

Análisis multitemporal de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde de la ecorregión Selva Paranaense, Argentina

*Trabajo final presentado para optar al título de
Especialista en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los
recursos naturales y la producción agropecuaria*

Luis Sangel Polo Perdomo
Ingeniero Agroecólogo - Universidad de la Amazonia - 2016

Lugar de trabajo: amazonia colombiana



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

TUTOR

Carlos M. Di Bella

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía, UBA)
Doctor del Institut National Agronomique Paris-Grignon (Paris-Francia)

JURADO DE TRABAJO FINAL

Sebastián Aguiar

Licenciado en Ciencias Ambientales (Universidad de Buenos Aires)
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Andrés Alejandro Leszczuk

Ingeniero Forestal (Universidad Nacional de Misiones)
Especialista en Teledetección y SIG (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa del Trabajo Final: 19 de Diciembre de 2024

AGRADECIMIENTOS

A Dios por permitirme crecer en la vida y hacer realidad las cosas que parecen imposibles.

A mi familia por su apoyo incondicional en mis emprendimientos.

A Xiomara por su apoyo y compañía en este viaje loco.

A Carlos Di Bella por su guía en este estudio.

A Julieta por haber estado siempre dispuesta en ayudarme.

A mis compañeros de estudio por su calidez y buena onda.

A los docentes de la Especialización por compartir sus conocimientos de años.

Al pueblo argentino por abrirme las puertas de su academia.

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no ha sido presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución."

INDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	10
2. MATERIALES Y MÉTODOS	12
2.1. Materiales	12
2.1.1. Área de estudio.....	12
2.1.2. Cobertura de bosques nativos.....	14
2.1.4. OTBN de la provincia de Misiones.....	15
2.1.5. Fuentes de información y software de análisis	16
2.2. Métodos	17
2.2.1. Caracterización de la deforestación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones	17
2.2.2. Análisis de la fragmentación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones.	18
2.2.3. Análisis de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde para cada categoría del OTBN de la provincia de Misiones.	19
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
3.1. Caracterización de la deforestación de bosques nativos en el Corredor Verde.	20
3.1.1. Área y tasa de deforestación	20
3.1.2. Pérdida de bosques y coberturas de la tierra	24
3.2. Análisis de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde para el periodo 1990-2020.....	25
3.2.1. Análisis Multitemporal de la Fragmentación en el Corredor Verde de Misiones	27
3.2.2. Clasificación de la fragmentación de bosques nativos.....	30
3.3. Análisis de la fragmentación en la ley de bosques	35
4. CONCLUSIONES	40
5. BIBLIOGRAFÍA	42

INDICE FIGURAS

Figura 1. Mapa del Corredor Verde en la ecorregión Selva Paranaense en la Provincia de Misiones, Argentina.....	13
Figura 2. Mapa del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) aprobado en 2010 para la provincia de Misiones, mostrando las categorías de conservación (I, II y III)...	16
Figura 3. A. Área de bosque nativo (ha) en el Corredor Verde cada 5 años desde 1990 hasta 2020. B. Tasa de deforestación anual r (%) de bosques nativos para cada uno de los periodos analizados en el Corredor Verde.....	21
Figura 4. A. Distribución espacial de la tasa de deforestación relativa (expresada en %) de bosques nativos para el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020..	22
Figura 5. A: Área de bosque nativo deforestado en el Corredor Verde por periodo estudiado. B: Coberturas principales de la tierra en el Corredor Verde en el año 2020.....	25
Figura 6. BoxPlot de los índices AMP, NP y DVC en el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020.	26
Figura 7. Comportamiento multitemporal de los índices de fragmentación AMP, NP y DVC en el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020	28
Figura 8. Distribución espaciotemporal de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde de la provincia de Misiones utilizando la composición RGB de los índices de fragmentación (AMP, NP, DVC)..	29
Figura 9. Nivel de fragmentación multitemporal de bosques nativos en el Corredor Verde de la provincia de Misiones, realizado mediante el método de clasificación k-means.	31
Figura 10. Comparación multitemporal del número de unidades de análisis en las categorías I (roja), II (amarilla) y III (verde) del OTBN en el Corredor Verde de la provincia de Misiones.....	36
Figura 11. Serie temporal de mapas de clústers espaciales obtenidos mediante el análisis de Moran bivariado, mostrando la relación entre la pérdida de bosque y el cambio de nivel de fragmentación en el Corredor Verde durante cada periodo estudiado.....	38

INDICE TABLAS

Tabla 1. Cantidad de unidades de análisis que aumentaron de nivel de fragmentación durante cada periodo estudiado..	33
Tabla 2. Cantidad de unidades de análisis que disminuyeron de nivel de fragmentación durante cada periodo estudiado.	34
Tabla 3. Número de celdas que no cambiaron de nivel de fragmentación en cada periodo estudiado.....	35

Título: Análisis multitemporal de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde de la ecorregión Seva Paranaense, Argentina.

RESUMEN

El Bosque Atlántico, que se extiende por Argentina, Brasil y Paraguay, es uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, habiendo sido reducido a solo el 7% de su cobertura original debido a la expansión agrícola y la urbanización. En Argentina, se creó el Corredor Verde en la provincia de Misiones con el objetivo de preservar los remanentes de este bioma. Este estudio analiza la fragmentación de los bosques nativos en el Corredor Verde durante el período 1990-2020, utilizando datos obtenidos mediante sensores remotos y el procesamiento de información geográfica. Se estimaron variables claves como la Tasa de Deforestación, el Área Media de Parche (AMP), el Número de Parches (NP) y la Distancia al Vecino Cercano (DVC). Durante los 30 años analizados, se deforestaron 129.219 hectáreas, lo que representa el 12,98% del área original de bosques, con una tasa media anual de deforestación del 0,46%. El AMP disminuyó en un 24,56%, el NP se duplicó y la DVC aumentó de 94,73 metros a 246,45 metros, lo que refleja un aumento significativo en la fragmentación. El análisis identificó cuatro niveles de fragmentación: sin fragmentación, baja, media y alta. Las áreas bajo protección demostraron ser más efectivas en la conservación de grandes parches de bosque. El análisis del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) reveló diferencias notables en los niveles de fragmentación entre las categorías de conservación. La Categoría I (roja) mostró estabilidad con mínima fragmentación, mientras que la Categoría II (amarilla) experimentó un aumento constante en la fragmentación baja, media y alta. La Categoría III (verde), la menos protegida, alcanzó niveles críticos de fragmentación alta. Estos resultados subrayan la necesidad urgente de reforzar las estrategias de conservación y restaurar áreas clave para mejorar la conectividad ecológica del Corredor Verde.

Palabras clave: bosque atlántico, selva paranaense, bosques nativos, fragmentación de bosques, ley de bosques, sensores remotos

Title: Multitemporal analysis of native forest fragmentation in the green corridor of the Selva Paranaense ecoregion, Argentina.

ABSTRACT

The Atlantic Forest, which extends through Argentina, Brazil, and Paraguay, is one of the most threatened ecosystems in the world, having been reduced to only 7% of its original coverage due to agricultural expansion and urbanization. In Argentina, the green corridor in the province of Misiones was created with the aim of preserving the remnants of this biome. This study analyzes the fragmentation of native forests in the Green Corridor during the period 1990-2020, using data obtained through remote sensing and geographic information processing. Key variables such as the Deforestation Rate, Mean Patch Area (AMP), Number of Patches (NP), and Nearest Neighbor Distance (DVC) were estimated. Over the 30 years analyzed, 129,219 hectares were deforested, representing 12.98% of the original forest area, with an average annual deforestation rate of 0.46%. The AMP decreased by 24.56%, the NP doubled, and the DVC increased from 94.73 meters to 246.45 meters, reflecting a significant increase in fragmentation. The analysis identified four levels of fragmentation: no fragmentation, low, medium, and high. Protected areas proved to be more effective in conserving large forest patches. The analysis of the Native Forest Territorial Ordinance (OTBN) revealed notable differences in fragmentation levels among the conservation categories. Category I (red) showed stability with minimal fragmentation, while Category II (yellow) experienced a constant increase in low, medium, and high fragmentation. Category III (green), the least protected, reached critical levels of high fragmentation. These results highlight the urgent need to strengthen conservation strategies and restore key areas to improve the ecological connectivity of the Green Corridor.

Keywords: Atlantic Forest, Selva Paranaense, native forests, forest fragmentation, forest law, remote sensing

1. INTRODUCCIÓN

Las selvas tropicales juegan un papel crucial en el equilibrio ambiental global, siendo fuentes de biodiversidad y reguladores clave del clima. Estas áreas almacenan grandes cantidades de carbono, lo que contribuye significativamente a la mitigación del cambio climático. Además, regulan las precipitaciones y temperaturas locales, influyendo directamente tanto en los ecosistemas circundantes como en las poblaciones humanas (Bonan, 2008; Pan et al., 2011). Entre estos ecosistemas destaca el Bosque Atlántico, que se extiende a lo largo de Argentina, Brasil y Paraguay, abarcando una amplia gama de ecosistemas altamente biodiversos. Este bioma alberga más del 8% de las especies del planeta, muchas de ellas endémicas, lo que lo convierte en una zona de alta biodiversidad mundial (Rezende et al., 2018; Tabarelli y Gascon, 2005). Sin embargo, la intensa deforestación ha reducido su cobertura a menos del 7% de su área original, con la mayoría de los fragmentos remanentes por debajo de las 50 hectáreas, lo que incrementa su vulnerabilidad frente a perturbaciones humanas (Ribeiro et al., 2009; Haddad et al., 2015). Este proceso de pérdida de hábitat ha transformado al Bosque Atlántico en uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, con graves implicaciones para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proporciona (Scarano, 2002).

Dentro del Bosque Atlántico, la Ecorregión Selva Paranaense, ubicada en el noreste de Argentina, es una de las áreas más biodiversas y ecológicamente importantes. Esta región, constituye un componente esencial del patrimonio natural del país, albergando una rica biodiversidad y proporcionando servicios ecosistémicos vitales tanto a nivel local como global (Galindo y Cámara, 2003). La Selva Paranaense ha enfrentado altos niveles de deforestación y fragmentación, impulsados principalmente por la conversión de bosques en tierras agrícolas y plantaciones forestales (Izquierdo et al., 2010). Estos procesos han reducido considerablemente la conectividad entre los fragmentos de bosque, afectando no solo a las especies que dependen de estos hábitats, sino también a los servicios ecosistémicos clave como la regulación del ciclo del agua y el secuestro de carbono.

La fragmentación del hábitat, tal como se define en la literatura, es el proceso por el cual un hábitat continuo se subdivide progresivamente en fragmentos más pequeños, geoméricamente alterados y más aislados como consecuencia de actividades humanas y naturales (McGarigal y McComb, 2005). Este fenómeno es particularmente problemático en la Selva Paranaense, donde la deforestación ha generado paisajes fragmentados que dificultan la migración de especies, la dispersión de semillas y la dinámica de las poblaciones (Haddad et al., 2015). Además, la fragmentación produce efectos de borde que alteran las condiciones microclimáticas dentro de los fragmentos remanentes, aumentando su vulnerabilidad frente a especies invasoras y depredadores, lo que a su vez intensifica la pérdida de biodiversidad (Didham et al., 2012). Comprender y mitigar los factores que impulsan la fragmentación es crucial para la conservación de la biodiversidad en esta región.

