

Conectividad ecológica y fragmentación del paisaje en territorios amazónicos transfronterizos: el caso de la cuenca del río Mamoré (1985–2020)



Gloria Eliana Torrez Castro
Universidade Federal de Ceará, Brasil



<https://orcid.org/0009-0009-2879-2461>



<https://ror.org/03srtnf24>



Raúl Fernando Molina Rodríguez
Universidade Federal de Ceará, Brasil



<https://orcid.org/0000-0002-6340-6070>



<https://ror.org/03srtnf24>

Recibido: 01/10/2025. Aceptado: 20/04/2026.

Gloria Eliana Torrez Castro

Arquitecta, magíster en Ordenamiento Territorial y Planificación Urbana, y doctoranda en Geografía por la Universidade Federal do Ceará (Brasil). Su trabajo académico se centra en dinámicas territoriales y ambientales, fragmentación del paisaje, urbanización y análisis socioespacial apoyado en geotecnologías.

Correo electrónico: gloriatorrez@alu.ufc.br

Raúl Fernando Molina Rodríguez

Ingeniero Geógrafo con más de 15 años de experiencia en sistemas de información territorial, gobernanza de datos e infraestructura de datos espaciales. Doctor en Geografía en la Universidade Federal do Ceará y cuenta con una Maestría en Ordenación y Desarrollo Territorial por la Universidad Internacional de Andalucía.

Correo electrónico: fernando.molina@alu.ufc.br

CÓMO CITAR: Torrez, G. y Molina, R. (2026). Conectividad ecológica y fragmentación del paisaje en territorios amazónicos transfronterizos: el caso de la cuenca del río Mamoré (1985–2020). *Revista de Investigaciones sobre Fronteras*, 2, artículo 05, 123-157.

Resumen

La cuenca transfronteriza del río Mamoré (Bolivia–Brasil) constituye un territorio estratégico para la Amazonia suroccidental, caracterizado por ecosistemas de alta biodiversidad y creciente presión antrópica. Este estudio analizó la evolución de la fragmentación del paisaje entre 1985 y 2020 utilizando la base de datos de MapBiomas Amazonia y métricas de ecología del paisaje calculadas en FRAGSTATS, complementadas con análisis de autocorrelación espacial (Moran's I). Los resultados muestran una disminución de la cobertura forestal del 46,1 % en 1985 al 27 % en 2020, y un incremento de la superficie agropecuaria del 22 % al 51 %, acompañado de procesos de compactación inicial (1985–2000) y re-fragmentación posterior (2000–2020). A nivel de indicadores, el número de parches (NUMP) cayó de 13.216 en 1985 a 9.224 en 2000, repuntando a 11.103 en 2020, mientras que el índice de Shannon (SHDI) descendió de 1,40 a 1,33 en el mismo periodo, confirmando una pérdida de heterogeneidad. El análisis binacional reveló contrastes: en Brasil predominó la compactación (MPS = 147.863 ha en 2020), mientras que en Bolivia prevaleció la re-fragmentación (MPS = 96.978 ha en 2020). El Índice de Moran evidenció variaciones en la autocorrelación espacial ($I = 0,444$ en 1985; $I = 0,301$ en 2000; $I = 0,456$ en 2020), destacando la concentración de 44 hotspots de fragmentación en 2020. Se concluye que la fragmentación del paisaje en la cuenca del Mamoré se ha intensificado, con patrones diferenciados entre ambos países, lo que plantea desafíos para la conectividad ecológica, la conservación y la gestión binacional del territorio.

PALABRAS CLAVE: FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE. AMAZONIA. BOLIVIA. BRASIL. MAPBIOMAS. MORAN'S HOTSPOTS.

Conectividade ecológica e fragmentação da paisagem em territórios amazônicos transfronteiriços: o caso da bacia do rio Mamoré (1985–2020)

Resumo

A bacia transfronteiriça do rio Mamoré (Bolívia–Brasil) constitui um território estratégico para a Amazônia sudoeste, caracterizado por ecossistemas de alta biodiversidade e crescente pressão antrópica. Este estudo analisou a evolução da fragmentação da paisagem entre 1985 e 2020 utilizando a base de dados do *MapBiomas Amazônia* e métricas de ecologia da paisagem calculadas no FRAGSTATS, complementa-

das com análise de autocorrelação espacial (Moran's I). Os resultados mostram uma redução da cobertura florestal de 46,1 % em 1985 para 27 % em 2020, e um aumento da superfície agropecuária de 22 % para 51 %, acompanhado de processos de compactação inicial (1985–2000) e posterior re-fragmentação (2000–2020). Em termos de indicadores, o número de fragmentos (NUMP) caiu de 13.216 em 1985 para 9.224 em 2000, voltando a subir para 11.103 em 2020, enquanto o índice de Shannon (SHDI) reduziu de 1,40 para 1,33, confirmando perda de heterogeneidade. A comparação binacional revelou contrastes: no Brasil predominou a compactação (MPS = 147.863 ha em 2020), enquanto na Bolívia prevaleceu a re-fragmentação (MPS = 96.978 ha em 2020). O Índice de Moran evidenciou variações na autocorrelação espacial ($I = 0,444$ em 1985; $I = 0,301$ em 2000; $I = 0,456$ em 2020), destacando a concentração de 44 *hotspots* de fragmentação em 2020. Conclui-se que a fragmentação da paisagem na bacia do Mamoré se intensificou, com padrões diferenciados entre os dois países, o que coloca desafios para a conectividade ecológica, a conservação e a gestão binacional do território.

PALAVRAS-CHAVE: FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM. AMAZÔNIA. BOLÍVIA. BRASIL. MAPBIOMAS. MORAN'S HOTSPOTS.

Ecological connectivity and landscape fragmentation in transboundary Amazonian territories: the case of the Mamoré River basin (1985–2020)

Abstract

The transboundary basin of the Mamoré River (Bolivia–Brazil) constitutes a strategic territory for the Southwestern Amazon, characterized by highly biodiverse ecosystems and increasing anthropogenic pressure. This study analyzed the evolution of landscape fragmentation between 1985 and 2020 using the MapBiomias Amazonia database and landscape ecology metrics calculated in FRAGSTATS, complemented by spatial autocorrelation analysis (Moran's I). The results show a decrease in forest cover from 46.1% in 1985 to 27% in 2020, and an increase in agricultural area from 22% to 51%, accompanied by processes of initial compaction (1985–2000) and subsequent re-fragmentation (2000–2020). At the indicator level, the number of patches (NUMP) fell from 13,216 in 1985 to 9,224 in 2000, rising again to 11,103 in 2020, while the Shannon diversity index (SHDI) decreased from 1.40 to 1.33 over the same peri-

od, confirming a loss of heterogeneity. The binational analysis revealed contrasts: in Brazil, compaction predominated (MPS = 147,863 ha in 2020), whereas in Bolivia, re-fragmentation prevailed (MPS = 96,978 ha in 2020). The Moran's Index showed variations in spatial autocorrelation ($I = 0.444$ in 1985; $I = 0.301$ in 2000; $I = 0.456$ in 2020), highlighting the concentration of 44 fragmentation hotspots in 2020. It is concluded that landscape fragmentation in the Mamoré basin has intensified, with distinct patterns between the two countries, posing challenges for ecological connectivity, conservation, and binational territory management.

KEYWORDS: LANDSCAPE FRAGMENTATION. AMAZONIA. BOLIVIA. BRAZIL. MAPBIOMAS. MORAN'S HOTSPOTS.

Introducción

La cuenca transfronteriza del río Mamoré, compartida entre Bolivia y Brasil, constituye una de las regiones de mayor relevancia ecológica y sociopolítica en la Amazonía suroccidental. Sus ecosistemas abarcan extensos bosques húmedos, bosques inundables y humedales que cumplen funciones esenciales para la regulación hídrica, el mantenimiento de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos a comunidades locales y a territorios indígenas que históricamente han habitado y gestionado estos espacios. En paralelo, el Mamoré ha funcionado como un eje articulador de dinámicas territoriales binacionales, no solo en términos ecológicos, sino también económicos y culturales, dado el estrecho vínculo entre las ciudades de Guayaramerín (Bolivia) y Guajará-Mirim (Brasil), asentadas en sus riberas.

En la actualidad, este espacio enfrenta una coyuntura crítica: la construcción del puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim, infraestructura de integración regional que busca fortalecer el comercio y la conectividad entre ambos países. Si bien esta obra se enmarca en iniciativas de desarrollo transfronterizo, también genera preocupaciones ambientales debido a su localización en un entorno de alta fragilidad ecológica y social. La infraestructura vial suele actuar como catalizador de procesos de cambio de uso del suelo, acelerando la conversión de bosques en áreas agropecuarias y aumentando la presión sobre territorios indígenas y áreas protegidas circundantes, lo cual puede derivar en un incremento de la fragmentación del paisaje y en la pérdida de conectividad ecológica.

La fragmentación del paisaje, entendida como la división de un hábitat continuo en parches de menor tamaño, más aislados y con mayor exposición a bordes, constituye uno de los principales procesos que afectan la resiliencia de los ecosistemas amazónicos. Diversos estudios han documentado sus efectos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la capacidad adaptativa de los sistemas socioecológicos (Fahrig, 2003; Laurance et al., 2018). En este contexto, la cuenca del Mamoré representa un caso emblemático para analizar cómo las dinámicas transfronterizas —caracterizadas por distintos modelos de uso del suelo en Bolivia y Brasil— interactúan con las presiones locales de expansión agropecuaria, infraestructura y urbanización.

Un aspecto crucial es el rol de los territorios indígenas y las áreas protegidas presentes en la región. Estos espacios cumplen la doble función de salvaguardar ecosistemas estratégicos y asegurar los derechos colectivos de pueblos indígenas, contribuyendo a contener el avance de la frontera agropecuaria. Sin embargo, la efectividad de estas figuras de conservación se ve amenazada por el avance de monocultivos, la ganadería extensiva y los proyectos de infraestructura de gran escala. Por ello, resulta indispensable incorporar

Conectividad ecológica y fragmentación del paisaje en territorios amazónicos transfronterizos:
el caso de la cuenca del río Mamoré (1985–2020)

GLORIA ELIANA TORREZ CASTRO Y RAÚL FERNANDO MOLINA RODRÍGUEZ

el análisis de estos territorios como variables clave en la evaluación de la fragmentación y en la discusión sobre la sostenibilidad de la integración binacional.

En este marco, el uso de plataformas de monitoreo regional como MapBio-mas Amazonia en su versión completa perteneciente a la Cuenca Amazónica cobra especial relevancia. Esta iniciativa, basada en imágenes satelitales procesadas de manera colaborativa por instituciones de toda la región a una resolución de 30 m², permite disponer de series históricas de cobertura y uso del suelo (1985–2020) con enfoque transfronterizo. Su potencial radica en proporcionar datos comparables para ambos países, lo que facilita la evaluación de dinámicas espaciales más allá de las fronteras político-administrativas. En consecuencia, MapBiomass se convierte en una herramienta estratégica para la investigación científica, la gestión ambiental y la gobernanza transfronteriza en cuencas compartidas.

El problema central de este estudio radica en comprender cómo la fragmentación del paisaje ha evolucionado en la cuenca del Mamoré en el período 1985–2020 y cuáles son sus implicaciones en términos de conectividad ecológica y gestión territorial transfronteriza. El índice de diversidad de Shannon (SDI), que pasó de 1,40 en 1985 a 1,47 en 2020, muestra un incremento en la heterogeneidad del paisaje, asociado a la sustitución de bosques por áreas agropecuarias. Asimismo, la densidad de bordes (ED) aumentó en varias unidades espaciales, mientras que el análisis de autocorrelación espacial global mediante el estadístico de Moran confirma la consolidación de *hotspots* de fragmentación, con valores de $I = 0,444$ en 1985, $I = 0,301$ en 2000 y $I = 0,456$ en 2020, evidenciando un proceso dinámico de dispersión y reagrupamiento de la fragmentación (Anselin, 1995).

