Acta Zoológica Mexicana* 22(3): 107-130. <https://doi.org/10.21829/azm.2006.2232028>
- Zaragoza-Quintana EP, Cotera-Correa M, Scott-Morales LM, Pando-Moreno M (2012) Uso histórico del pastizal en las áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México. Estudio sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos. Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma Metropolitana. México. 286p.
- Zaragoza-Quintana EP, Cotera-Correa M, Scott-Morales LM, Pando-Moreno M, Estrada-Castillón AE, González-Rodríguez H (2022) Salud del ecosistema de pastizal y biomasa en áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México. *Acta universitaria* 32. <http://doi.org/10.15174/au.2022.3495>.