En particular, en la provincia de Misiones, entre 1973 y 2006, se convirtieron 180.300 hectáreas de bosques nativos en plantaciones forestales, impulsadas por políticas gubernamentales que promovieron esta actividad y fomentaron la colonización en los departamentos del noreste (Izquierdo et al., 2010; Schiavoni, 1995). La intensificación de la deforestación y la consecuente fragmentación del paisaje llevaron a la provincia de Misiones a crear el "Corredor Verde" en el año 2000, una ley cuyo objetivo es preservar y conectar los tres bloques principales de las Áreas Naturales Protegidas de la provincia. Esta legislación es esencial porque la pérdida de la cubierta forestal compromete no solo la estructura y función del ecosistema, sino también su capacidad para proporcionar servicios ambientales fundamentales como la regulación del ciclo hidrológico, la conservación del suelo y la mitigación del cambio climático (Fahrig, 2003). Estos cambios tienen profundas implicaciones tanto ecológicas como sociales, ya que muchas comunidades locales dependen directamente de los recursos naturales que proporcionan estos bosques (Laurance et al., 2014).

En respuesta a la creciente preocupación por la deforestación en Argentina, se han implementado medidas legislativas como la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley 26 331, de 2007), cuyo objetivo es mitigar la pérdida de cobertura forestal. Esta ley establece el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), una categorización de las áreas forestales según su valor de conservación, con el fin de regular su manejo y uso. Es importante aclarar que este trabajo no busca establecer una relación causal directa entre la ley y la fragmentación de los bosques nativos. En cambio, se analizará cómo ha evolucionado la fragmentación dentro de las categorías definidas por el OTBN durante el periodo 1990-2020, reconociendo que esta política comenzó a aplicarse formalmente en 2010. Este enfoque permitirá comprender las tendencias de deforestación y fragmentación en el corredor, considerando no solo la política, sino también otros factores subyacentes que influyen en la dinámica de pérdida de hábitat y su restauración.

En este contexto, los avances tecnológicos en teledetección han facilitado el monitoreo de la fragmentación forestal. Los sensores remotos permiten un análisis multitemporal detallado de cambios en la cobertura forestal, proporcionando datos valiosos para identificar patrones de deforestación y fragmentación a diversas escalas (Vancutsem et al., 2021; Pettorelli et al., 2017). Estudios como los de Ma et al., (2023), Silva-Junior (2022), Hansen et al. (2020) y Taubert et al. (2018) demuestran la utilidad de estas herramientas para evaluar la conectividad y la dinámica de los paisajes boscosos a través del tiempo.

Además, métricas como el Número de Parches (NP), el Área Media de Parches (AMP) y la Distancia al Vecino más Cercano (DVC) han sido empleadas exitosamente en estudios de fragmentación forestal, tanto en Sudamérica como en otras regiones, para cuantificar patrones espaciales y evaluar la conectividad del paisaje (Matyukira y Mhangara, 2023; Wang et al., 2022; Hamad et al., 2018; Correa et al., 2012; Eliano et al., 2010). En paralelo, el análisis estadístico espacial, como el índice de Moran, ha permitido identificar correlaciones espaciales entre variables

críticas en paisajes fragmentados (Zhen et al., 2023; Fu et al., 2014). Aunque menos explorado en estudios de fragmentación, el algoritmo k-means ha mostrado su capacidad para clasificar niveles de fragmentación y patrones complejos, como lo evidencia el trabajo de Huang et al. (2021).

Este trabajo combina estas herramientas y técnicas para analizar la fragmentación en el Corredor Verde, enfocándose en cómo los patrones de fragmentación han cambiado a lo largo del tiempo. Se emplearon imágenes satelitales multitemporales y Sistemas de Información Geográfica (SIG) para calcular métricas de fragmentación y analizar su dinámica. Además, se utilizaron técnicas estadísticas avanzadas, como el índice de Moran bivariado, para evaluar correlaciones espaciales, y el algoritmo k-means, para categorizar niveles de fragmentación. Estos métodos proporcionan una visión integral de los procesos de fragmentación, destacando áreas clave para la conservación y el manejo sostenible.

Objetivo general

Analizar la fragmentación de los bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la ecorregión Selva Paranaense de la provincia de Misiones mediante sensores remotos.

Objetivos específicos

Caracterizar la deforestación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones

Analizar la fragmentación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones.

Analizar la fragmentación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde para cada categoría del OTBN de la provincia de Misiones.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales

2.1.1. Área de estudio

El Corredor Verde de la Provincia de Misiones abarca un área aproximada de 1.100.000 hectáreas, el cual equivale al 36,9% del área total de la provincia. Se ubica estratégicamente en el nor-este de

la provincia colindando con Brasil y Paraguay, y conectando áreas protegidas como el PNN Iguazú, la Reserva de la Biósfera Yabotí, el Parque Provincial Salto Encantado del Valle del Arroyo Cuñá Pirú, y el Parque Provincial Urugua-i, entre otros (Figura 1). De acuerdo con la clasificación de medios de vida de Holdridge (1967), el Corredor Verde corresponde a Bosque Muy Húmedo Subtropical BMHS, con temperaturas medias de 24°C y precipitaciones medias anuales de 2000mm. El relieve en el Corredor Verde es ondulado debido a la erosión hídrica y eólica del macizo de Brasilia.

El corredor es atravesado en sentido sur-norte por la ruta nacional 14, la cual conecta con Brasil, y además cuenta con al menos 14 vías de carácter provincial facilitando la conexión entre conos urbanos y el transporte de materias primas (Figura 1).

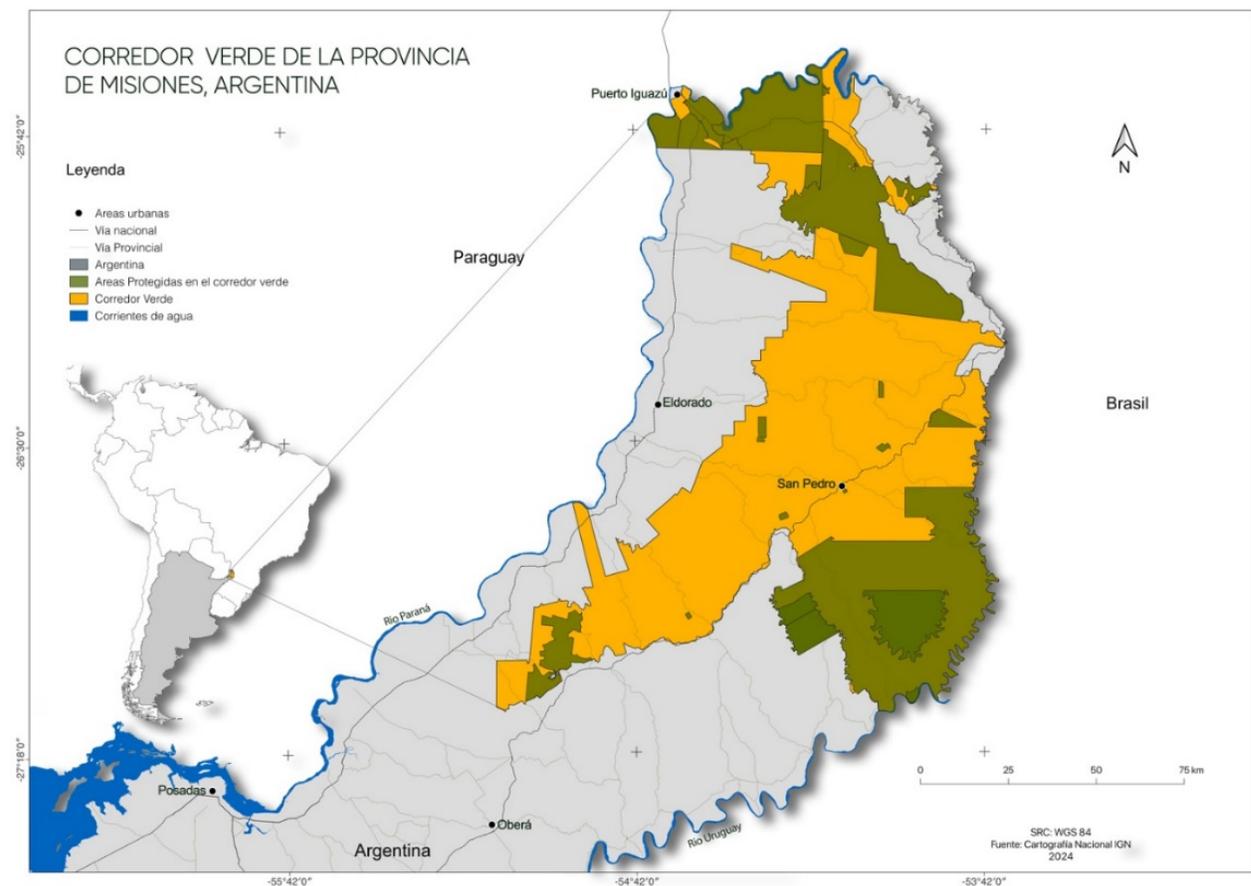


Figura 1. Mapa del Corredor Verde en la ecorregión Selva Paranaense en la Provincia de Misiones, Argentina.

El área del Corredor Verde es producto de la ley provincial XVI – N° 60 que crea el Área Integral de Conservación y Desarrollo Sustentable, con la denominación "Corredor Verde de la Provincia de Misiones", y cuyo primer objetivo es la preservación de las masas boscosas del "Corredor Verde de la Provincia de Misiones", y lograr la unión de los tres principales bloques de las Áreas Naturales Protegidas existentes en la Provincia, que a continuación se consignan (Ley XVI N° 60, 2000, art. 2):

Al norte, los parques provinciales Yacuí, Urugua-í y Foerster, y previa suscripción de acuerdo o convenio con la Administración de Parques Nacionales, el Parque Nacional Iguazú. Al este, la Reserva de Biosfera Yabotí y los Parques Provinciales Esmeralda y Moconá. Al sur, los Parques Provinciales Salto Encantado y Cuña Pirú. La capa vectorial del Corredor Verde de la ecorregión Selva Paranaense ubicada en la Provincia de Misiones se descargó del geoportal de la Infraestructura de Datos Espaciales de la provincia de Misiones (Ver anexo 1).

2.1.2. Cobertura de bosques nativos

Para efectos del presente trabajo se usó el producto Mapbiomas Bosque Atlántico - colección 3 (Ver anexo 1), el cual ofrece mapas anuales de cobertura y uso del suelo del área del Corredor Verde desde el año 1985 hasta el año 2022. Los mapas de cobertura son producidos a partir de la clasificación píxel a píxel de imágenes de satélite Landsat (30m x 30m de resolución espacial). La clasificación de las coberturas se realiza con Machine Learning - Random Forest. Toma como base de datos 104 capas (bandas landsat originales, información fraccional y de textura derivada de las mismas e índices, así como variables físicas). Todo el proceso es realizado en la nube usando la plataforma Google Earth Engine (Proyecto MapBiomias Bosque Atlántico Trinacional, 2022).

El proyecto MapBiomias Bosque Atlántico ha realizado una clasificación detallada de las coberturas del suelo en el Corredor Verde, identificando un total de 7 clases. De estas, solo una corresponde a vegetación leñosa natural, que es la más alineada con el concepto de bosque nativo según la Ley 26.331. Por esta razón, en este estudio se empleó la clase "Vegetación Leñosa Natural – Leñosa Cerrada," definida como aquellas coberturas dominadas por árboles y/o arbustos, sin distinguir entre ellos y agrupándolos en la categoría leñosa. Esta clase incluye únicamente las cubiertas vegetales naturales o seminaturales con un estrato leñoso que supera el 65% de cobertura del dosel (Proyecto MapBiomias Bosque Atlántico Trinacional, 2022).