En este contexto, el objetivo general de la investigación es analizar la evolución de la fragmentación del paisaje en la cuenca transfronteriza del río Mamoré entre 1985 y 2020, mediante indicadores de ecología del paisaje y técnicas de análisis espacial, con el fin de identificar patrones, tendencias y *hotspots* que orienten la gestión territorial binacional. Los objetivos específicos son:

1. Evaluar las tendencias generales de fragmentación del paisaje a nivel de cuenca.
2. Comparar las dinámicas de fragmentación en Bolivia y Brasil.
3. Analizar la fragmentación por clase de cobertura (bosque, agropecuaria, urbana, etc.).
4. Identificar hexágonos prioritarios y *hotspots* de fragmentación mediante indicadores y análisis espacial.
5. Contextualizar los resultados en relación con la infraestructura del puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim.

A partir de estos objetivos se plantea la siguiente hipótesis: la fragmentación del paisaje en la cuenca del Mamoré se ha intensificado en las últimas décadas, con un patrón diferenciado entre Bolivia (re-fragmentación, NUMP ↑, MPS ↓) y Brasil (compactación, NUMP ↓, MPS ↑), lo que ha generado una configuración espacial más heterogénea (SDI ↑, Moran's I = 0,456 en 2020) y con mayores riesgos para la conectividad ecológica.

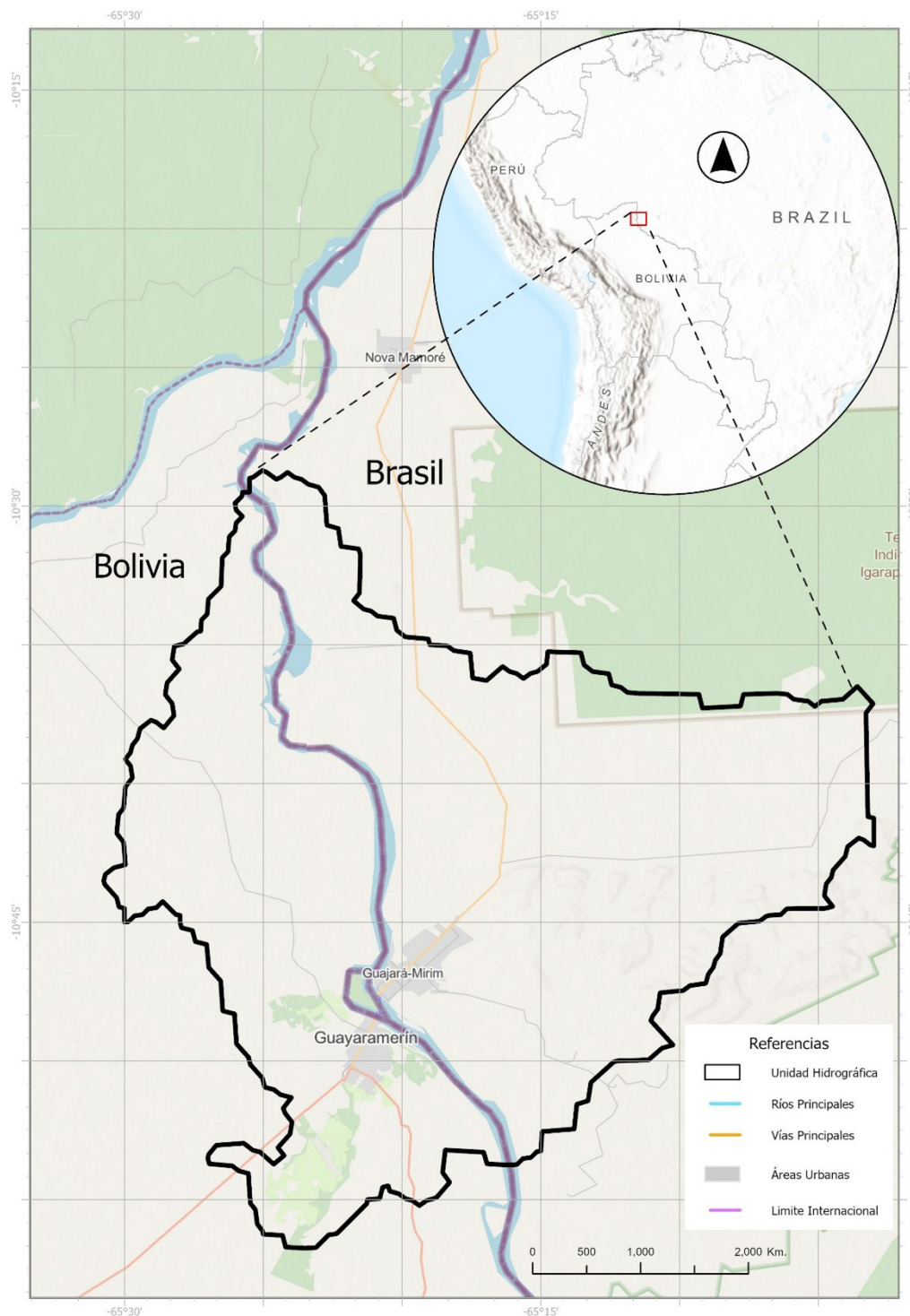
El estudio se justifica en la necesidad de contar con diagnósticos territoriales que integren información espacial precisa para la planificación y gestión binacional. La construcción del puente Guayaramerín–Guajará-Mirim, en una zona clasificada como *hotspot* de fragmentación (NUMP > 2.000; ED > 0,0001 m/ha), refuerza la importancia de comprender cómo la infraestructura puede agravar o mitigar los procesos de fragmentación. La investigación, por tanto, aporta una base científica para orientar políticas públicas de conservación y desarrollo sostenible en contextos transfronterizos amazónicos.

El presente estudio se centra en destacar la importancia estratégica de la cuenca del Mamoré como un territorio donde convergen funciones ecológicas críticas, dinámicas sociales transfronterizas, presiones económicas crecientes y decisiones de infraestructura que marcarán el futuro de la región. A partir de este contexto, el análisis de la fragmentación del paisaje en distintos períodos (1985, 2000, 2020), con un enfoque comparativo entre Bolivia y Brasil y en relación con territorios indígenas y áreas de conservación, se plantea como un aporte necesario para comprender los desafíos de sostenibilidad y gobernanza en esta frontera amazónica.

Área de estudio

La cuenca transfronteriza del río Mamoré, localizada en la Amazonía suroccidental, constituye uno de los sistemas hidrográficos más relevantes de la región. Con una extensión aproximada de 241.000 km², la cuenca drena territorios tanto de Bolivia como de Brasil, siendo el río Mamoré un afluente principal del río Madeira, que a su vez se integra al sistema amazónico. La cuenca funciona como un corredor ecológico y socioeconómico que articula dinámicas de conservación, uso productivo del suelo y procesos de integración binacional (Figura 1).

Figura 1. Área de Estudio



Fuente: Elaboración propia (2025).

En el lado boliviano, el río delimita gran parte de la frontera del departamento del Beni, específicamente en la provincia de Vaca Díez, donde se encuentra la ciudad de Guayaramerín, asentada en la ribera izquierda del río Mamoré.

Del lado brasileño, en el estado de Rondônia, se ubica la ciudad de Guajará-Mirim, en la ribera derecha. Ambas ciudades, históricamente vinculadas por el comercio fluvial y la movilidad transfronteriza, representan los principales núcleos urbanos de la cuenca baja del Mamoré. Actualmente, se proyecta la construcción del puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim, que transformará la conectividad regional y plantea desafíos en términos de ordenamiento territorial y sostenibilidad ambiental.

La región alberga una amplia diversidad de ecosistemas, entre los que destacan bosques tropicales húmedos, bosques inundables, sabanas estacionales y extensos humedales asociados al sistema Mamoré–Iténez. Estos ambientes cumplen funciones ecológicas críticas: regulación del ciclo hidrológico, control de inundaciones, provisión de recursos pesqueros y hábitat de especies de flora y fauna de alto valor para la conservación. La conectividad ecológica del Mamoré es vital no solo a nivel local, sino también en escalas mayores, al integrarse en el sistema Madeira–Amazonas.

En torno a la cuenca se ubican territorios indígenas legalmente reconocidos que representan una dimensión clave del área de estudio. En Bolivia destacan los Territorios Indígena Originario Campesinos (TIOC) como los de los pueblos Tacana, Cavineño y Movima, que mantienen un rol central en la conservación y el manejo sostenible del bosque. En el lado brasileño, se encuentran tierras indígenas demarcadas por la Fundación Nacional de los Pueblos Indígenas (FUNAI), habitadas por pueblos como los Karipuna, Uru-Eu-Wau-Wau y otros que dependen directamente de los recursos naturales de la región. Estos territorios funcionan como barreras ecológicas frente al avance de la frontera agropecuaria y son elementos estratégicos en el mantenimiento de la diversidad cultural y biológica.

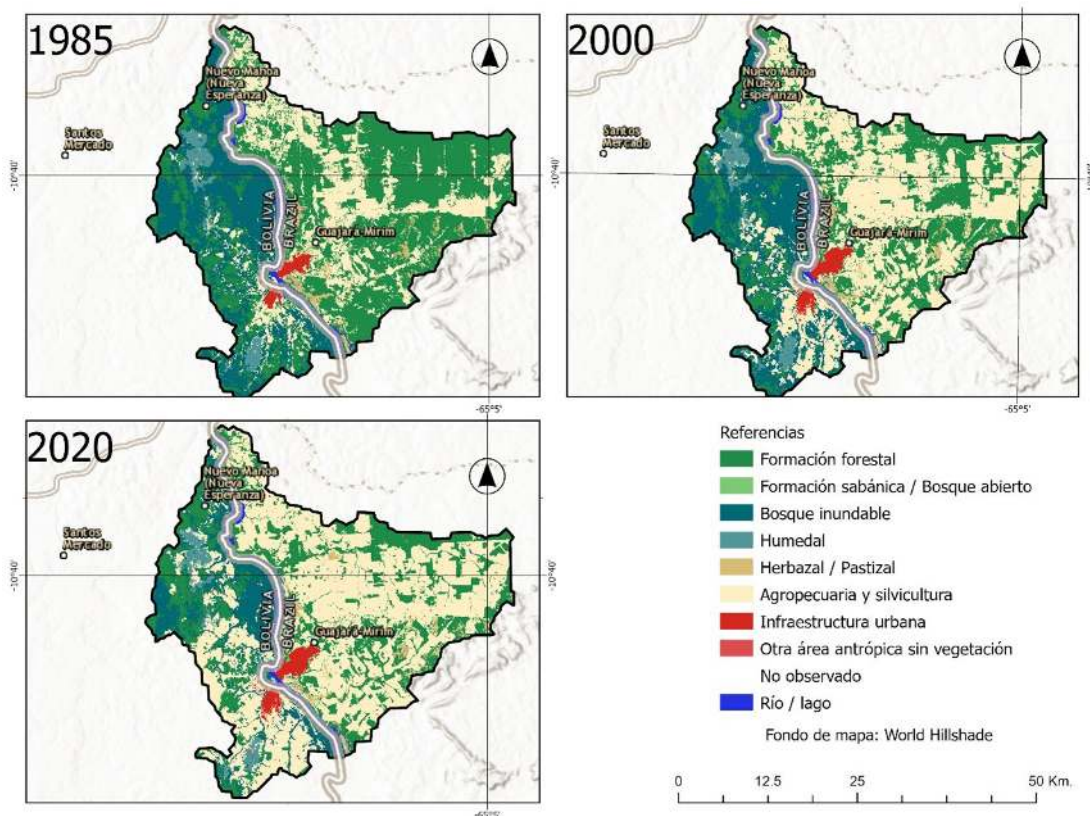
De igual manera, la cuenca del Mamoré está rodeada por un mosaico de áreas protegidas y unidades de conservación. En Bolivia destacan las Reservas de la Biosfera y Áreas Protegidas Municipales, mientras que, en Brasil, el Parque Estadual de Guajará-Mirim y otras unidades de conservación de uso sostenible complementan el sistema. La coexistencia de estas figuras de conservación con actividades humanas intensivas genera tensiones permanentes entre objetivos de desarrollo y estrategias de protección ambiental.

La presión más significativa sobre la cuenca proviene de la expansión agropecuaria, que en las últimas décadas ha promovido la sustitución de bosques por pastizales y monocultivos. En el lado boliviano, este proceso ha sido más disperso y heterogéneo, con patrones de deforestación ligados a pequeños y medianos productores. En Brasil, en cambio, la conversión de grandes áreas para ganadería extensiva y soya ha generado transformaciones más abruptas y homogéneas. Este contraste en los patrones de uso del suelo ofrece un

marco propicio para estudios comparativos de fragmentación y para entender cómo diferentes regímenes de gobernanza territorial influyen en los paisajes transfronterizos.

Finalmente, es importante destacar que la delimitación de la cuenca y el análisis de su dinámica espacial han sido posibles gracias al uso de MapBiomias Amazonia, plataforma regional que provee datos consistentes de cobertura y uso del suelo desde 1985 hasta 2020 (Figura 2). Esta herramienta permite superar las limitaciones de trabajar únicamente con fuentes nacionales, garantizando comparabilidad en ambos lados de la frontera. Su uso en esta investigación refuerza la pertinencia de adoptar enfoques transfronterizos e integrados en el estudio de la fragmentación del paisaje y en la gestión ambiental de territorios amazónicos compartidos.

Figura 2. Cobertura de suelo para los años 1985, 2000 y 2020



Fuente: elaboración propia, en base a datos de MapBiomias Amazonía (2025).

Materiales y métodos

Datos de base

El análisis se sustentó en la serie histórica de cobertura y uso del suelo provista por *MapBiomás Amazonia*, la cual ofrece mapas anuales desde 1985 hasta 2020 con resolución espacial de 30 metros. Estos mapas se generaron a partir de imágenes del satélite Landsat, para su Colección 6 se obtuvieron a partir de imágenes satelitales capturadas entre 1985 y 2023 por los sensores Landsat Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) y Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor (OLI-TIRS). Estos sensores están a bordo de los satélites Landsat 4 TM (L4, para cubrir vacíos de información al inicio de la serie, principalmente en 1988), Landsat 5 TM (L5, utilizado para los años 1985-2012), Landsat 7 ETM+ (L7, cubriendo de 2000 a 2023), Landsat 8 OLI-TIRS (L8, a partir de 2013); y se procesaron en la plataforma Google Earth Engine, bajo metodologías de clasificación supervisada y validación sistemática (Souza et al., 2020). Este conjunto de datos, de libre acceso y actualizado periódicamente, se ha consolidado como una de las principales iniciativas de monitoreo ambiental en América Latina, al proveer insumos homogéneos y comparables entre países que comparten la región amazónica (Azevedo et al., 2017; Souza et al., 2020).

La delimitación de la cuenca del río Mamoré se realizó a partir de bases hidrográficas regionales (nivel 6) y fue subdividida en dos unidades nacionales (Bolivia y Brasil), con el objetivo de posibilitar un análisis comparativo transfronterizo. Sobre esta delimitación se superpusieron capas espaciales correspondientes a: (i) territorios indígenas —Tierras Indígenas de Origen Comunitario (TIOC) en Bolivia y tierras indígenas demarcadas en Brasil—; (ii) áreas protegidas y unidades de conservación nacionales y subnacionales; y (iii) áreas de expansión agropecuaria detectadas mediante la clasificación temática de MapBiomás. Para homogenizar la unidad de observación y facilitar la comparación temporal y territorial de indicadores, se empleó una malla hexagonal de 10 km de lado, reconocida como una unidad espacial robusta para estudios de ecología del paisaje (Birch et al., 2007).

Metodología de análisis

El estudio de la fragmentación del paisaje se llevó a cabo a través de métricas de ecología del paisaje calculadas con la herramienta FRAGSTATS/PATCH Analysis (McGarigal & Marks, 1995; McGarigal et al., 2012). Se definieron tres niveles de análisis:

- I. Nivel LANDSCAPE (paisaje completo por cuenca o subcuenca nacional). En este nivel se calcularon métricas globales que caracterizan el

grado de fragmentación y conectividad a escala de paisaje. Los principales indicadores fueron: número de parches (NP), densidad de bordes (ED), tamaño medio de parche (MPS) y métricas de diversidad, como el índice de Shannon (SHDI), relevantes para comprender la heterogeneidad espacial.

- II. Nivel CLASS (por categoría de cobertura). Aquí se estimaron métricas específicas para clases seleccionadas, en particular bosques, pastizales y cultivos agrícolas, dado su rol estratégico en la dinámica de cambio de uso del suelo en la Amazonia. Se consideraron indicadores como área total de clase (CA), número de parches por clase (NP) y métricas de forma (índice de forma media – MSI; dimensión fractal media – MPFD), los cuales permiten caracterizar procesos de fragmentación y degradación (Fahrig, 2003).
- III. Nivel HEXÁGONO (unidades espaciales de 10 km). Este nivel permitió evaluar patrones locales de fragmentación e identificar *hotspots*. Se generó un ranking de hexágonos a partir de indicadores primarios (NP, ED, MPS) y secundarios (MSI, MPFD, PSCOV), aplicando umbrales y referencias propuestos en la literatura sobre fragmentación ecológica (Laurance & Yensen, 1991; Lausch & Herzog, 2002).

Procesamiento y visualización

El procesamiento de la información se realizó en un entorno mixto que integró plataformas de análisis espacial, software estadístico y sistemas de información geográfica. Google Earth Engine se utilizó para la extracción y preprocesamiento de coberturas de MapBiomass, mientras que QGIS 3.30 y ArcGIS Pro 3.1 sirvieron para la generación de la malla hexagonal, análisis espaciales y elaboración cartográfica. El cálculo de métricas de fragmentación se efectuó en FRAGSTATS/PATCH Analysis v4.2 (McGarigal et al., 2012).

Adicionalmente, se incorporó el uso de GeoDa, un software especializado en estadística espacial que permitió analizar patrones de autocorrelación y dependencia espacial en los indicadores de fragmentación, mediante índices globales como el de autocorrelación espacial (Moran's I) y locales de asociación espacial (LISA). Esta herramienta facilitó la identificación de conglomerados espaciales de alta y baja fragmentación, complementando la detección de *hotspots* (corresponden a clusters de valores altos estadísticamente significativos (High-High)) y *coldspots* (son clusters de valores bajos (Low-Low), también significativos) realizada a través de métricas tradicionales de ecología del paisaje (Anselin, 2005).

Asimismo, se emplearon bibliotecas de Python —*pandas*, *geopandas* y *matplotlib*— junto con Microsoft Excel, para el análisis estadístico, síntesis de

indicadores y construcción de rankings comparativos. Los resultados fueron sistematizados en cuadros comparativos por año (1985, 2000 y 2020) y por nivel de análisis (LANDSCAPE, CLASS y HEXÁGONO), lo que permitió combinar una visión macro, enfocada en la cuenca transfronteriza, con un enfoque micro, orientado a la identificación de *hotspots* locales y a la caracterización de patrones espaciales de fragmentación.

Enfoque comparativo transfronterizo

Una dimensión central de la metodología fue la comparación entre las porciones boliviana (BO) y brasileña (BR) de la cuenca. Para ello se calcularon métricas diferenciadas en cada país, lo que permitió evaluar tanto las variaciones en la dinámica de fragmentación como las diferencias en la expansión de la frontera agropecuaria. Asimismo, se analizó la eficacia relativa de los territorios indígenas y las áreas protegidas como barreras frente a los procesos de fragmentación, aspecto ampliamente discutido en la literatura sobre conservación en la Amazonia (Nepstad et al., 2006; Nolte et al., 2013). Finalmente, se identificaron patrones espaciales vinculados al emplazamiento del futuro puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim, con el propósito de anticipar sus posibles efectos sobre la conectividad ecológica y la presión en áreas de conservación.

Resultados

Tendencias generales de fragmentación (1985–2020)

Entre 1985 y 2020, el paisaje de la cuenca del río Mamoré mostró transformaciones estructurales que reflejan la tensión entre la conservación forestal y la expansión de actividades antrópicas. A nivel de paisaje, la diversidad de Shannon (SDI) se mantuvo relativamente estable en la primera fase (1,40 en 1985 y 1,43 en 2000), pero descendió a 1,33 en 2020, lo cual indica una pérdida de heterogeneidad en la composición de coberturas. Paralelamente, según Cuadro 1 la equidad de Shannon (SEI) disminuyó de 0,62 en 2000 a 0,58 en 2020, señalando una mayor dominancia de ciertos usos, principalmente agropecuarios (McGarigal & Marks, 1995).

Cuadro 1. Indicadores de fragmentación LANDSCAPE, Cuenca Mamoré

Indicadores*	Año		
	1985	2000	2020
SDI	1,40	1,43	1,33
SEI	0,61	0,62	0,58
AWMSI	14,29	16,15	11,75
MSI	1,44	1,47	1,49
MPAR	0,09	0,09	0,09
MPFD	1,39	1,39	1,39
AWMPFD	1,42	1,43	1,41
TE	15.054.837	13.107.298	14.043.163
ED	0,011	0,010	0,010
MPE	1.139	1.421	1.265
MPS	103.420	148.178	123.101
NUMP	13.216	9.224	11.103
MEDPS	2.644	2.646	3.525
PSCOV	3.052	3.298	2.950
PSSD	3.155.954	4.887.135	3.630.989

*Fuente: elaboración propia, 2025. *Nota: Las métricas utilizadas en el análisis de ecología del paisaje incluyen: SDI (Shannon's Diversity Index, Índice de Diversidad de Shannon), SEI (Shannon's Evenness Index, Índice de Equidad de Shannon), AWMSI (Area-Weighted Mean Shape Index, Índice de Forma Medio Ponderado por Área), MSI (Mean Shape Index, Índice de Forma Medio), MPAR (Mean Perimeter–Area Ratio, Relación Media Perímetro–Área), MPFD (Mean Patch Fractal Dimension, Dimensión Fractal Media de los Parches), AWMPFD (Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension, Dimensión Fractal Media Ponderada por Área), TE (Total Edge, Longitud Total de Borde), ED (Edge Density, Densidad de Bordos), MPE (Mean Patch Edge, Longitud Media de Borde de los Parches), MPS (Mean Patch Size, Tamaño Medio de Parches), NUMP (Number of Patches, Número de Parches), MEDPS (Median Patch Size, Tamaño Mediano de Parches), PSCOV (Patch Size Coefficient of Variation, Coeficiente de Variación del Tamaño de Parches) y PSSD (Patch Size Standard Deviation, Desviación Estándar del Tamaño de Parches).*

En cuanto a los patrones de fragmentación, se identifican dos fases contrastantes. Durante el periodo 1985–2000 como se observa en el Cuadro 1, un proceso de compactación del paisaje, reflejado en la reducción del número de parches (NUMP) de 13.216 a 9.224, así como en la caída de la densidad de bordes (ED) de 0,0110 a 0,0096 m/ha. Estos cambios sugieren que áreas previamente fragmentadas tendieron a consolidarse en parches mayores y más continuos. El tamaño medio de parche (MPS) permaneció estable en torno a 2.645 ha, lo que refuerza la idea de consolidación sin una redistribución significativa del área.

En la segunda fase (2000–2020) según Cuadro 1 se evidencian procesos de re-fragmentación, manifestados en el incremento del NUMP a 11.103 y el repunte del ED a 0,0103 m/ha. Al mismo tiempo, el MPS aumentó a 3.524 ha, lo

que indica que la fragmentación no solo produjo más parches, sino que coexistieron parches grandes con una proliferación de pequeños, aumentando la heterogeneidad espacial. El índice ponderado de forma (AWMSI) disminuyó de 16,15 a 11,75, revelando una tendencia hacia configuraciones más regulares y menos complejas en los bordes, lo cual tiene implicancias en la conectividad ecológica y en la exposición de los parches a efectos de borde (Fahrig, 2003; Laurance et al., 2014).