2.1.3. Áreas naturales protegidas

El Corredor Verde de la provincia de Misiones cuenta con un total de 29 áreas naturales protegidas de carácter nacional, provincial, público o privado. Estas áreas están distribuidas a lo largo de la ecorregión Selva Paranaense, uno de los biomas más biodiversos y amenazados del mundo. Algunas de las áreas más relevantes dentro del corredor incluyen el Parque Nacional Iguazú, conocido mundialmente por sus cataratas y por ser un refugio de biodiversidad, la Reserva de la Biósfera Yabotí, que abarca tanto áreas públicas como privadas y ha sido declarada parte de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera por la UNESCO, el Parque Provincial Urugua-í, que protege importantes sectores de selva misionera, y el Parque Provincial Esmeralda, que aunque de menor tamaño, juega un papel importante en la conectividad ecológica del corredor. En total, el Corredor Verde cubre 473.524,57 hectáreas de áreas protegidas, lo que representa el 43,14% del área total

del corredor. Los datos espaciales y límites de estas áreas se obtuvieron del geoportal de la Infraestructura de Datos Espaciales de la provincia de Misiones (Ver anexo 1).

2.1.4. OTBN de la provincia de Misiones.

En 2007, se promulgó la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley 26.331, de 2007), la cual establece los criterios básicos para la protección ambiental, el enriquecimiento, la restauración, la conservación, el aprovechamiento y el manejo sostenible de los bosques nativos, así como los servicios ambientales que estos brindan a la sociedad. Esta ley requiere que cada provincia elabore, mediante un proceso participativo, su propio Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN).

La ley define como bosques nativos aquellos ecosistemas forestales naturales donde predominan especies arbóreas nativas maduras, acompañadas de diversas especies de flora y fauna, en interacción con su entorno. Estos bosques proporcionan múltiples servicios ambientales y recursos naturales susceptibles de utilización económica. Se incluyen tanto los bosques nativos de origen primario, no intervenidos por el ser humano, como aquellos de origen secundario, formados tras un desmonte o a partir de esfuerzos de recomposición o restauración voluntaria.

El OTBN clasifica los bosques en tres categorías, según su valor de conservación (Ley XVI N°105, 2010):

Categoría I (rojo): Sectores de muy alto valor de conservación que no deben desmontarse ni utilizarse para la extracción de madera, y deben preservarse como bosque. Esta categoría incluye reservas naturales y áreas circundantes de valor biológico sobresaliente, así como sitios que protegen cuencas hídricas de importancia, como nacientes de ríos y arroyos.

Categoría II (amarillo): Sectores de alto o medio valor de conservación, que aunque puedan estar degradados, tienen el potencial de alcanzar un alto valor de conservación si son restaurados. Estas áreas no pueden ser desmontadas, pero pueden ser sometidas a aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica.

Categoría III (verde): Sectores de bajo valor de conservación, que pueden ser transformados parcial o totalmente, siempre y cuando se realice una Evaluación de Impacto Ambiental previa.

La provincia de Misiones adoptó su Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos mediante la Ley Provincial XVI-105 (Ley XVI N°105, 2010). Aunque este ordenamiento fue actualizado el 7 de agosto de 2017 mediante la Resolución 265 del Ministerio de Ecología (MAyDS, 2023), en el presente trabajo se utilizó únicamente el OTBN de 2010. Esta decisión se fundamenta en la necesidad de asegurar la estabilidad y consistencia de los datos durante el periodo analizado (1990-2020). Los datos correspondientes al OTBN de 2010 fueron descargados del WFS del GeoServer

de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). La Figura 2 muestra la distribución espacial de las categorías del OTBN 2010 en el área del corredor verde, destacando las categorías de conservación establecidas.

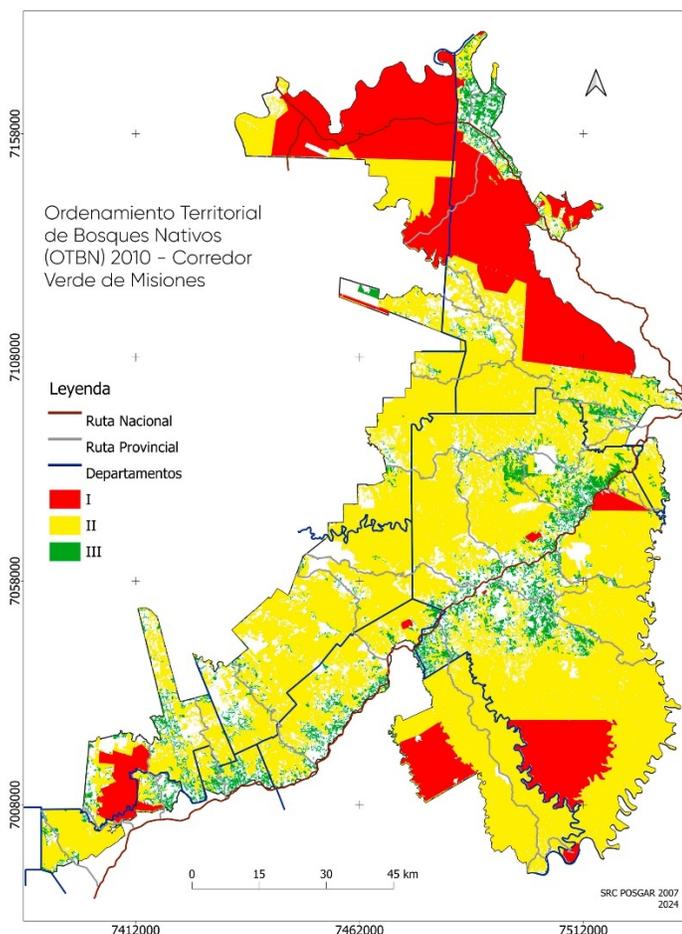


Figura 2. Mapa del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) aprobado en 2010 para la provincia de Misiones, mostrando las categorías de conservación (I, II y III). El mapa está recortado al área del Corredor Verde y fue utilizado en este estudio para analizar los patrones de fragmentación de los bosques nativos a partir de 2010, cuando la ley comenzó a regir.

2.1.5. Fuentes de información y software de análisis

Durante el estudio se usó la plataforma Google Earth Engine para la descarga de las coberturas del proyecto Mapbiomas Bosque Atlántico, el procesamiento de datos se realizó usando el software QGIS v. 3.28.10 Firenze, junto con el complemento Landscape Ecology. Además se utilizó el software Microsoft Excel v. 2405, InfoStat v. 2020, y GeoDa v 1.22.0.4.

2.2. Métodos

2.2.1. Caracterización de la deforestación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones

La capa de coberturas se descargó directamente de Google Earth Engine, utilizando el enlace oficial proporcionado por el proyecto Mapbiomas (ver anexo 1). Posteriormente, se seleccionó exclusivamente la cobertura de vegetación leñosa, ya que es la más representativa de los bosques nativos según el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) de Misiones. Esta cobertura fue recortada para ajustarse al área de interés definida para el estudio.

Para el análisis espacial, se utilizó una grilla compuesta por 2800 hexágonos, cada uno con un diámetro de 2 km. Esta grilla se empleó tanto para estimar la tasa de deforestación como para analizar la fragmentación de los bosques. La elección de hexágonos en lugar de celdas cuadradas o circulares se fundamenta en su mayor eficiencia para representar áreas continuas, ya que cada hexágono tiene la misma distancia a sus seis vecinos, es decir, minimiza la relación perímetro/área sin dejar espacios sin cubrir (Matteucci y Silva, 2005), además se han realizado estudios como los de Wang et al. (2022) que evidencian la efectividad de este modelo de grilla.

Se estimó el área total de bosques nativos en cada uno de los años de interés y se calculó la tasa de deforestación utilizando el método de Puyravaud (2003), reconocido por la FAO y adoptado a nivel nacional. La tasa de deforestación (r) se calculó con la fórmula:

$$r = \frac{1}{t2 - t1} \ln \left(\frac{A2}{A1} \right)$$

donde $t2$ y $t1$ son los años al final y al inicio del período, y $A2$ y $A1$ son las superficies de bosque al final y al inicio de este, respectivamente. \ln corresponde al logaritmo natural, que utiliza la base e (número de Euler, aproximadamente 2.718), comúnmente aplicado en cálculos de tasas de cambio exponenciales.

Es importante destacar que la tasa de deforestación (r) no tiene unidades de superficie como hectáreas; su unidad es una proporción por año (frecuentemente expresada como un porcentaje anual). Esta tasa representa el cambio relativo en la cobertura boscosa respecto al área inicial en un período específico.

Además, se desglosó la superficie de bosques y la tasa de deforestación por departamento para proporcionar una perspectiva desde el enfoque administrativo. Finalmente, se comparó el mapa de pérdida de bosques 1990-2020 con el mapa de coberturas del suelo de 2020, ambos proporcionados por Mapbiomas Bosque Atlántico, con el objetivo de analizar el uso actual de las áreas deforestadas.

2.2.2. Análisis de la fragmentación de bosques nativos durante el periodo 1990 - 2020 en el Corredor Verde de la provincia de Misiones.

Las métricas o índices de configuración del paisaje han sido desarrollados para cuantificar características del territorio que influyen en procesos biológicos y sociales como la fragmentación de hábitats, la conectividad, y las propiedades de los bordes. Desde la década de 1980, con el auge de la ecología del paisaje, se han creado diversos índices con el fin de relacionar patrones espaciales con procesos ecológicos, evaluar cambios en la cobertura del suelo y comparar territorios (Matteucci y Silva, 2005).

Para este estudio se definieron tres índices clave: Área Media de Parche (AMP), Número de Parches (NP) y Distancia al Vecino Cercano (DVC). Estos índices se calcularon utilizando el complemento *Landscape Ecology* en el software QGIS, y se definen a continuación:

Área Media de Parche (AMP): Promedio de la superficie de todos los fragmentos de bosque identificados en el área de estudio.

Matteucci (2004) y Ewers y Didham (2006) coinciden en que el tamaño de los parches es crucial para la conservación de la biodiversidad. Mientras que Matteucci destaca que la reducción del tamaño de los parches afecta negativamente la riqueza de especies y funciones ecológicas clave, Ewers y Didham subrayan que la variabilidad en el tamaño de los parches influye directamente en las respuestas de las especies, haciendo del Área Media de Parches (AMP) un indicador fundamental en la evaluación de la fragmentación del hábitat.

Número de Parches (NP): Cantidad total de fragmentos en los que el bosque se distribuye en el área de estudio.

Un aumento en el NP generalmente indica una mayor fragmentación, lo que puede resultar en la pérdida de conectividad y la disminución de la calidad del hábitat (McGarigal y Marks, 1995). La subdivisión de grandes parches en parches de menor tamaño afecta el comportamiento individual de las especies de interior y también las interrelaciones entre las mismas, así como los flujos de otros materiales y de energía (Matteucci, 2004).

Distancia al Vecino Cercano (DVC): Promedio de la distancia entre cada fragmento de bosque y su fragmento vecino más cercano.

Es un indicador directo del aislamiento de los fragmentos, y un aumento en la DVC suele correlacionarse con mayores dificultades para la dispersión de especies, lo que puede llevar a una mayor vulnerabilidad de las poblaciones. Según Fahrig (2003), la DVC es un indicador esencial para comprender cómo la fragmentación del paisaje afecta la conectividad y la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de especies.