Al complementar con los datos por clase (CLASS), se constata que la formación forestal redujo su participación en el paisaje de 46,1 % en 1985 a 41,8 % en 2020, confirmando la pérdida sostenida de cobertura boscosa (Cuadro 2). En contrapartida, los herbazales y áreas agropecuarias crecieron de 2,5 % a 4,9 % en el mismo periodo, mientras que la superficie urbana, aunque marginal, se duplicó de 0,02 % a 0,05 %. Este patrón refleja una transformación territorial donde los usos productivos y urbanos ganan terreno sobre el bosque, alterando el equilibrio ecológico y generando un mosaico más vulnerable a las presiones antrópicas (Souza et al., 2020).

Cuadro 2. Indicadores de fragmentación CLASS, Cuenca Mamoré*

1985						
Clase	3	6	14	24	25	33
Indicadores	Formación forestal	Bosque inundable	Agropecuaria y silvicultura	Infraestructura urbana	Otra área antrópica sin vegetación	Río / lago
AWMSI	12,24	20,33	16,43	3,86	1,48	9,05
MSI	1,45	1,48	1,45	1,55	1,33	2,08
MPAR	0,09	0,09	0,09	0,07	0,10	0,08
MPFD	1,39	1,39	1,39	1,37	1,39	1,39
AWMPFD	1,41	1,45	1,44	1,34	1,38	1,42
TE	5.873.140,23	2.553.043,23	4.307.436,57	84.982,38	30.104,16	482.311,12
ED	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MPE	1.257,36	2.406,26	1.085,82	2.741,37	281,35	9.646,22
MPS	134.872,03	273.685,84	76.617,72	415.266,80	3.805,35	1.146.399,77
NUMP	4.671,00	1.061,00	3.967,00	31,00	107,00	50,00
MEDPS	1.764,24	1.763,33	2.645,22	6.169,39	2.643,87	5.731,51
PSCOV	2.810,05	2.300,78	2.982,44	390,12	89,32	403,10
PSSD	3.789.971,49	6.296.900,07	2.285.079,86	1.620.051,44	3.398,98	4.621.187,93
CA	46%	21%	22%	0.9%	0.03%	4%
2000						
Indicadores	Formación forestal	Bosque inundable	Agropecuaria y silvicultura	Infraestructura urbana	Otra área antrópica sin vegetación	Río / lago
AWMSI	7,69	21,50	22,15	3,77	1,67	9,11
MSI	1,50	1,50	1,46	1,52	1,34	1,70
MPAR	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08
MPFD	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,38
AWMPFD	1,39	1,46	1,44	1,32	1,38	1,42
TE	4.298.997,67	2.556.643,30	4.237.843,25	125.293,02	21.378,70	521.743,47

ED	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MPE	1.535,36	2.528,83	1.502,25	1.740,18	339,34	4.576,70
MPS	143.789,19	283.306,63	190.411,49	291.231,21	5.513,01	499.740,09
NUMP	2.800,00	1.011,00	2.821,00	72,00	63,00	114,00
MEDPS	3.525,66	2.643,80	2.646,65	3.525,03	3.524,97	4.849,50
PSCOV	1.325,65	2.310,03	4.016,94	597,13	132,17	608,92
PSSD	1.906.140,36	6.544.472,15	7.648.709,70	1.739.020,56	7.286,80	3.043.010,15
CA	29%	21%	39%	1.5%	0.03%	4%
2020						
Indicadores	Formación forestal	Bosque inundable	Agropecuaria y silvicultura	Infraestructura urbana	Otra área antrópica sin vegetación	Río / lago
AWMSI	6,54	9,06	16,21	3,61	2,51	9,00
MSI	1,51	1,56	1,46	1,52	1,35	1,71
MPAR	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08
MPFD	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,38
AWMPFD	1,38	1,42	1,42	1,32	1,40	1,42
TE	4.564.473,03	2.719.827,55	4.587.868,57	151.881,83	25.955,96	510.733,51
ED	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MPE	.1289,76	1.211,50	1.862,72	1.380,74	376,17	4.519,77
MPS	103.671,47	74.607,45	280.978,83	204.381,67	6.896,57	507.443,73
NUMP	3.539,00	2.245,00	2.463,00	110,00	69,00	113,00
MEDPS	4.405,85	3.525,01	2.645,04	3.525,01	2.644,99	5.290,59
PSCOV	1.276,09	1.707,86	2.632,82	721,51	315,61	610,18
PSSD	1.322.943,78	1.274.190,15	7.397.655,42	1.474.626,47	21.766,20	3.096.328,49
CA	27%	12%	51%	1.6%	0.03%	4%

Fuente: elaboración propia, 2025. *Nota: Las métricas consideradas en el análisis del paisaje incluyen: AWMSI (Area-Weighted Mean Shape Index, Índice de Forma Medio Ponderado por Área), MSI (Mean Shape Index, Índice de Forma Medio), MPAR (Mean Perimeter–Area Ratio, Relación Media Perímetro–Área), MPFD (Mean Patch Fractal Dimension, Dimensión Fractal Media de los Parches), AWMPFD (Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension, Dimensión Fractal Media Ponderada por Área), TE (Total Edge, Longitud Total de Borde), ED (Edge Density, Densidad de Bordos), MPE (Mean Patch Edge, Longitud Media de Borde de los Parches), MPS (Mean Patch Size, Tamaño Medio de Parches), NUMP (Number of Patches, Número de Parches), MEDPS (Median Patch Size, Tamaño Mediano de Parches), PSCOV (Patch Size Coefficient of Variation, Coeficiente de Variación del Tamaño de Parches), PSSD (Patch Size Standard Deviation, Desviación Estándar del Tamaño de Parches) y CA (Class Area, Área de la Clase).

Entre 1985 y 2020 en el Cuadro 2 se evidencia una pérdida sostenida de superficie forestal, que pasa de representar el 46,1 % del paisaje en 1985 a 27 % en 2020. Esta reducción implica una disminución de casi 9 puntos porcentuales en 35 años, lo que equivale a miles de hectáreas transformadas hacia otros usos.

Las coberturas agropecuarias muestran la tendencia opuesta. Entre 1985 y 2020 pasan de 22 % a 51 % del área total, casi duplicando su extensión. Este cambio no solo refleja la expansión agrícola, sino también un aumento en la

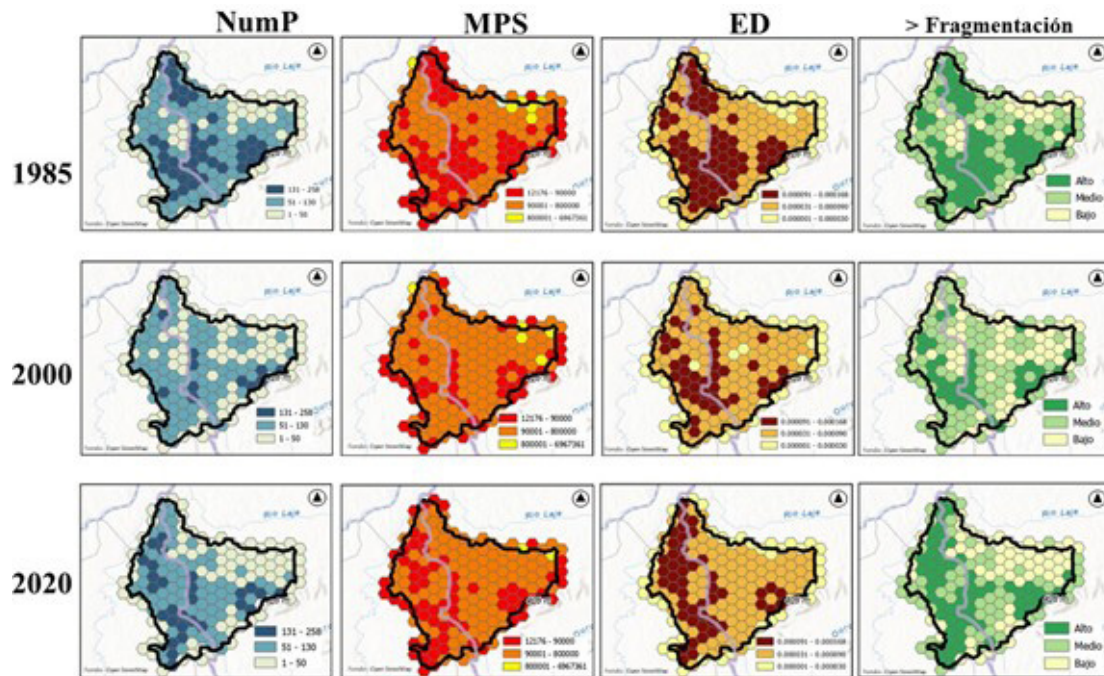
compactación de parches: aunque el número de parches decreció, el MPS también se incrementó, lo que indica consolidación territorial de áreas agropecuarias. La mayor regularidad de formas, evidenciada por la disminución del AWMSI, sugiere procesos de mecanización y homogeneización productiva que reducen la complejidad espacial del paisaje (Laurance et al., 2014).

Respecto a las áreas urbanas, si bien su participación sigue siendo marginal en términos de superficie (de 0,02 % en 1985 a 0,05 % en 2020), las áreas urbanas muestran una tendencia clara de crecimiento. El NUMP urbano aumenta levemente, pero el ED y el AWMSI indican parches más compactos y menos irregulares, lo que corresponde a la consolidación de núcleos urbanos existentes en lugar de la creación de nuevos centros dispersos. Aunque aún pequeña, esta huella urbana introduce una presión adicional sobre el paisaje, especialmente en términos de conectividad ecológica y generación de bordes.

En contraste, los humedales y los bosques inundables se mantienen relativamente estables en términos de superficie, pero exhiben cambios en la configuración espacial. Se observa un aumento en el NUMP y en la densidad de bordes (ED), lo que refleja un mayor fraccionamiento interno, posiblemente asociado a actividades de drenaje o a la presión de usos agropecuarios colindantes (Souza et al., 2020).

En conjunto, los indicadores revelan un paisaje que oscila entre fases de compactación y fragmentación, con una tendencia general hacia la pérdida de diversidad y equidad, la reducción de la cobertura forestal y la expansión agropecuaria. Estos cambios ponen de manifiesto la necesidad de políticas de gestión binacional que contemplen la conectividad ecológica y la sostenibilidad de los usos del suelo en la cuenca del Mamoré.

Figura 3. Indicadores de paisaje 1985, 2000, 2020



Fuente: elaboración propia, 2025.

Los resultados LANDSCAPE y CLASS no solo validan la hipótesis de una fragmentación creciente y diferenciada, sino que también responden directamente al problema de investigación al mostrar cómo las dinámicas transfronterizas, el avance agropecuario y la infraestructura en el eje Guayaramerín–Guajará–Mirim amenazan la conectividad ecológica y la sostenibilidad de territorios indígenas y áreas protegidas.

Comparación binacional: Bolivia vs. Brasil

La comparación binacional entre Bolivia y Brasil en la cuenca del Mamoré revela patrones diferenciados en los procesos de fragmentación y consolidación del paisaje. En el lado brasileño, el número de parches (NUMP) disminuyó de 8.579 en 1985 a 5.529 en 2000, manteniéndose estable en 5.700 hacia 2020. Esta tendencia indica un proceso de compactación territorial durante las dos primeras décadas, asociado a la consolidación de áreas agropecuarias y a la reducción de la fragmentación interna del bosque. Paralelamente, el tamaño medio de parches (MPS) se incrementó de 98.242 ha en 1985 a 152.436 ha en 2000, lo que confirma la expansión de grandes bloques de uso agropecuario en el estado de Rondônia. Aunque en 2020 el MPS descendió levemente a 147.863 ha, se mantiene la tendencia hacia parches extensos y relativamente homogéneos (Laurance et al., 2014).

En contraste, Bolivia de acuerdo con el Cuadro 3 presentó un patrón distinto, con una dinámica de mayor variabilidad en los últimos 35 años. El NUMP pasó de 4.637 en 1985 a 3.695 en 2000, lo que refleja inicialmente un proceso de compactación similar al brasileño. Sin embargo, hacia 2020 se observa un aumento a 5.403, lo que evidencia un proceso de re-fragmentación, posiblemente asociado al avance de la frontera agropecuaria en los llanos de Beni y Santa Cruz. Este fenómeno se confirma con la disminución del MPS, que se redujo de 141.806 ha en 2000 a 96.978 ha en 2020, indicando que los parches se fragmentaron en unidades más pequeñas y dispersas.

Cuadro 3. Indicadores de fragmentación LANDSCAPE, Brasil-Bolivia

Año	1985		2000		2020	
	BRA	BOL	BRA	BOL	BRA	BOL
CA	842.819.913,63	523.972.476,86	842.819.920,78	523.972.476,87	842.819.909,06	523.972.477,26
TLA	1.366.792.390,49	1.366.792.390,49	1.366.792.397,65	1.366.792.397,65	1.366.792.386,32	1.366.792.386,32
NUMP	8.579,00	4.637,00	5.529,00	3.695,00	5.700,00	5.403,00
MPS	98.242,21	112.998,16	152.436,23	141.805,81	147.863,14	96.978,06
MEDPS	1.764,10	3.525,12	2.645,91	3.523,33	2.646,08	3.525,29
PSCOV	3.260,62	2.713,68	3.690,74	2.469,21	3.202,41	1.911,70
PSSD	3.203.300,74	3.066.408,27	5.626.022,01	3.501.478,70	4.735.184,19	1.853.930,37
TE	8.802.129,39	6.252.707,63	7.448.347,84	5.658.950,63	7.344.298,79	6.698.863,80
ED	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00
MPE	1.026,01	1.348,44	1.347,14	1.531,52	1.288,47	1.239,84
MSI	1,41	1,49	1,46	1,48	1,47	1,51
AWMSI	14,69	13,64	17,25	14,38	13,40	9,10
MPAR	0,10	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
MPFD	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39
AWMPFD	1,43	1,42	1,43	1,43	1,41	1,41

Fuente: elaboración propia, 2025.

El análisis del tamaño mediano de parches (MEDPS) refuerza estas diferencias. Mientras en Brasil los valores se mantuvieron estables alrededor de 2.646 ha entre 2000 y 2020, en Bolivia se sostuvieron en niveles más altos, cercanos a 3.525 ha, lo que indica que, aunque se multiplican los fragmentos, éstos conservan una mayor extensión media en comparación con los del lado brasileño. Este contraste refleja la persistencia de bloques forestales relativamente mayores en Bolivia, frente a un patrón más homogéneo y regular en Brasil, condicionado por la expansión mecanizada de la agricultura y la infraestructura (Fahrig, 2003; Souza et al., 2020).

A nivel de LANDSCAPE, Brasil muestra un paisaje más compacto y homogéneo, con parches de mayor tamaño medio, mientras que Bolivia presenta un escenario de fragmentación creciente en las últimas décadas, con parches más pequeños y dispersos. Estas diferencias binacionales plantean desafíos específicos de gestión: en Brasil, la prioridad recae en contener la expansión agrícola y preservar la conectividad de los remanentes forestales; en Bolivia, el reto está en frenar la dispersión de la frontera agropecuaria y evitar la fragmentación excesiva de los bosques.

A nivel de CLASS, de acuerdo con el Cuadro 4 en Bolivia, la cobertura agropecuaria creció de 8,7 % en 1985 a 60,3 % en 2020 (%Cobertura), constituyéndose en el principal motor de transformación del paisaje. El aumento del número de parches (NUMP) de 1.051 a 3.611 confirma la expansión territorial, mientras que el incremento del tamaño medio de parche (MPS) de 43.262 ha a 315.465 ha refleja una clara consolidación de grandes bloques agropecuarios. En Brasil, la agropecuaria también creció, aunque de manera menos abrupta: pasó de 30,7 % en 1985 a 60,3 % en 2020, con un aumento de NUMP de 2.916 a 1.861 y un incremento del MPS de 88.639 ha a 313.566 ha. El AWM-SI relativamente estable (18,41 → 19,02) en ambos países sugiere que la expansión agrícola se ha caracterizado por parches extensos y de formas regulares, típicos de procesos de mecanización y homogeneización territorial (Souza et al., 2020; Laurance et al., 2014).

Cuadro 4. Indicadores de fragmentación CLASS, Brasil-Bolivia

Año	País	Clase	% Cobertura	NUMP	MPS	AWM-SI
1985	BOLIVIA	Agropecuaria y silvicultura	8,7	1.051	43.262,6	5,17
		Formación forestal	25,9	2.153	63.068,3	4,55
		Bosque inundable	53,8	1.002	281.271,7	20,83
		Infraestructura urbana	0,8	14	299.814,7	4,39
	BRASIL	Agropecuaria y silvicultura	30,7	2.916	88.639,7	18,41
		Formación forestal	58,6	2.518	196.267,3	14,35
		Bosque inundable	1	59	144.855,7	3,66
		Infraestructura urbana	1	17	510.345	3,6
2000	BOLIVIA	Agropecuaria y silvicultura	17,7	948	97.961,8	5,75
		Formación forestal	17	1.350	65.935	4,61
		Bosque inundable	53,1	962	289.168	22,03
		Infraestructura urbana	1,4	60	125.708,4	5,14
	BRASIL	Agropecuaria y silvicultura	52,7	1.873	237.204	25,58
		Formación forestal	37,2	1.450	216.274,1	8,56
		Bosque inundable	1	49	168.232,2	3,42
		Infraestructura urbana	1,6	12	1.118.845	3
2020	BOLIVIA	Agropecuaria y silvicultura	35	852	215.433,4	10,95
		Formación forestal	22,5	1.707	69.079	6,74
		Bosque inundable	30,6	2.120	75.564,7	9,33
		Infraestructura urbana	1,5	101	8.0279,8	5,17
	BRASIL	Agropecuaria y silvicultura	60,3	1.611	315.643,5	18,1
		Formación forestal	29,5	1.832	135.903,6	6,45
		Bosque inundable	0,9	125	58.372,9	3,25
		Infraestructura urbana	1,7	9	1.597.080	2,73

Fuente: elaboración propia, 2025.

En Bolivia, la cobertura forestal disminuyó de 25,9 % en 1985 a 22,5 % en 2020, mientras que en Brasil la reducción fue más drástica: de 58,6 % a 29,5

% en el mismo periodo. Este contraste revela un proceso de deforestación más intenso en el lado brasileño, vinculado a la apertura de la frontera agrícola en Rondônia. En Brasil, el NUMP de parches forestales bajó de 2.518 en 1985 a 1.832 en 2020, acompañado de un aumento del MPS de 196.267 ha a 139.906 ha, lo que indica un proceso de compactación de áreas remanentes. En Bolivia, en cambio, el NUMP descendió de 2.153 a 1.201 y el MPS de 63.068 ha a 69.079 ha, mostrando un patrón de pérdida más progresiva y fragmentación moderada. El descenso del AWMSI en ambos países (Bolivia: 4,55 → 3,93; Brasil: 14,11 → 5,62) confirma la simplificación de las formas de los fragmentos, lo que reduce la conectividad ecológica y aumenta los efectos de borde (Fahrig, 2003).

En Bolivia, los bosques inundables mantuvieron una elevada participación relativa (53,8 % en 1985 → 30,6 % en 2020), mientras que en Brasil se redujeron de 9,6 % a 8,6 %. En Bolivia, el NUMP pasó de 1.002 a 2.210 y el MPS descendió drásticamente de 281.272 ha a 75.754 ha, lo que señala un proceso marcado de fragmentación interna de estos ecosistemas. En Brasil, en cambio, el NUMP se mantuvo bajo (17 → 19) y el MPS disminuyó de 168.232 ha a 95.832 ha. El descenso del AWMSI en Bolivia (20,83 → 9,37) sugiere una pérdida notable de complejidad estructural, que compromete la resiliencia de estos sistemas hídricos frente a presiones antrópicas (Laurance et al., 2014; Souza et al., 2020).

Aunque marginal en superficie, la infraestructura urbana creció en ambos países. En Bolivia pasó de 0,8 % en 1985 a 1,5 % en 2020, con un aumento de NUMP de 14 a 110 y un MPS que descendió de 299.815 ha a 132.642 ha, evidenciando la dispersión de núcleos urbanos de menor tamaño. En Brasil, la cobertura urbana se mantuvo en torno al 1 %, aunque el NUMP creció de 17 a 9 y el MPS aumentó de 104.553 ha a 159.780 ha, señalando una consolidación de centros urbanos más extensos y compactos. El AWMSI se mantuvo bajo en ambos países (Bolivia: 4,39 → 3,94; Brasil: 8,36 → 6,25), lo que indica parches de forma regular asociados a trazados planificados.

La dinámica de fragmentación en la cuenca del Mamoré no solo responde a patrones biofísicos, sino también a procesos históricos de colonización, políticas agrarias y modelos de desarrollo distintos en Bolivia y Brasil. Estos factores explican las diferencias observadas en los indicadores de paisaje, como el número de parches (NUMP), el tamaño medio de parches (MPS) y la diversidad de Shannon (SHDI).

En el lado brasileño, la apertura de la frontera agrícola en Rondônia desde la década de 1970 estuvo fuertemente impulsada por políticas estatales de colonización dirigida, programas de asentamientos rurales del Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) y la construcción de infraestructura vial como la BR-364 (Fearnside, 2005; Hecht, 2011). Estas políticas fa-

vorecieron un modelo de ocupación intensivo y homogéneo, que se refleja en la reducción del NUMP de 8.579 en 1985 a 5.700 en 2020 y el incremento del MPS de 98.242 ha a 147.863 ha, evidenciando un proceso de compactación territorial asociado a grandes bloques de uso agropecuario. Además, el AWM-SI descendió de 16,15 en 2000 a 11,75 en 2020, lo que confirma la tendencia hacia formas más regulares, típicas de la mecanización agrícola (Souza et al., 2020).

En contraste, Bolivia experimentó un proceso más heterogéneo, marcado por políticas agrarias que desde la Reforma de 1953 distribuyeron tierras principalmente en las tierras altas, pero que a partir de los años 80 se expandieron hacia el oriente. En el Beni y el norte de Santa Cruz, la colonización espontánea y la expansión de la ganadería extensiva generaron un patrón de fragmentación difuso, donde pequeños y medianos productores transformaron el bosque en áreas de pastoreo y agricultura. Esto se refleja en el incremento del NUMP de 3.695 en 2000 a 5.403 en 2020, junto con la reducción del MPS de 141.806 ha a 96.978 ha, confirmando un proceso de re-fragmentación más disperso que el observado en Brasil. El SDI en Bolivia pasó de 1,40 en 1985 a 1,47 en 2020, mostrando una mayor heterogeneidad de coberturas en comparación con Brasil, donde los valores tendieron a estabilizarse.

Otro elemento diferenciador es la presión demográfica y urbana. Guajará-Mirim y Porto Velho se consolidaron como polos urbanos en Rondônia, reforzando la fragmentación asociada a la infraestructura y el mercado agropecuario (Laurance et al., 2001). En Bolivia, en cambio, Guayaramerín y Trinidad crecieron de forma más lenta, aunque con una tendencia de expansión urbana dispersa que se refleja en el aumento del área urbana de 0,02 % en 1985 a 0,05 % en 2020 (Mendoza, 2019).

Finalmente, la gestión de territorios indígenas y áreas protegidas ha tenido impactos diferenciados. En Brasil, las tierras indígenas y unidades de conservación en Rondônia han actuado como barreras frente a la deforestación, limitando parcialmente la fragmentación (Nepstad et al., 2014). En Bolivia, si bien existen TCOs (Tierras Comunitarias de Origen) en el Beni y el norte amazónico, las presiones de la ganadería extensiva y la débil fiscalización han permitido una mayor fragmentación incluso dentro de áreas de importancia ecológica (Killeen et al., 2013).