Se crearon boxplots para cada índice, usando datos en intervalos quinquenales desde 1990 hasta 2020. Esto permitió visualizar cómo se distribuyeron y variaron los datos a lo largo del tiempo, facilitando la identificación de tendencias y cambios en los distintos periodos.

Posteriormente, se realizó un análisis espacial comparativo para cada año (1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020), evaluando cuál de los tres índices tenía mayor incidencia o impacto en la fragmentación. Previamente, el índice AMP (Área Media de Parches) se re-escaló para que un mayor valor indicara un mayor nivel de fragmentación. Esto se hizo invirtiendo su escala original, dado que, en su forma inicial, valores altos de AMP indican menor fragmentación (parches más grandes y conectados). Este ajuste permitió que el índice AMP fuera coherente con el comportamiento de los índices NP (Número de Parches) y DVC (Distancia al Vecino Cercano), donde valores más altos ya representan mayor fragmentación. Además, todos los índices se estandarizaron mediante el método de mínimos y máximos, transformando sus valores a una escala común de 0 a 1, lo que facilitó una comparación directa entre ellos, independientemente de sus unidades de medida originales.

El método facilitó la integración de estas métricas en una representación única, lo que permitió simplificar la interpretación de los patrones generales de fragmentación en el paisaje forestal. En particular, el índice DVC aportó una dimensión adicional al análisis al considerar explícitamente la proximidad espacial entre los parches, complementando a las métricas AMP y NP que no incorporan esta relación. Aunque el método k-means es ampliamente utilizado en otros campos, su aplicación en estudios de fragmentación forestal es limitada. Entre los pocos trabajos previos, Huang et al. (2021) emplearon k-means para analizar patrones forestales en China, destacando su utilidad para identificar zonas con características comunes dentro de paisajes complejos. Inspirado por estos enfoques, este estudio exploró su implementación para simplificar métricas de fragmentación y generar categorías útiles para la planificación de conservación.

2.2.3. Análisis de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde para cada categoría del OTBN de la provincia de Misiones.

Finalmente, se analizaron los cambios en los niveles de fragmentación para cada periodo y cada categoría del OTBN en la provincia de Misiones, evaluando cómo la fragmentación del paisaje ha evolucionado dentro de las distintas clasificaciones de conservación. Utilizando métricas específicas como el Área Media de Parche (AMP), el Número de Parches (NP) y la Distancia al Vecino Cercano (DVC), se cuantificaron los patrones de fragmentación para determinar las tendencias de cambio en cada categoría del OTBN. Estas métricas son esenciales para comprender la pérdida de conectividad y el aislamiento de los fragmentos forestales, que son factores críticos para la viabilidad a largo plazo de las especies que dependen de estos hábitats (Fahrig, 2003).

Posteriormente, se realizó un análisis espacial bivariado de Moran, una técnica estadística que permite identificar la autocorrelación espacial y detectar patrones espaciales específicos dentro de los datos (Anselin, 1995). Este análisis es crucial para identificar áreas críticas donde se concentra la alta deforestación acompañada de un incremento en los niveles de fragmentación. Asimismo, se identificaron áreas con signos de regeneración forestal y disminución en la fragmentación.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización de la deforestación de bosques nativos en el Corredor Verde.

3.1.1. Área y tasa de deforestación

El área definida como Corredor Verde de la provincia de Misiones abarca un total aproximada de 1.097.540 ha. Los resultados evidencian una tendencia general en la disminución del área de bosques nativos en el Corredor Verde a lo largo del tiempo analizado (Figura 3a). En 30 años (1990-2020), se deforestaron 129.219 ha, lo cual equivale al 12,98% del área inicial de bosques en 1990. En 30 años, las áreas de bosque nativo en el Corredor Verde han disminuido a una tasa media anual de 0,46%. Se destaca que durante los tres primeros periodos las tasas de deforestación presentan una tendencia general creciente, alcanzando el valor más alto durante el periodo 2000-2005 con 0,73%, sin embargo, en el periodo 2005-2010 y 2010-2015 se rompe la tendencia y la tasa baja a 0,37% y 0,30 respectivamente, siendo 2010-2015 el periodo con la tasa de deforestación más baja de todos los periodos analizados. Durante el periodo 2015-2020, la tasa de deforestación aumenta nuevamente con valor de 0,57% (Figura 3b).

La disminución de las tasas de deforestación en los periodos 2005-2010 y 2010-2015 coincide con observaciones realizadas en otras regiones de Argentina, como el Chaco, donde también se registró una reducción de las tasas de pérdida forestal durante la etapa de diseño e implementación de la Ley de Bosques Nativos. Sin embargo, no existe consenso respecto a si este descenso se debe exclusivamente a la aplicación de la Ley o a otros factores nacionales e internacionales, como las fluctuaciones en los precios de commodities agrícolas y cambios en las políticas locales (Aguiar et al., 2018). Estudios como los de Volante y Seghezzi (2018) y Camba Sans et al. (2018) argumentan que en algunas provincias chaqueñas, las tasas comenzaron a disminuir incluso antes de la sanción de la Ley y que, en algunos casos, la conversión de áreas protegidas continuó en categorías donde la deforestación estaba restringida.

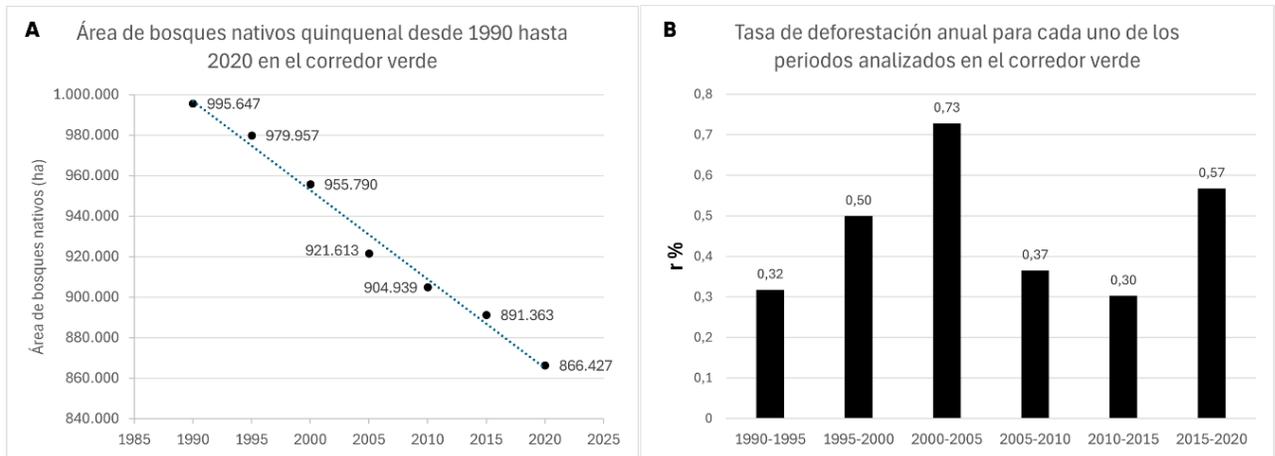


Figura 3. A. Área de bosque nativo (ha) en el Corredor Verde cada 5 años desde 1990 hasta 2020. B. Tasa de deforestación anual r (%) de bosques nativos para cada uno de los periodos analizados en el Corredor Verde.

Por otro lado, el informe del estado de implementación de la Ley 26.331 del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS, 2021) destaca que, a nivel nacional, las tasas de pérdida de bosque nativo experimentaron una disminución significativa entre 2008 y 2014, coincidiendo con la etapa de implementación inicial de la Ley. Este comportamiento podría estar parcialmente relacionado con factores económicos globales, como la caída en los precios de los commodities agrícolas después de 2012 (Gasparri et al., 2013; Fehlenberg et al., 2017), lo que redujo la presión sobre los bosques para uso agrícola. Estos patrones resaltan la complejidad de atribuir las tendencias de deforestación únicamente a marcos regulatorios, sugiriendo que dinámicas múltiples y diversas, tanto a nivel nacional como regional, pueden estar operando simultáneamente en el Corredor Verde de Misiones.

Las tasas más elevadas de deforestación de bosques nativos en los últimos 30 años se concentran principalmente en la región centro-norte del departamento de San Pedro, alcanzando hasta un 9,44% de pérdida anual. Estas áreas se encuentran mayormente a lo largo de la ruta nacional 14 y cerca de centros urbanos como San Pedro y Paraíso, así como alrededor de Pozo Azul y en zonas cercanas a la ruta provincial que conecta Pozo Azul con Dos Hermanas. De manera similar, los departamentos de San Martín, Montecarlo y Guaraní también presentan zonas con tasas considerables de deforestación, lo cual podría estar asociado a la proximidad a centros urbanos y a la infraestructura vial que facilita el acceso a mercados forestales, como el maderero, una de las actividades económicas históricamente más importantes en la región (Figura 4a).

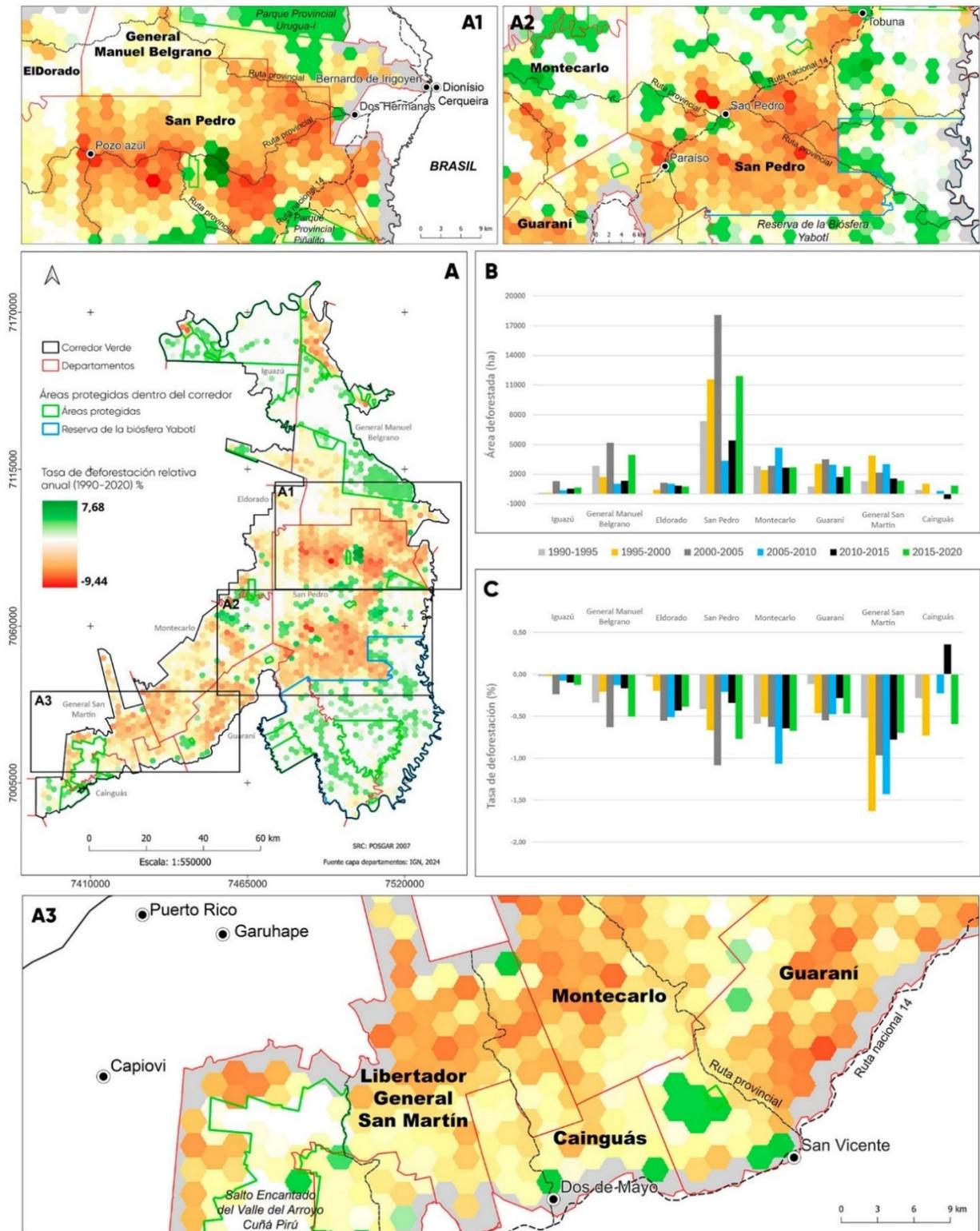


Figura 4. A. Distribución espacial de la tasa de deforestación relativa (expresada en %) de bosques nativos para el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020. Los valores con signo negativo (-) indican una disminución en el área de bosques, en tanto que los valores positivos (+) indican un aumento en el área de bosque.