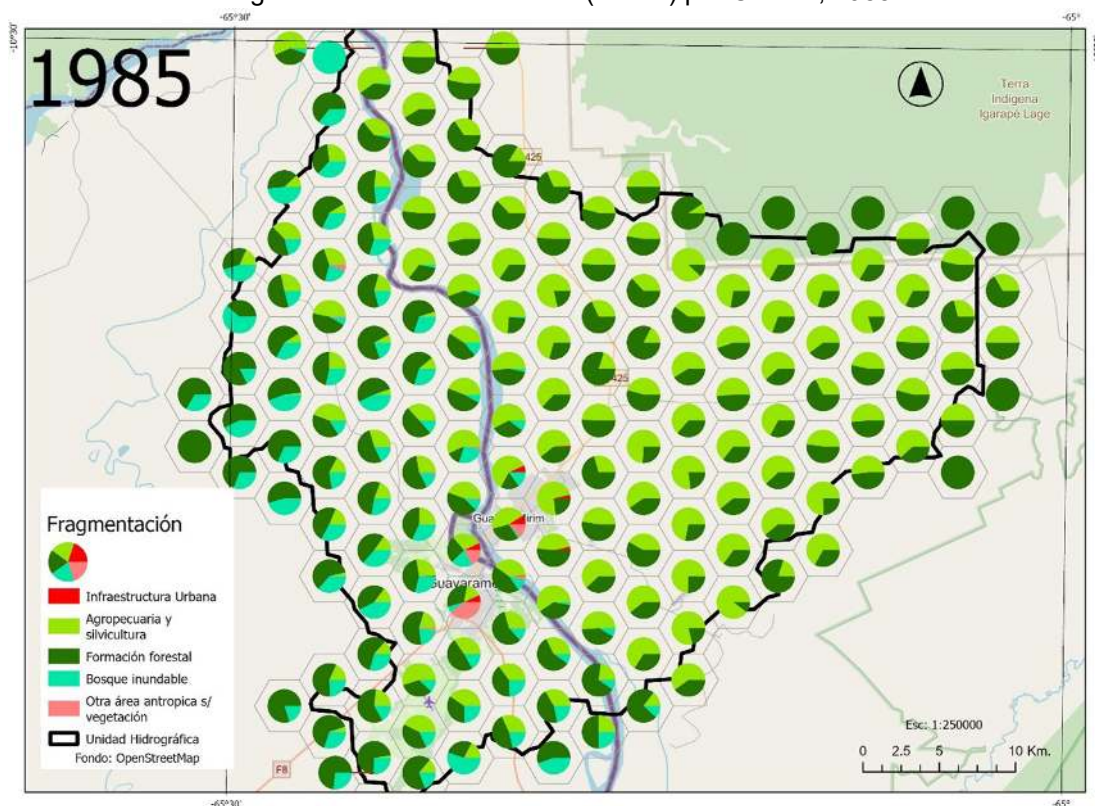
En síntesis, mientras que Brasil muestra un patrón de compactación agropecuaria ligado a políticas estatales de colonización y expansión mecanizada, Bolivia evidencia una dinámica de re-fragmentación dispersa, asociada a colonización espontánea, ganadería extensiva y urbanización incipiente. Estos factores políticos y socioeconómicos explican los contrastes observados en los indicadores de fragmentación y refuerzan la necesidad de una lectura comparativa de la cuenca como territorio socioecológico compartido.

Fragmentación a nivel de Hexágonos

El análisis espacial a nivel de hexágonos permite identificar las áreas con mayor grado de fragmentación dentro de la cuenca del río Mamoré. Los resultados muestran una clara diferenciación territorial, con ciertos hexágonos que concentran procesos intensivos de subdivisión del paisaje, asociados principalmente a la expansión agropecuaria y a la presión urbana.

En el año 1985, (Ver Figura 4) la mayoría de los hexágonos presentaban números moderados de parches (NUMP), con valores inferiores a 500 en la mayoría de los casos. Sin embargo, ya se observaban focos de fragmentación con NUMP superiores a 1.000 en áreas de transición bosque-agricultura, indicando los primeros signos de subdivisión del mosaico forestal. Estos hexágonos se caracterizaban también por valores bajos de MPS, que en algunos casos descendían por debajo de 10.000 ha, lo que evidencia un fraccionamiento temprano de las coberturas boscosas.

Figura 4. Número de Parches (NumP) por CLASS, 1985

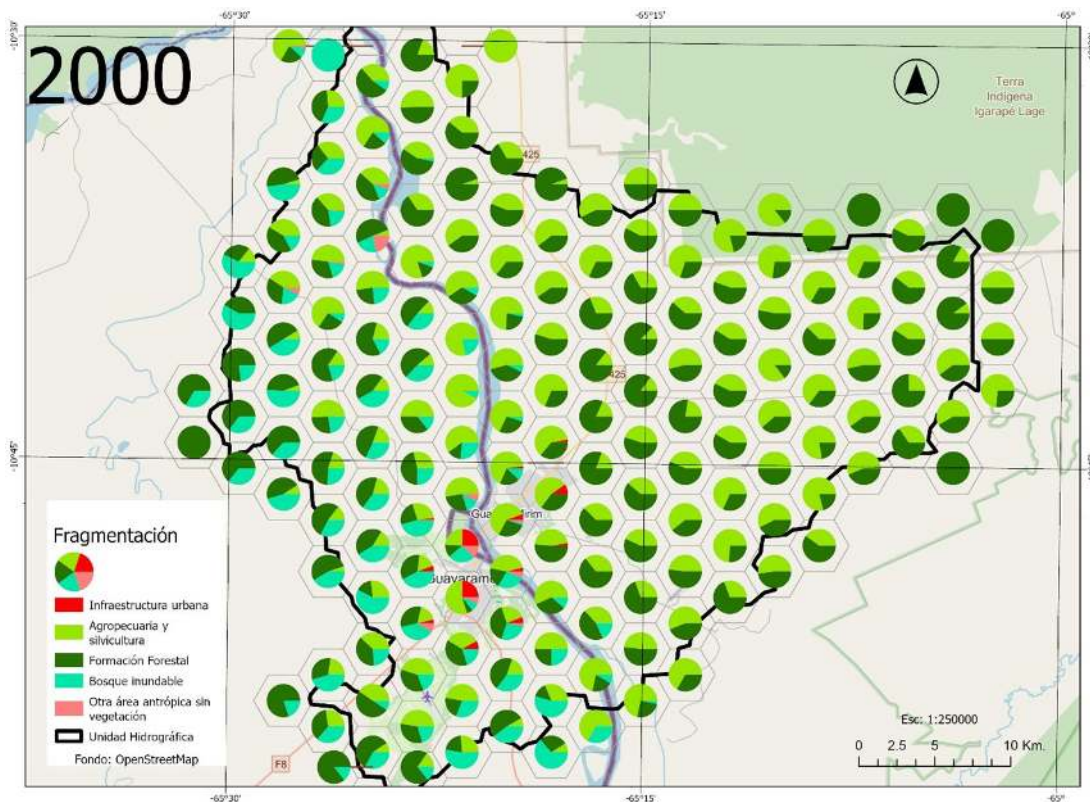


Fuente: elaboración propia, en base a datos de MapBiomias Amazonía (2025).

Hacia el año 2000, según Figura 5 se consolida un patrón de compactación agropecuaria en varios hexágonos de Bolivia y Brasil. Esto se refleja en la reducción del NUMP en sectores donde el bosque fue reemplazado por grandes

áreas agropecuarias, con MPS que superan las 150.000 ha en algunos hexágonos. Paralelamente, otros hexágonos muestran un incremento del NUMP a más de 2.000, acompañado de valores elevados de ED (densidad de bordes superior a 0,0001 m/ha), lo que indica una intensificación de la fragmentación y la proliferación de parches pequeños (Fahrig, 2003).

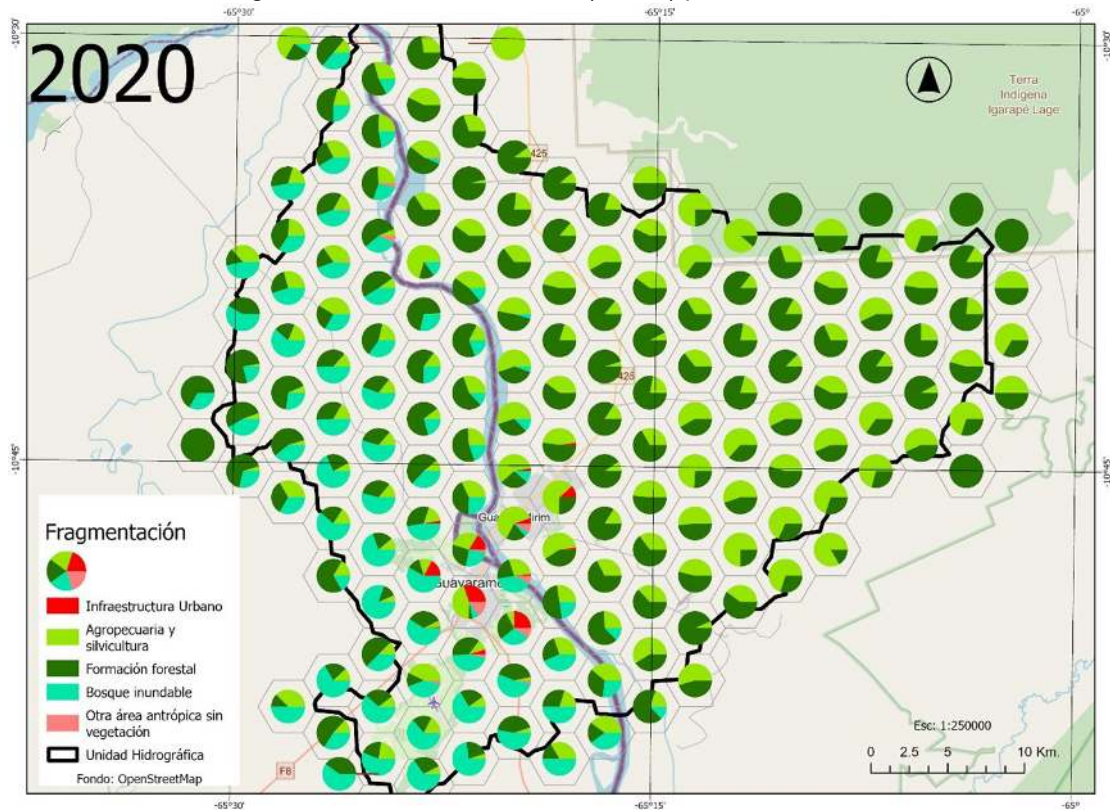
Figura 5. Número de Parches (NumP) por CLASS, 2000



Fuente: elaboración propia, en base a datos de MapBiomias Amazonía (2025).

Para el año 2020 en la Figura 6, se observa un claro proceso de re-fragmentación en varios hexágonos del corredor central de la cuenca. Algunos de ellos registran NUMP cercanos o superiores a 3.000, mientras que el MPS desciende a valores entre 40.000–60.000 ha, lo que refleja un mosaico altamente subdividido. Además, el incremento de la longitud total de bordes (TE) por encima de 150.000 m en los hexágonos más críticos confirma el aumento de la exposición a efectos de borde, con implicaciones directas en la conectividad ecológica y la biodiversidad (Laurance et al., 2014).