B. Área de bosque nativos deforestada por departamento para cada periodo analizado. C. Tasa de deforestación relativa anual por departamento para cada periodo analizado.

Este patrón de deforestación vinculada a la infraestructura vial y áreas urbanas también ha sido documentado en otras regiones boscosas de Argentina, como el Chaco, donde la cercanía a caminos y mercados ha sido identificada como un driver clave de pérdida de bosque (Fehlenberg et al., 2017). A nivel global, estudios como los de Laurance et al. (2014) y Jaeger et al. (2000) destacan que la expansión de la infraestructura vial es uno de los principales impulsores de la pérdida de bosques, al facilitar el acceso a áreas previamente remotas, promover la conversión de tierras y acelerar procesos de deforestación relacionados con actividades económicas.

Los datos también evidencian zonas en donde aumentó el área de bosques nativos, siendo el departamento de San Pedro y General Manuel Belgrano donde se presentan la mayor cantidad de zonas con tasas de recuperación de hasta 7,68% anual. En estos casos, las áreas de aumento de bosques están mayormente dentro o cerca a zonas protegidas como la reserva de biosfera Yabotí y el parque provincial Urugua-í. Igualmente, en las áreas protegidas del Corredor Verde, prevalecen zonas sin tasas de pérdidas (hexágonos color blanco), y zonas que presentan ganancias de bosque nativo (hexágonos color verde), como el Parque Nacional Iguazú, lo cual evidencia la efectividad de estas figuras de conservación.

A nivel de departamento, San Pedro es el que presentó la mayor área de bosque nativo deforestado en el periodo 1990-2020 (57.694,50 ha), seguido por Montecarlo con 18.095,85 ha; General Manuel Belgrano: 16.034,04 ha; Guaraní: 14.765,85 ha; General San Martín: 13.221,72 ha; Eldorado: 4.217,49 ha; Iguazú: 3.124,35 ha; Cainguás: 2.066,04 ha (Figura 4b). Sin embargo, cuando analizamos las tasas de deforestación (Figura 4c), San Martín es el que presenta la mayor tasa de pérdida, seguido por Montecarlo y San Pedro. Esto se da debido a que la tasa que se estima en este estudio es relativa al área de bosque nativo al inicio del periodo analizado. En el caso de San Pedro, es el departamento que ha perdido más bosques nativos, pero al mismo tiempo es el departamento que tiene más área de bosque nativo ya que cuenta con áreas protegidas que han mantenido sus bosques y esto les quita peso a las áreas con altas tasas de deforestación. Por otro lado, en San Martín se deforestó menos que en San Pedro, pero su área de bosque al inicio de este estudio era baja en comparación con San Pedro, lo cual justifica la tasa de pérdida mayor.

El 57% del área deforestada en el Corredor Verde se concentra en los departamentos de San Pedro y General Manuel Belgrano. Estos departamentos también son los que cuentan con la mayor proporción de áreas bajo restricciones de uso, específicamente en la categoría 1 del OTBN de Misiones. De hecho, estas áreas representan el 53,43% del total de la categoría 1 dentro del Corredor Verde.

3.1.2. Pérdida de bosques y coberturas de la tierra

Se evidencia un patrón de deforestación que se relaciona con el tipo de cultivo plantado. Las áreas deforestadas para forestaciones son más grandes y continuas, como ocurre en el departamento de San Martín y al sur del departamento de Montecarlo. Por el contrario, las áreas deforestadas clasificadas como cultivos perennes por MapBiomias presentan parches más pequeños, una característica observable en todo el Corredor Verde, siendo más notable en el centro oeste del departamento de San Pedro, norte de Manuel Belgrano, Cainguás y oeste de Guaraní. Gran parte del área deforestada en los periodos 2010-2015 y 2015-2020 se concentra en el norte del departamento de San Pedro en donde se han sembrado pasturas y cultivos perennes como la yerba mate, esta zona es interesante analizarla debido a que es el área entre el Parque Provincial Uruguai y la reserva de la Biosfera Yabotí, en otras palabras, es un área que ha servido como corredor-conector entre estas dos áreas protegidas, pero la intensa actividad agropecuaria ha llevado a su deforestación, la cual se intensifica con el paso del tiempo (Figura 5a).

El departamento de San Pedro presentó la mayor cantidad de área deforestada, lo cual coincide con tener la mayor área de cultivos perennes y pasturas. Por otro lado, San Martín es el departamento que ha convertido la mayor parte del área deforestada en plantaciones forestales. Las áreas deforestadas en el departamento de Cainguás, en su gran mayoría, se han reemplazado por cultivos perennes. Manuel Belgrano evidencia una matriz del paisaje compuesto por pequeños parches en el norte, mientras que al sur los parches son mayores y se usan principalmente para la producción de maderables y pasturas. El caso de Iguazú, al tener la mayor parte de su área protegida, solo evidencia deforestaciones en el norte, cerca al área urbana de Puerto Iguazú, y al sur destinadas para plantaciones forestales.

Las áreas de bosque nativo deforestadas entre 1990 y 2020 se han convertido principalmente en cultivos perennes, forestaciones, pasturas y cultivos anuales (Figura 5b). Estos hallazgos son coherentes con estudios globales sobre deforestación, como los de Foley et al., (2005), Gibbs et al., (2010), y Lambin y Meyfroidt (2011), que destacan la intensificación de la pérdida de bosques debido a la expansión agrícola. Un estudio reciente sobre la Selva Atlántica del Paraná trinacional también resalta que el crecimiento económico y el aumento de la densidad poblacional están asociados con mayores tasas de deforestación, particularmente en áreas cercanas a carreteras y centros urbanos (Mohebalian et al., 2022).

Aunque estos patrones son evidentes, es crucial reconocer que la deforestación en regiones tropicales es un fenómeno complejo, impulsado por una combinación de factores. Helmut et al., (2002) y Geist y Lambin (2002); señalan que la pérdida de bosques resulta de múltiples causas subyacentes, incluyendo condiciones geográficas y climáticas, infraestructura vial, dinámica poblacional, políticas públicas, acceso a servicios, tecnologías, créditos, y la influencia del mercado a diferentes escalas. Esta complejidad es apoyada por Laurance et al., (2014), quienes subrayan el papel crucial de la expansión de infraestructuras, especialmente carreteras, en la aceleración de la fragmentación y pérdida de bosques. De manera similar, Geist y Lambin (2002) argumentan que

no existe una única causa dominante de la deforestación, sino una interacción dinámica de múltiples factores que varían según el contexto regional y temporal.

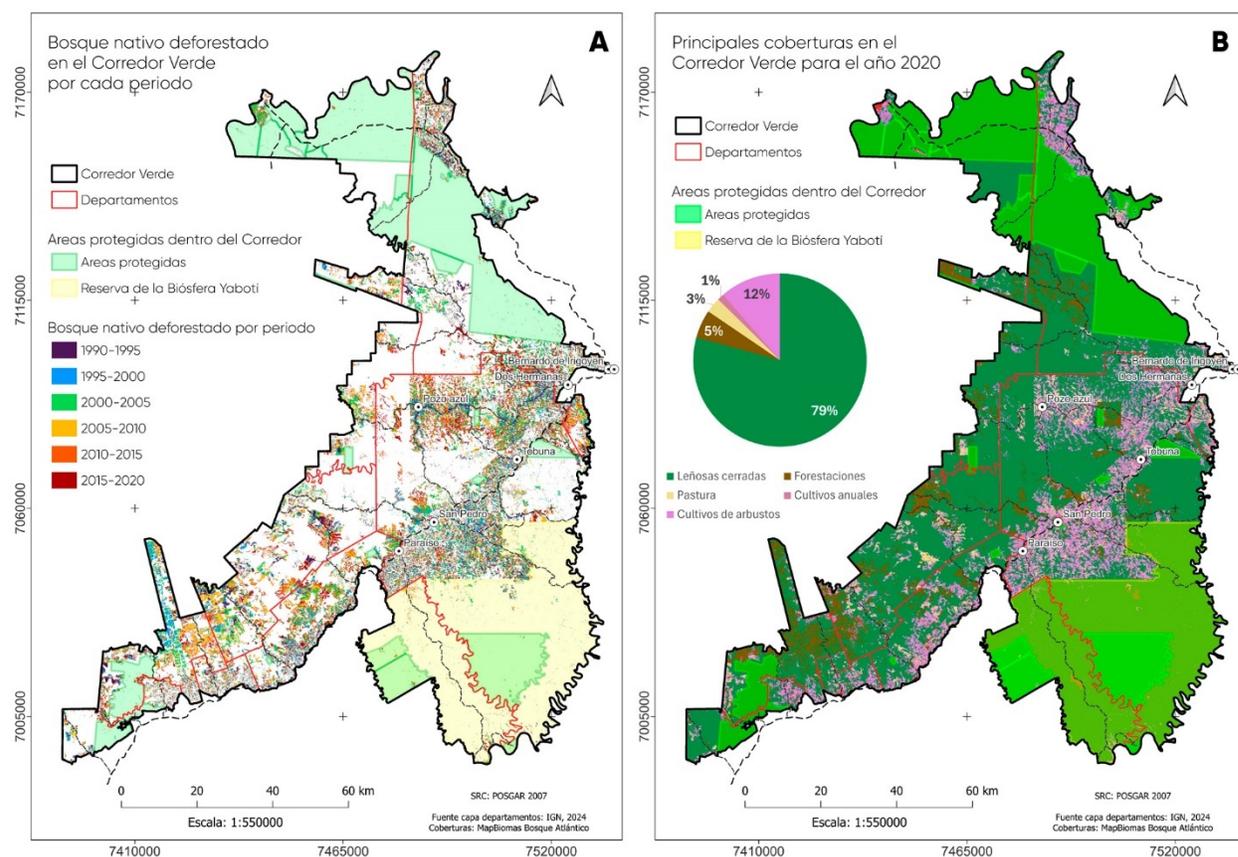


Figura 5. A: Área de bosque nativo deforestado en el Corredor Verde por período estudiado. B: Coberturas principales de la tierra en el Corredor Verde en el año 2020.