Figura 6. Número de Parches (NumP) por CLASS, 2020



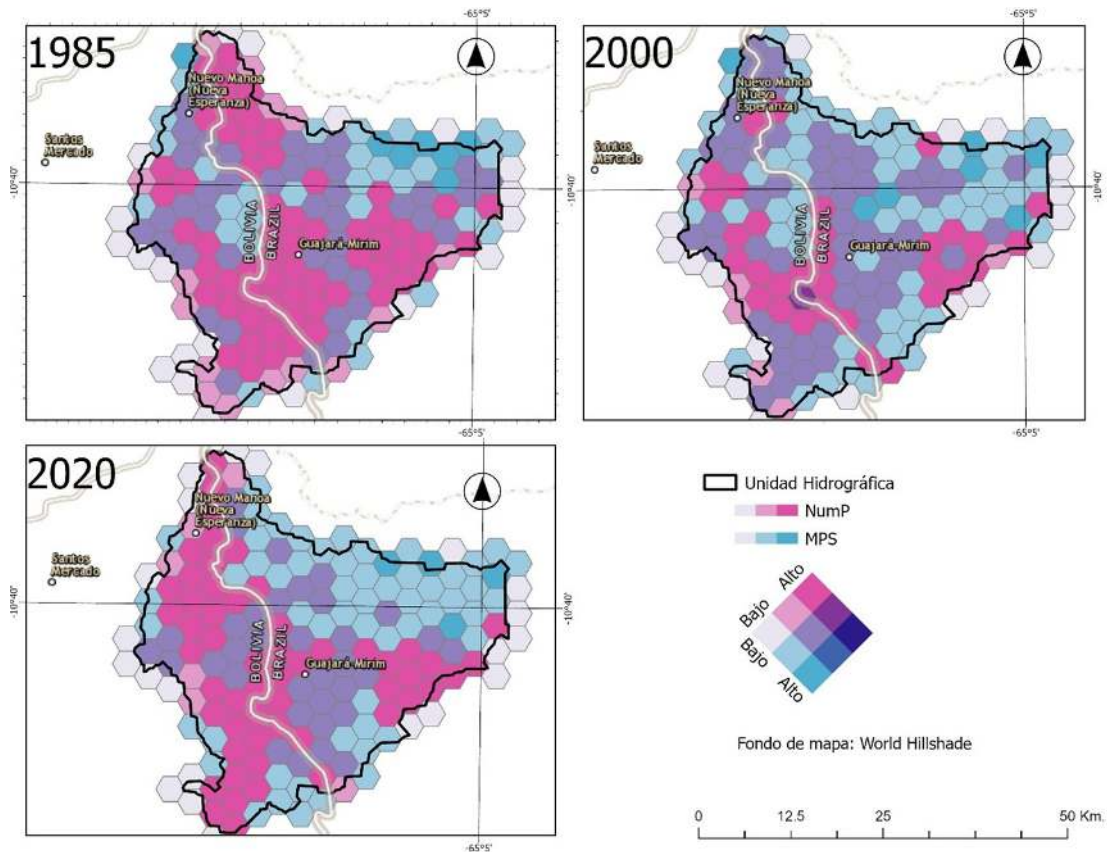
Fuente: elaboración propia, en base a datos de MapBiomias Amazonía (2025).

El análisis del índice ponderado de forma (AWMSI) y de la dimensión fractal (MPFD) refuerza estos hallazgos. Los hexágonos más fragmentados presentan AWMSI superiores a 4,5 y MPFD cercanos a 1,40, lo que indica configuraciones espaciales más irregulares y complejas. Estos patrones no solo reflejan la subdivisión del paisaje, sino también la creciente dificultad de mantener corredores biológicos continuos en el territorio (McGarigal & Marks, 1995).

En síntesis, el ranking de hexágonos más fragmentados permite identificar los espacios prioritarios para la gestión territorial y la conservación. Mientras que en 1985 la fragmentación se concentraba en áreas puntuales, en 2020 se expande a múltiples hexágonos, configurando un paisaje con alta heterogeneidad estructural (NUMP ↑, ED ↑, MPS ↓) y con formas más irregulares (AWMSI ↑, MPFD ↑). Estos resultados confirman la necesidad de políticas binacionales que atiendan no solo la deforestación global, sino también la fragmentación espacial a escala local (Souza et al., 2020).

Los hexágonos confirman la tendencia macro según Figura 7: en el año 1985 presenta un paisaje aún compacto, para el año 2000 evidencia simplificación en bloques grandes y para el año 2020 presenta fragmentación difusa.

Figura 7. Relación entre Número de Parches (NumP) y Tamaño Medio de Parches (MPS): 1985, 2000, 2020



Fuente: elaboración propia, en base a datos de MapBiomás Amazonía (2025).

En resumen, este análisis permite identificar 3 periodos, que se describen a continuación:

- **1985 – Escenario inicial de heterogeneidad.** En este año se observan hexágonos en tonos azulados (alto MPS, bajo NUMP), que corresponden a áreas de bosque continuo con grandes parches y poca fragmentación. Al mismo tiempo, en la franja central de la cuenca aparecen hexágonos en rosado (alto NUMP, bajo MPS), que evidencian sectores con una mayor subdivisión del bosque en fragmentos pequeños, indicando un proceso temprano de colonización y apertura de la frontera agropecuaria.
- **2000 – Proceso de compactación agropecuaria.** En la mayoría de los hexágonos del lado boliviano se intensifican los tonos azules (alto MPS, bajo NUMP), reflejando la consolidación de grandes parches agropecuarios en detrimento del bosque. En contraste, hacia el lado brasileño aparecen hexágonos en violeta (alto NUMP y alto MPS), lo que indica una coexistencia de parches extensos con múltiples fragmentos pequeños. Este patrón corresponde a la dinámica de la frontera agrícola

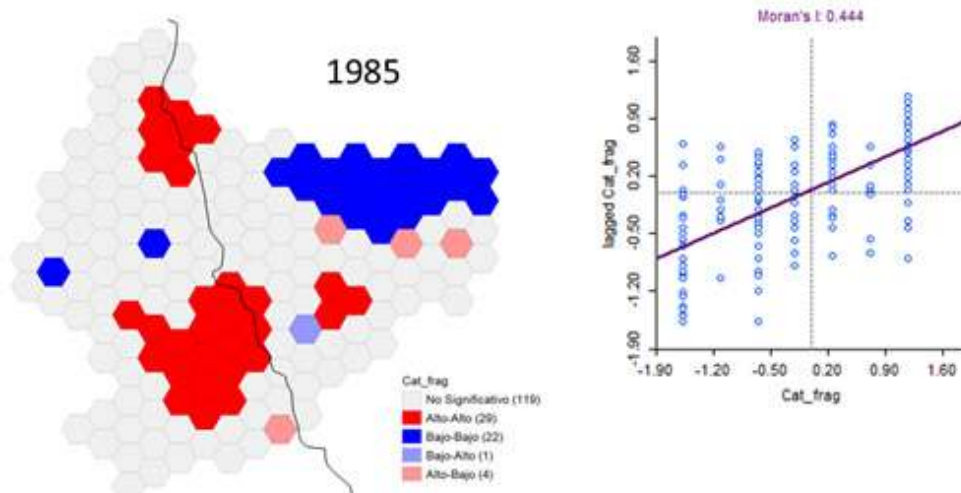
en Rondônia, caracterizada por grandes lotes rectangulares acompañados de fragmentos residuales de bosque (Fahrig, 2003; Laurance et al., 2014).

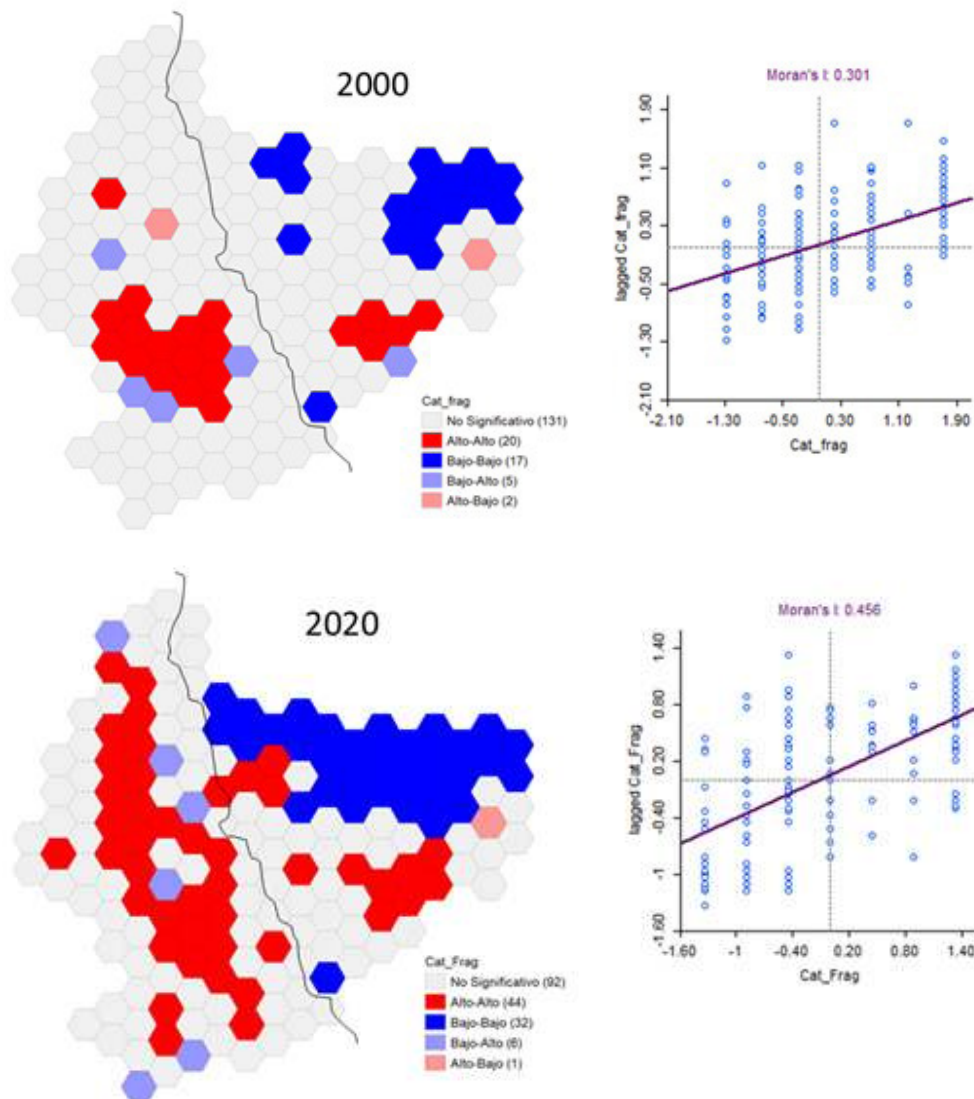
- **2020 – Re-fragmentación generalizada.** En este periodo destacan amplias zonas en color violeta intenso, lo que significa alto NUMP y alto MPS: coexistencia de grandes áreas agropecuarias con una proliferación de fragmentos menores. Esto confirma un proceso de re-fragmentación, donde las áreas previamente compactadas se subdividen y generan mosaicos complejos. Además, se intensifican los tonos rosados en la zona norte (Bolivia), indicando sectores con alto NUMP y bajo MPS, es decir, parches pequeños y numerosos, vinculados a la expansión dispersa de la frontera agropecuaria.

Hotspots de fragmentación

En el año 1985, el índice global de Moran alcanzó un valor de $I = 0,444$, indicando una autocorrelación espacial positiva y significativa, es decir, que los hexágonos con altos valores de fragmentación tienden a agruparse espacialmente (Anselin, 1995). Los mapas de clusters (ver Figura 8) muestran la presencia de 20 hotspots Alto-Alto (en rojo) concentrados en la parte sur-central de la cuenca, coincidiendo con zonas de transición hacia áreas agropecuarias. Paralelamente, se identificaron 22 coldspots Bajo-Bajo (en azul) en el sector noreste, caracterizados por bajas tasas de fragmentación y predominio de bosques continuos. Estos patrones iniciales reflejan una estructura territorial donde la presión antrópica comenzaba a concentrarse en áreas específicas de colonización agrícola, mientras amplias zonas aún mantenían baja fragmentación.

Figura 8. Índice de Moran 1985, 2000, 2020





Fuente: elaboración propia, 2025.

Para el año 2000, la Figura 8 el valor del Índice de Moran descendió a $I = 0,301$, lo que evidencia una reducción en la intensidad de la autocorrelación espacial. En términos prácticos, la fragmentación tendió a dispersarse, perdiendo la fuerte concentración observada en 1985. A pesar de ello, los mapas LISA siguen mostrando 20 hotspots Alto-Alto, aunque con menor continuidad espacial, distribuidos de forma más dispersa en el centro-sur de la cuenca. Los coldspots Bajo-Bajo se redujeron a 17 hexágonos, lo que sugiere que las áreas de bosque intacto comenzaron a fragmentarse de manera más localizada. Este comportamiento refleja un proceso de compactación agropecuaria, donde la pérdida de bosque se asocia a la consolidación de parches grandes y homogéneos, reduciendo la heterogeneidad espacial (Fahrig, 2003).