Rudel et al., (2009) añaden que la deforestación es frecuentemente resultado de la expansión de la agricultura de exportación, particularmente en áreas donde las políticas gubernamentales favorecen la conversión de bosques en tierras agrícolas. Por otro lado, la investigación de Hansen et al., (2013) sobre el monitoreo global de la deforestación a través de imágenes satelitales refuerza la idea de que la pérdida de bosques es un proceso continuo y creciente, impulsado por la demanda global de productos agrícolas y madereros.

3.2. Análisis de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde para el periodo 1990-2020.

Los resultados muestran una disminución en el Área Media de Parche (AMP) desde 1990 hasta 2020, mientras que el Número de Parches (NP) y la Distancia al Vecino Cercano (DVC) han aumentado. Esto sugiere un proceso de fragmentación de los bosques nativos, donde la cantidad de fragmentos aumentó de 2,09 en 1990 a 4,29 en 2020, y el tamaño medio de los fragmentos se redujo

en un 24,56%, de 285 ha a 215,03 ha. Asimismo, la distancia media al vecino más cercano aumentó de 94,73 a 246,45 metros (Figura 6).

El comportamiento de estos tres indicadores demuestra que la pérdida de superficie forestal ha sido acompañada por una fragmentación significativa del hábitat, lo cual puede afectar negativamente la biodiversidad y la funcionalidad ecológica de la región.

A pesar de la tendencia general hacia la fragmentación, existen áreas dentro del Corredor Verde que han mantenido un número constante de parches ($NP = 1$), un AMP elevado y una DVC de 0 metros, indicando zonas de bosque continuo y no fragmentado. Estas áreas, en su mayoría, coinciden con zonas protegidas, subrayando la efectividad de las áreas naturales protegidas para conservar los bosques intactos, tal como lo señala Laurance et al. (2012).

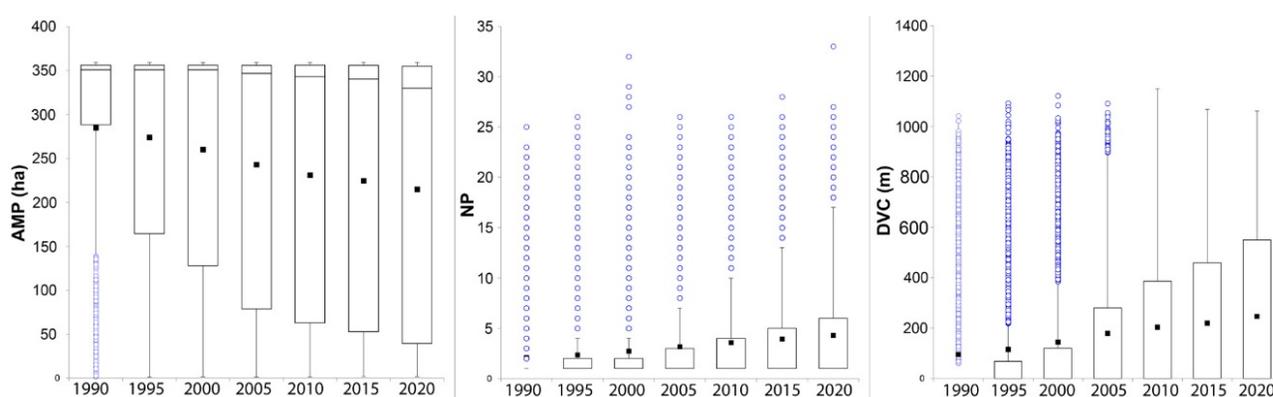


Figura 6. BoxPlot de los índices AMP, NP y DVC en el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020.

El análisis de los boxplots revela que, a lo largo de los años, un porcentaje significativo de las unidades de análisis mantiene un NP igual a 1, con áreas de parches superiores a 329 ha. No obstante, la dispersión de los valores de AMP y DVC en el 50% restante de las muestras indican un patrón de fragmentación creciente, con distancias entre parches cada vez mayores, alcanzando valores extremos de hasta 1061 metros en 2020.

Estos resultados destacan la importancia de las áreas protegidas en la mitigación de la fragmentación forestal. Sin embargo, la creciente fragmentación en otras áreas del Corredor Verde sugiere la necesidad de medidas adicionales de conservación fuera de las zonas protegidas, así como estrategias de manejo sostenible que consideren la conectividad del paisaje y la mitigación de los efectos de la fragmentación.

Los resultados obtenidos sobre la fragmentación de los bosques nativos en el Corredor Verde de Misiones revelan patrones que son consistentes con estudios regionales y globales sobre la

dinámica de la fragmentación forestal. La disminución del Área Media de Parche (AMP), combinada con el aumento del Número de Parches (NP) y la Distancia al Vecino Cercano (DVC), indica un proceso claro de fragmentación, que tiene implicaciones importantes tanto para la conservación de la biodiversidad como para la gestión del paisaje.

En un contexto regional, estudios como los realizados en la Selva Atlántica han documentado patrones similares de fragmentación provocados por la expansión agrícola y la urbanización. Ribeiro et al. (2009) demostraron que la Selva Atlántica ha sufrido una severa fragmentación, con más del 70% de los fragmentos de bosque menores de 50 hectáreas. Un análisis más reciente sobre la fragmentación en el Bosque Atlántico, llevado a cabo por Vancine et al. (2024), reveló que entre 1986 y 2020, el número de fragmentos de bosque aumentó significativamente, con un 97% de estos fragmentos siendo menores de 50 hectáreas, acompañado de una pérdida de 3,9 millones de hectáreas de cobertura forestal. Este incremento en la fragmentación y pérdida del bosque está estrechamente ligado a la expansión de la frontera agrícola y la construcción de infraestructura vial, factores que también se manifiestan en el Corredor Verde de Misiones, Argentina.

Laurance et al. (2002) describen cómo la fragmentación de los bosques tropicales lleva a la pérdida de biodiversidad y a la alteración de los ecosistemas, aumentando la vulnerabilidad de las especies a la extinción. Este estudio destaca que los fragmentos más pequeños son particularmente susceptibles a efectos de borde, cambios micro climáticos, y pérdida de especies, lo cual es preocupante en el contexto de Misiones, donde el AMP ha disminuido considerablemente.

A nivel global, la fragmentación forestal ha sido identificada como un problema creciente que intensifica los efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad (Haddad et al., 2015). El aumento de la fragmentación en Misiones está en línea con estas tendencias globales. La fragmentación no solo reduce la conectividad del paisaje, sino que también limita la capacidad de las especies para migrar y adaptarse a las condiciones cambiantes del clima.

3.2.1. Análisis Multitemporal de la Fragmentación en el Corredor Verde de Misiones

El análisis de la fragmentación del paisaje en este trabajo se basó en tres índices clave: el Área Media de Parche (AMP), el Número de Parches (NP), y la Distancia al Vecino Cercano (DVC). Cada celda en el estudio representa un área de aproximadamente 346 hectáreas, donde el estado ideal sería un gran parche de bosque continuo. A medida que la deforestación avanza, el paisaje pasa por diferentes fases de fragmentación, que incluyen la perforación, incisión, disección, disipación, encogimiento y eliminación (Jaeger et al., 2000).

En las fases iniciales, la perforación e incisión, se observa una disminución en el AMP mientras que NP y DVC permanecen relativamente estables, reflejando la aparición de pequeñas aperturas dentro de grandes parches de bosque. Con la progresión hacia fases más avanzadas como la disección y disipación, no solo el AMP disminuye significativamente, sino que también se

empiezan a observar cambios en NP y DVC. Estos cambios indican que los grandes parches de bosque se dividen en fragmentos más pequeños y que estos fragmentos se vuelven cada vez más aislados (Laurance et al., 2002).

La gráfica de comportamiento multitemporal de los índices de fragmentación (Figura 7) muestra una tendencia al alza continua para AMP, NP y DVC desde 1990 hasta 2020. Esta tendencia refleja una intensificación de la fragmentación del paisaje forestal en el Corredor Verde. El incremento en NP sugiere que más parches de bosque están siendo fragmentados, mientras que el aumento en DVC indica que estos fragmentos están cada vez más dispersos, comprometiendo la conectividad ecológica (Figura 7).

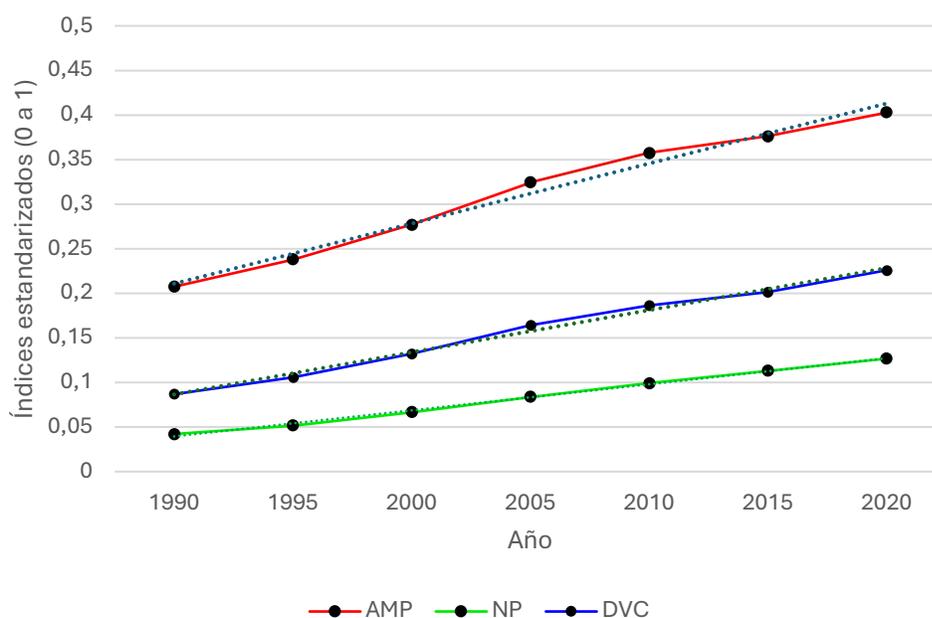


Figura 7. Comportamiento multitemporal de los índices de fragmentación AMP, NP y DVC en el Corredor Verde de la provincia de Misiones durante el periodo 1990-2020, mostrando una tendencia continua de aumento en la fragmentación del paisaje forestal. Todos los índices fueron estandarizados en el eje de ordenadas a una escala de 0 a 1 para facilitar la comparación directa. Es importante destacar que el índice AMP fue reescalado previamente, ya que, en su forma original, valores altos indican menor fragmentación. Este ajuste permitió que AMP fuera coherente con NP y DVC, donde valores más altos representan mayor fragmentación.

Los mapas RGB multitemporales (Figura 8) revelan que la mayoría de las celdas en el Corredor Verde están dominadas por tonos magenta, rosado y rojo, lo que indica áreas con un alto nivel de fragmentación, caracterizadas por AMP bajo y DVC alto. Las celdas blancas o en tonos claros sugieren un nivel extremo de fragmentación, donde los fragmentos de bosque son numerosos, pequeños y altamente aislados. Estos patrones son particularmente preocupantes para la biodiversidad y la resiliencia del ecosistema, ya que reflejan un paisaje severamente degradado.