En 2020, el Índice de Moran se recupera hasta $I = 0,456$, indicando nuevamente una fuerte autocorrelación espacial positiva. Este repunte confirma la aparición de amplios corredores de fragmentación agrupados, especialmente en la franja occidental y meridional de la cuenca. En este periodo, los hotspots Alto-Alto aumentaron a 44 hexágonos, consolidando un patrón de fragmentación intensiva y espacialmente contigua.

Los coldspots Bajo-Bajo también se expandieron, alcanzando 32 hexágonos, localizados principalmente en el sector noreste de la cuenca, donde persisten grandes bloques boscosos con baja perturbación. Este escenario refleja un proceso de polarización territorial, donde la fragmentación se intensifica en algunas áreas mientras otras conservan su integridad ecológica. La combinación de hotspots y coldspots más numerosos refuerza la idea de un paisaje más heterogéneo y con mayores contrastes espaciales (Laurance et al., 2014; Souza et al., 2020).

Los resultados evidencian que entre 1985 y 2020 la cuenca del Mamoré pasó de un patrón de fragmentación localizado ($I = 0,444$) hacia una fase de dispersión ($I = 0,301$ en 2000), y posteriormente a una etapa de polarización y reagrupamiento de la fragmentación ($I = 0,456$ en 2020). Estos cambios reflejan la dinámica entre compactación agropecuaria y re-fragmentación forestal, con implicaciones directas en la conectividad ecológica, la conservación de biodiversidad y la gestión binacional del territorio.

El análisis hexagonal aporta la escala micro al estudio, revelando los hotspots de fragmentación que coinciden con áreas de mayor presión antrópica y relevancia socioambiental. Esto no solo confirma la hipótesis de patrones diferenciados entre Bolivia y Brasil, sino que también responde al problema de investigación al mostrar dónde la fragmentación es más intensa y qué hexágonos deben priorizarse en estrategias de gestión y conservación.

Contexto del puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim

Un hallazgo relevante es la ubicación estratégica del futuro puente binacional en un sector que ya presenta altos niveles de fragmentación y presión antrópica. El área urbana de Guayaramerín–Guajará-Mirim funciona como nodo de intercambio comercial y de movilidad transfronteriza, y la construcción del puente incrementará la conectividad física entre ambos países. Sin embargo, los resultados sugieren que esta infraestructura también puede intensificar procesos de cambio de uso del suelo, favoreciendo la expansión agropecuaria, la urbanización no planificada y la presión sobre bosques ribereños.

El análisis espacial indica que varios de los hexágonos más fragmentados se encuentran en el radio de influencia directa del puente y en corredores viales

asociados, lo que refuerza la necesidad de políticas binacionales de gestión territorial que integren criterios de conservación. En este sentido, los territorios indígenas y áreas protegidas se configuran como piezas fundamentales para contener la fragmentación y garantizar la conectividad ecológica frente a las transformaciones inducidas por la infraestructura.

La localización del puente Guayaramerín–Guajará-Mirim adquiere así un carácter dual. Por un lado, constituye una oportunidad estratégica de integración regional, al facilitar la conectividad vial entre Bolivia y Brasil, con impactos potenciales en el comercio, la movilidad y la articulación transfronteriza (Laurance et al., 2014). Por otro lado, se ubica en un espacio clasificado como hotspot de fragmentación, donde indicadores como la densidad de bordes (ED) alcanzan valores superiores a 0,0001 m/ha y el índice de forma ponderado (AWMSI) supera 4,0, lo que refleja la coexistencia de parches irregulares y altamente subdivididos. Esto plantea un escenario de vulnerabilidad ecológica, en el que la infraestructura podría exacerbar los procesos de fragmentación y afectar la conectividad ecológica regional (Souza et al., 2020).

En síntesis, el contexto territorial del puente binacional evidencia una tensión entre los objetivos de integración regional y los riesgos socioambientales asociados a la fragmentación del paisaje. La presencia de valores elevados de NUMP y ED, junto con la concentración de hotspots Alto-Alto en la franja fronteriza, indican que la planificación de esta infraestructura debe considerar estrategias de mitigación ambiental y gestión territorial binacional. Solo así será posible equilibrar los beneficios de la conectividad transfronteriza con la conservación de los ecosistemas en la cuenca del Mamoré.

Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

El análisis de la fragmentación del paisaje en la cuenca transfronteriza del río Mamoré entre 1985 y 2020 demuestra que este territorio atraviesa un proceso acelerado de transformación, marcado por la expansión agropecuaria y el impacto de la infraestructura. A nivel de paisaje, la diversidad de Shannon (SHDI) descendió de 1,40 en 1985 a 1,33 en 2020, indicando una pérdida de heterogeneidad en la composición de coberturas. Asimismo, el número de parches (NUMP) se redujo de 13.216 en 1985 a 9.224 en 2000, reflejando una fase de compactación, pero repuntó a 11.103 en 2020, confirmando un patrón de re-fragmentación. La densidad de bordes (ED) acompañó esta dinámica, al caer de 0,0110 a 0,0096 m/ha y luego aumentar a 0,0103 m/ha (McGarigal & Marks, 1995; Fahrig, 2003).

El análisis comparativo binacional muestra trayectorias diferenciadas. En Brasil, el MPS aumentó de 98.242 ha en 1985 a 147.863 ha en 2020, señalando un proceso de compactación ligado a la expansión mecanizada de la frontera agrícola en Rondônia. En Bolivia, en cambio, el MPS descendió de 141.806 ha en 2000 a 96.978 ha en 2020, acompañado de un incremento del NUMP, lo que refleja una fragmentación más difusa y dispersa. Este contraste coincide con estudios previos que señalan que en Bolivia la deforestación avanza de manera heterogénea, asociada a productores medianos y pequeños, mientras que en Brasil predomina una lógica más intensiva y homogénea (Redo et al., 2012; Killeen et al., 2013).

A nivel de clases, los bosques disminuyeron su cobertura del 46,1 % en 1985 al 27 % en 2020, mientras que las áreas agropecuarias crecieron del 22 % al 51 %. Los bosques inundables, que representaban 53,8 % en Bolivia en 1985, se redujeron al 30,6 % en 2020, mostrando altos niveles de fragmentación interna (NUMP = 2.210; MPS = 75.754 ha). La expansión urbana, aunque marginal (de 0,02 % a 0,05 %), introduce nuevas presiones en corredores estratégicos como Guayaramerín–Guajará-Mirim, reforzando la tendencia documentada por tesis recientes sobre urbanización amazónica (Mendoza, 2019).

El análisis espacial confirma la existencia de hotspots de fragmentación. El índice de Moran pasó de $I = 0,444$ en 1985 a $I = 0,301$ en 2000 y luego a $I = 0,456$ en 2020, mostrando una dinámica de dispersión y reagrupamiento. Los hotspots Alto-Alto aumentaron de 20 en 1985 a 44 en 2020, lo que refleja la consolidación de corredores de fragmentación, especialmente en la franja occidental y meridional de la cuenca (Anselin, 1995; Laurance et al., 2014).

En síntesis, los resultados validan la hipótesis planteada: la fragmentación se ha intensificado, con patrones distintos en Bolivia y Brasil, y con una creciente concentración en zonas de alta presión socioeconómica.

Recomendaciones

Se recomienda la creación de un mecanismo de gestión transfronteriza que integre indicadores de fragmentación (NUMP, MPS, ED, SHDI) en la planificación territorial de Bolivia y Brasil. Experiencias similares en la cuenca del Acre y del Madeira han demostrado que la coordinación binacional fortalece la conservación y el control de la deforestación (Nolte et al., 2013; Nepstad et al., 2014). Los resultados evidencian que estas figuras actúan como barreras frente a la expansión agropecuaria. Por ello, se recomienda consolidar los mecanismos de protección jurídica y de manejo territorial, en línea con investigaciones que destacan su rol en la reducción de la deforestación y la fragmentación (Blackman et al., 2017; Walker et al., 2020).

El puente binacional Guayaramerín–Guajará-Mirim se emplaza en un área identificada como hotspot de fragmentación. Se recomienda implementar evaluaciones ambientales estratégicas y planes de mitigación que contemplen corredores biológicos y mecanismos de compensación, para evitar la intensificación de procesos de fragmentación asociados a la infraestructura (Laurance et al., 2018).

Se recomienda el uso continuo de MapBiomias Amazonia y herramientas de análisis espacial (FRAGSTATS, GeoDa) para actualizar periódicamente los indicadores de fragmentación y generar alertas tempranas sobre cambios críticos en la cobertura del suelo (Souza et al., 2020).

Considerando que en Bolivia la fragmentación está asociada a productores medianos y pequeños, se recomienda promover incentivos de manejo sostenible y producción agroforestal, en línea con tesis locales que resaltan la importancia de alternativas productivas en el Beni para reducir la presión sobre los bosques (Mendoza, 2019).

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo del “Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico” (CNPq), de la “Coordenao de Aperfeiamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil” (CAPES) y de la “Fundo Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico” (FUNCAP).

Referências bibliográficas

- » Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical Analysis*, 27(2), 93–115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- » Anselin, L. (2005). *Exploring spatial data with GeoDa: A workbook*. Center for Spatially Integrated Social Science.
- » Azevedo, T., Rajão, R., Costa, M. A., Stabile, M. C., Macedo, M. N., dos Reis, T. N., Alencar, A. y Soares-Filho, B. (2017). Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(29), 7653–7658. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>
- » Birch, C. P. D., Oom, S. P. y Beecham, J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling*, 206(3–4), 347–359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.041>
- » Blackman, A., Corral, L., Lima, E. S. y Asner, G. P. (2017). Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16), 4123–4128. <https://doi.org/10.1073/pnas.1603290114>
- » Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- » Hecht, S. B. (2011). The new rurality: Globalization, peasants and the paradoxes of landscapes. *Land Use Policy*, 28(4), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.010>
- » Killeen, T. J., Guerra, A., Calzada, M., Correa, L., Calderón, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M., Harper, G., Solórzano, L. A. y Tucker, C. J. (2013). *Cambio climático y deforestación en la Amazonía boliviana: Escenarios, políticas y oportunidades*. FAN-Bolivia.
- » Laurance, W. F., Goosem, M. y Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

- » Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Williamson, G. B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H. L., Van Houtan, K. S., Zartman, C. E., Boyle, S. A., Didham, R. K., Andrade, A., & Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- » Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G. y Sampaio, E. (2018). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*, 32(3), 605–615. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- » Laurance, W. F. y Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1), 77–92. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- » Lausch, A. y Herzog, F. (2002). Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2(1–2), 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- » MapBiomás Amazonía. (2025). *Colección 6 de mapas anuales de cobertura y uso del suelo de la Amazonía*. <https://plataforma.mapbiomas.org/>
- » McGarigal, K. y Marks, B. J. (1995). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure* (General Technical Report PNW-GTR-351). USDA Forest Service. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- » McGarigal, K., Cushman, S. A. y Ene, E. (2012). *FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps*. University of Massachusetts. https://www.researchgate.net/publication/259011515_FRAGSTATS_Spatial_pattern_analysis_program_for_categorical_maps
- » Mendoza, M. (2019). *Urbanización y fragmentación en la Amazonía boliviana: El caso de Guayaramerín* [Tesis de licenciatura, Universidad Mayor de San Andrés].
- » Nepstad, D. C., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G. y Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>

- » Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T. y DiGiano, M. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118–1123. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>

- » Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K. M. y Soares-Filho, B. S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), 4956–4961. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214786110>

- » Redo, D. J., Grau, H. R., Aide, T. M. y Clark, M. L. (2012). Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic and environmental factors. *Regional Environmental Change*, 12(3), 525–537. <https://doi.org/10.1073/pnas.1201664109>

- » Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M. y Rocha, W. F. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

- » Walker, W. S., Gorelik, S. R., Baccini, A., Aragon-Osejo, J. L., Josse, C., Meyer, C., Macedo, M. N., Augusto, C., Rios, S., Katan, T. y Assis, T. (2020). The role of forest conversion, degradation, and disturbance in carbon dynamics of Amazon territories. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(6), 3015–3025. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913321117>