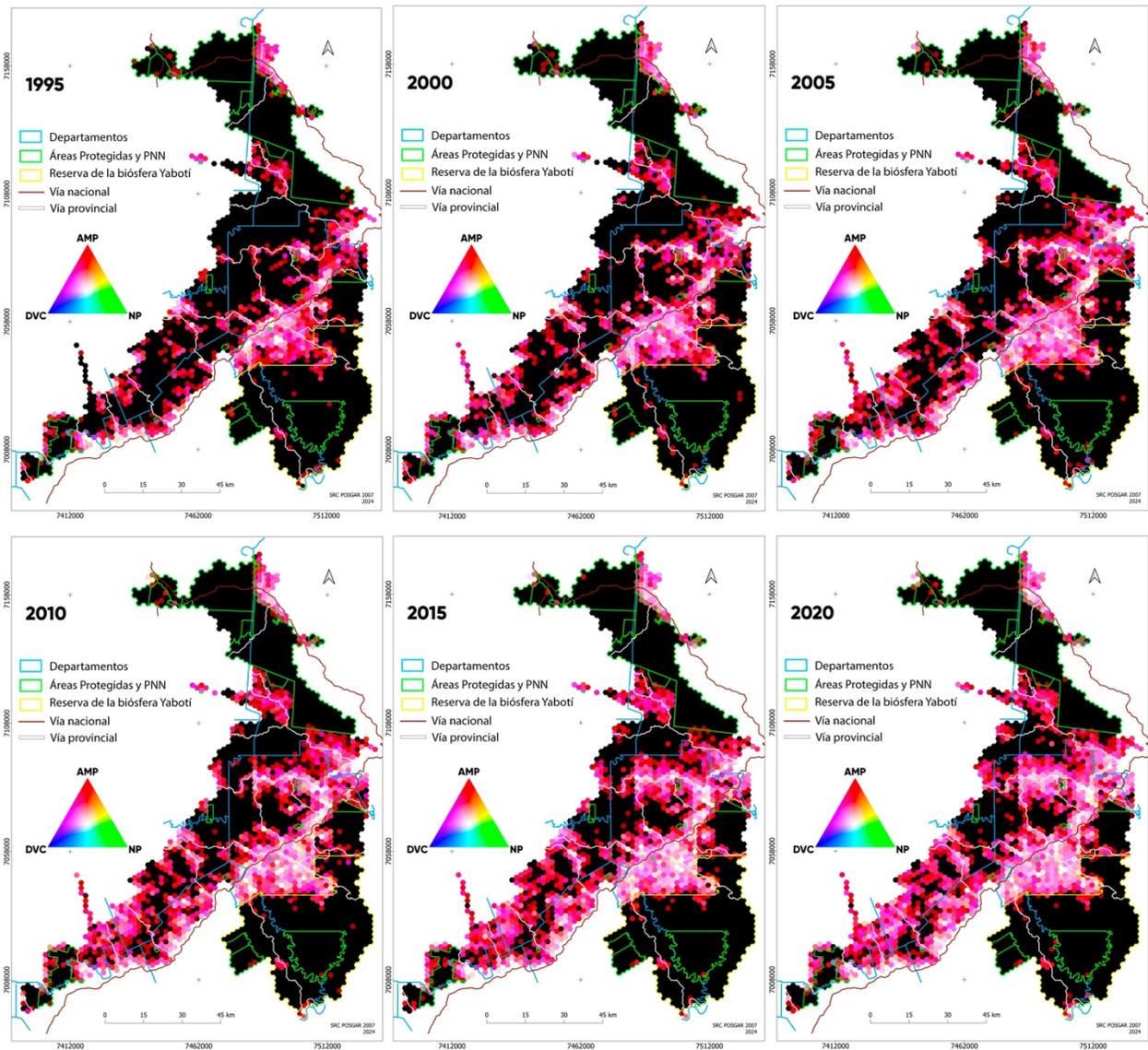


Figura 8. Distribución espaciotemporal de la fragmentación de bosques nativos en el Corredor Verde de la provincia de Misiones utilizando la composición RGB de los índices de fragmentación (AMP, NP, DVC). La composición RGB está configurada de la siguiente manera: AMP (Área Media de Parches reescalada para que mayores valores indiquen mayor fragmentación) en rojo, NP (Número de Parches) en verde y DVC (Distancia al Vecino Cercano) en azul. Cada color en el mapa representa una combinación única de valores de los tres índices: por ejemplo, áreas con alto AMP y bajo NP y DVC aparecerán en tonos más cercanos al rojo, mientras que áreas con alto NP y bajo AMP y DVC se visualizarán en tonos verdes. Los tonos intermedios, como magenta o cian, indican combinaciones de dos índices predominantes. Los colores negros representan áreas sin fragmentación significativa, donde los valores de los índices son bajos, mientras que los colores blancos representan áreas altamente fragmentadas, donde los valores de los tres índices son altos. Esta representación permite visualizar de forma simultánea las contribuciones relativas de cada índice a la fragmentación del paisaje. Los valores fueron estandarizados a una escala de 0 a 1 para facilitar la comparación.

El predominio de los tonos rojos y magenta en las áreas resaltadas indica que el índice AMP presenta los valores más altos, destacándose como el más sensible entre los tres índices analizados. Esta sensibilidad convierte al AMP en un indicador temprano de fragmentación, lo cual es especialmente relevante en este contexto. El índice AMP revela una disminución significativa en

el tamaño de los parches de bosque, particularmente en las etapas iniciales del proceso de fragmentación, donde los efectos de NP y DVC aún no son tan evidentes. Esto lo convierte en una herramienta valiosa para la gestión ambiental (Laurance et al., 2002). Su capacidad para detectar los primeros impactos de la deforestación antes de que otros índices muestren cambios subraya la importancia de su monitoreo constante.

El análisis multitemporal revela patrones espaciales específicos de fragmentación en el Corredor Verde de Misiones. Los departamentos de Montecarlo, Guaraní, San Pedro y General Manuel Belgrano destacan como focos de fragmentación acelerada, impulsada principalmente por el desarrollo de cultivos perennes y la expansión de la infraestructura vial. Estos patrones espaciales son coherentes con los fenómenos globales de fragmentación de paisajes forestales descritos en la literatura científica. Jaeger et al. (2000) han documentado cómo la fragmentación del paisaje, impulsada por la expansión agrícola y la construcción de infraestructuras, altera significativamente la estructura del entorno natural. Esta tendencia es claramente visible en el Corredor Verde, donde la proximidad a la ruta nacional 14 y otras vías principales facilita el cambio del uso del suelo, llevando a una conversión del bosque en tierras agrícolas.

Las áreas protegidas dentro del Corredor Verde han demostrado ser relativamente efectivas en la preservación de extensas áreas de bosque continuo y en la mitigación de la fragmentación. No obstante, la creciente presión sobre el paisaje fuera de estas áreas subraya la necesidad urgente de desarrollar estrategias de manejo que no solo se enfoquen en la protección de los remanentes de bosque, sino también en la restauración de áreas fragmentadas (Bruner et al., 2001). Esto es crucial, dado que el objetivo principal del corredor es mantener la conectividad entre las masas forestales predominantes en la provincia.

3.2.2. Clasificación de la fragmentación de bosques nativos

La figura 9 revela patrones claros de fragmentación en el Corredor Verde de Misiones, con un aumento progresivo en la fragmentación de los bosques nativos desde 1990 hasta 2020. Las cuatro clases de fragmentación (sin fragmentación, fragmentación baja, media y alta) exhiben comportamientos espaciales distintos que reflejan diferentes etapas del proceso de fragmentación y la influencia de factores antropogénicos.

Las áreas sin fragmentación se concentran principalmente en zonas protegidas y regiones topográficamente difíciles, donde los ecosistemas forestales se han mantenido relativamente intactos. Este patrón coincide con estudios previos que destacan la efectividad de las áreas protegidas en la conservación de la biodiversidad y en la mitigación de la fragmentación del hábitat (Hansen et al., 2020). Sin embargo, es preocupante que estas áreas sin fragmentación hayan disminuido con el tiempo, lo que sugiere una creciente presión humana en las regiones circundantes.

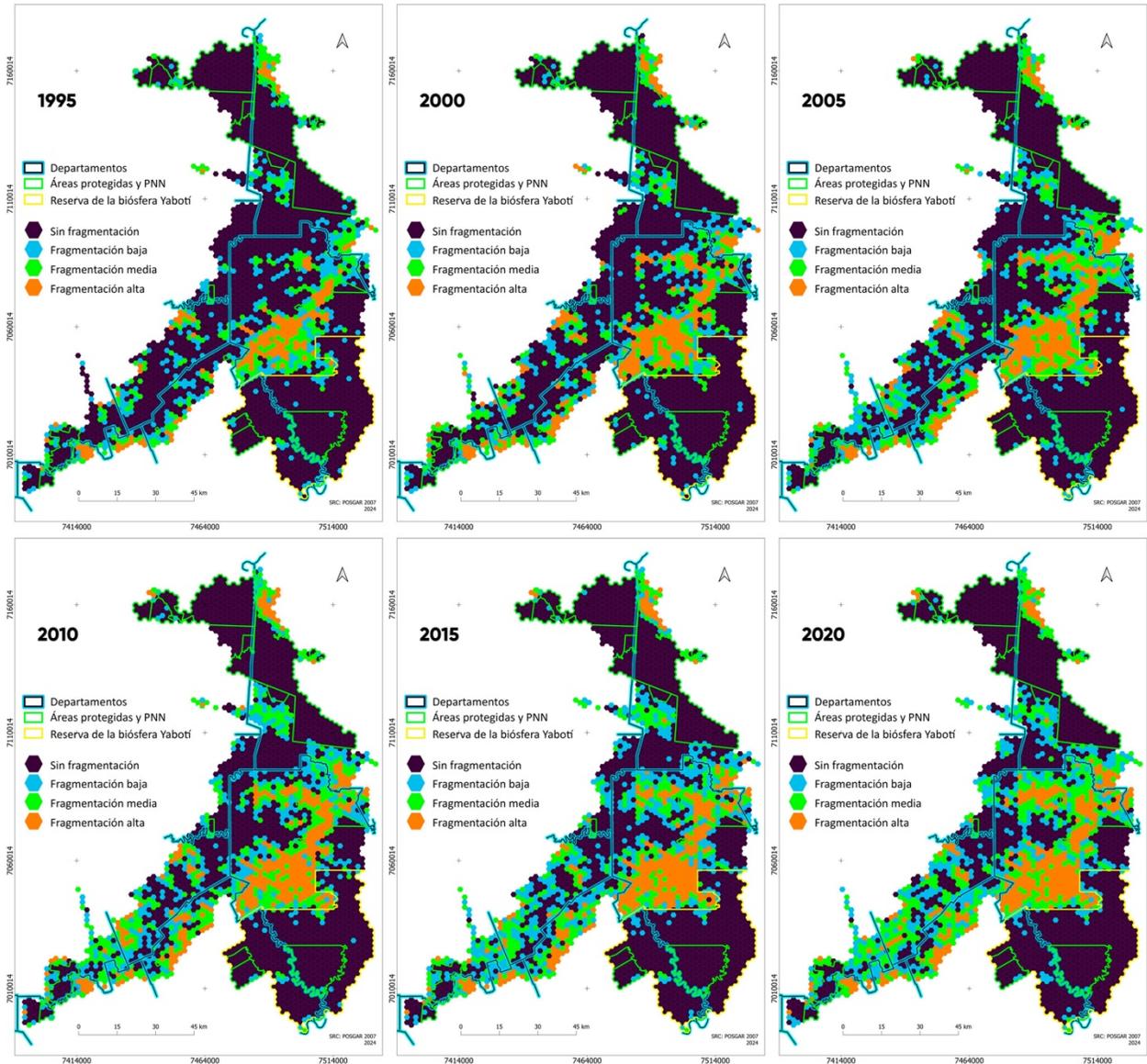


Figura 9. Nivel de fragmentación multitemporal de bosques nativos en el Corredor Verde de la provincia de Misiones, realizado mediante el método de clasificación k-means.

Por otro lado, las áreas con fragmentación baja, que actúan como amortiguadores o "buffers" de las zonas sin fragmentación, están mayormente ubicadas cerca de estas áreas protegidas o en zonas con acceso difícil. Estas áreas están comenzando a mostrar signos de fragmentación, como la perforación del dosel forestal, lo cual es consistente con el fenómeno descrito por Fahrig (2003), quien sostiene que la fragmentación inicial a menudo comienza con pequeñas aperturas que se expanden con el tiempo si no se implementan medidas de conservación.

La clase de fragmentación media muestra un avance más significativo en la fragmentación, con un paisaje en transición donde ya no es claramente dominante la cobertura de bosque. Estas áreas tienden a ubicarse en proximidad a las infraestructuras viales, lo cual está bien documentado en la

literatura como un impulsor clave de la fragmentación (Haddad et al., 2015). Las infraestructuras facilitan el acceso humano y fomentan la expansión agrícola y urbana, lo que lleva a una mayor fragmentación del hábitat y a la desconexión de los parches de bosque.

Las zonas con fragmentación alta son aquellas en donde la cobertura boscosa ha sido reemplazada en gran medida por cultivos, pastizales y zonas urbanas, con pocos fragmentos de bosque restantes. Esta transición de un paisaje dominado por bosques a uno dominado por actividades humanas refleja una fase avanzada de fragmentación, donde la conectividad ecológica está severamente comprometida (Geist y Lambin, 2002). La prevalencia de estas zonas fragmentadas sugiere un proceso continuo de conversión de tierras forestales en áreas agrícolas, impulsado por la demanda de productos agrícolas y la expansión de las infraestructuras (Rudel et al., 2009).

El aumento de la fragmentación en el Corredor Verde tiene implicaciones ecológicas graves. La reducción del tamaño de los parches y el aumento de la distancia entre ellos pueden llevar a la pérdida de especies y a una disminución de la biodiversidad, como lo han demostrado numerosos estudios (Fahrig, 2003; Laurance et al., 2002). Además, la desconexión de los hábitats reduce la capacidad de las especies para dispersarse, lo que puede llevar a la disminución de las poblaciones locales y aumentar la vulnerabilidad de las especies a las perturbaciones ambientales.

El aumento en el nivel de fragmentación, especialmente la frecuencia con que las áreas pasan de Sin fragmentación (Nivel 1) a Fragmentación baja (Nivel 2), sugiere una presión humana creciente en áreas que históricamente han estado menos alteradas. Esta expansión gradual de la fragmentación puede estar vinculada a actividades humanas como la expansión agrícola, la tala selectiva, y la construcción de infraestructuras, que comienzan a afectar áreas más periféricas o previamente protegidas. Además, la persistencia de transiciones a niveles más altos de fragmentación (Niveles 3 y 4) apunta a un deterioro continuo de los bosques, lo que podría estar comprometiendo la conectividad ecológica y la biodiversidad del Corredor Verde. En la tabla 1, se evidencia una tendencia general inicial de aumento en la fragmentación entre los periodos 1990-1995 y 1995-2000, alcanzando un pico en el periodo 1995-2000 con 405 unidades que aumentaron de nivel. Posteriormente, aunque hay una leve disminución alcanzando su punto más bajo en 2010-2015 con 293 unidades, se observa un incremento nuevamente en el periodo 2015-2020 con 363 unidades afectadas.

La transición más frecuente observada en la tabla 1 es de Nivel 1 a Nivel 2, lo que sugiere un avance gradual de áreas previamente no fragmentadas hacia un estado de fragmentación baja. Este patrón es consistente a lo largo de todos los periodos estudiados, siendo el periodo 2005-2010 el más afectado. Es relevante notar que la disminución de este cambio en los periodos más recientes podría estar relacionada con la reducción progresiva de áreas sin fragmentación disponibles, que ahora se encuentran más dispersas y localizadas en zonas periféricas. Esto indica que las áreas previamente continuas de bosque están cada vez más limitadas y fragmentadas.

	1990-1995	1995-2000	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2015-2020
Total aumentaron	322	405	389	387	293	363
Nivel 1 a nivel 2	149	147	156	160	134	112
Nivel 1 a nivel 3	40	50	56	37	11	28
Nivel 1 a nivel 4	3	4	4	2	2	0
Nivel 2 a nivel 3	85	91	98	99	80	143
Nivel 2 a nivel 4	6	21	10	5	7	14
Nivel 3 a nivel 4	39	92	65	84	59	66

Tabla 1. Cantidad de unidades de análisis que aumentaron de nivel de fragmentación durante cada periodo estudiado. Nivel 1: Sin fragmentación; Nivel 2: Fragmentación baja; Nivel 3: Fragmentación media; Nivel 4: Fragmentación alta. Las celdas en rojo indican los años en que hubo los mayores aumentos en el nivel de fragmentación, mientras que las celdas verdes representan los años en que se registraron los menores aumentos.

La transición de Nivel 2 a Nivel 3 es particularmente notable durante el periodo 2015-2020, lo que indica que áreas previamente caracterizadas por una fragmentación baja han evolucionado hacia un estado de fragmentación media. Este cambio tiene implicaciones significativas para la estructura y la función del ecosistema, ya que sugiere un proceso de intensificación de la fragmentación en áreas que ya estaban comprometidas. Es interesante observar que, aunque este periodo muestra el menor incremento de transición de Nivel 1 a Nivel 2, también es el que presenta el mayor aumento de Nivel 2 a Nivel 3. Esto indica que, aunque la fragmentación no se está extendiendo ampliamente a nuevas áreas sin fragmentar, se está intensificando en aquellas áreas que ya experimentaban fragmentación, lo que podría implicar un agravamiento de la degradación del paisaje en estas zonas.

Las transiciones de Nivel 3 a Nivel 4 son menos frecuentes, pero su presencia constante a lo largo de los periodos indica un proceso continuo de intensificación de la fragmentación en ciertas áreas críticas.

Así como se presentan zonas que aumentan su nivel de fragmentación, también se pueden evidenciar áreas cuyo nivel de fragmentación disminuye, lo cual podría ser indicativo de la eficacia de recuperación natural del bosque y de políticas de conservación. Las transiciones de Nivel 2 a Nivel 1 y de Nivel 3 a Nivel 2 podrían reflejar la resiliencia de ciertos ecosistemas, capaces de recuperarse parcialmente de las perturbaciones. Sin embargo, la limitada recuperación desde el Nivel 4 destaca la dificultad de restaurar áreas altamente fragmentadas, subrayando la necesidad de enfoques de conservación más efectivos en estas zonas críticas (Tabla 2).

Se observa un incremento significativo en las unidades que disminuyeron su fragmentación durante el periodo 2010-2015 (284 unidades), lo que podría estar relacionado con esfuerzos de conservación como la ley de bosques y el OTBN de la provincia de Misiones.

La transición de Nivel 2 a Nivel 1 es la más común, lo que sugiere que ciertas áreas están logrando reducir su nivel de fragmentación y recuperar una estructura de bosque menos fragmentada. Este fenómeno es más pronunciado en el periodo 2010-2015.

La transición de Nivel 3 a Nivel 2 también es relevante, especialmente en el periodo 2010-2015, indicando que áreas con fragmentación media están logrando reducir su nivel de fragmentación. Sin embargo, es preocupante que las transiciones de los niveles más fragmentados (Nivel 4) hacia niveles menos fragmentados sean escasas, lo que sugiere que una vez que un área alcanza un alto nivel de fragmentación, es menos probable que se recupere.

	1990-1995	1995-2000	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2015-2020
Total disminuyeron	150	143	184	198	284	172
Nivel 2 a nivel 1	78	80	66	76	85	65
Nivel 3 a nivel 1	8	7	9	10	12	8
Nivel 3 a nivel 2	28	33	53	66	123	45
Nivel 4 a nivel 1	0	0	0	0	0	0
Nivel 4 a nivel 2	6	1	2	2	6	2
Nivel 4 a nivel 3	30	22	54	44	58	52

2Tabla 2. Cantidad de unidades de análisis que disminuyeron de nivel de fragmentación durante cada periodo estudiado. Nivel 1: Sin fragmentación; Nivel 2: Fragmentación baja; Nivel 3: Fragmentación media; Nivel 4: Fragmentación alta. Las celdas en verde representan los años en los que se registraron mayores reducciones en el nivel de fragmentación, mientras que las celdas en rojo indican los años en los que se observaron las menores reducciones.

La tabla 3, evidencia una tendencia general en la disminución de las áreas sin fragmentación (nivel 1), aunque en el periodo 2010-2015 y 2015-2020 se desaceleró la disminución de las áreas sin fragmentar. Los periodos donde se presentó la mayor cantidad de unidades de análisis de nivel 2 y 4 sin cambiar fue 2010-2015 y 2015-2020. La tabla 3 permite deducir, en primera medida que cada vez hay mayor deforestación de áreas que inicialmente estaban intactas. Por otro lado, se evidencia un aumento de las áreas muy fragmentadas (nivel 4) en cada periodo, lo cual sugiere que en una escala temporal amplia es posible que los bosques intactos se conviertan en altamente fragmentados, como ha ocurrido en el bosque atlántico en Brasil y Paraguay, el cual ha sido severamente afectado por la deforestación y la fragmentación, quedando solo con el 7% de su cobertura original restante (de Castro, 2006).

	1990-1995	1995-2000	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2015-2020
No cambiaron	2328	2252	2227	2215	2223	2265
Nivel 1	1934	1819	1690	1566	1505	1462
Nivel 2	147	138	145	176	232	273
Nivel 3	134	157	193	241	227	257
Nivel 4	113	138	199	232	259	273

3Tabla 3. Número de celdas que no cambiaron de nivel de fragmentación en cada periodo estudiado. Esta tabla muestra las unidades de análisis que se mantuvieron en el mismo nivel de fragmentación a lo largo de cada periodo de tiempo. Nivel 1: Sin fragmentación; Nivel 2: Fragmentación baja; Nivel 3: Fragmentación media; Nivel 4: Fragmentación alta. La interpretación del no cambio en el nivel de fragmentación varía según la categoría; por ejemplo, la estabilidad en la categoría 1 (sin fragmentación) puede indicar áreas que permanecieron intactas, mientras que la estabilidad en la categoría 4 (alta fragmentación) podría reflejar áreas que continúan siendo altamente fragmentadas.

3.3. Análisis de la fragmentación en la ley de bosques

El OTBN de la provincia de Misiones establece los criterios de conservación de los bosques nativos y los categoriza en tres tipos, según su nivel de importancia. El presente estudio ha permitido entender que las tres categorías del OTBN de Misiones muestran diferentes grados y patrones de fragmentación de los bosques nativos. La categoría I (Roja), que debería representar las áreas más protegidas, muestra una estabilidad relativa con algunas señales de alerta que requieren atención. La categoría II (Amarilla) revela un proceso acelerado de fragmentación, lo que refleja una dinámica de cambio más intensa, mientras que la categoría III (Verde) presenta una situación severa de degradación de bosques nativos alcanzando en 2010 el punto crítico y manteniéndolo así hasta el año 2020. Estos patrones indican la necesidad de adaptar y fortalecer las estrategias de manejo del territorio para cada categoría, con un enfoque particular en las áreas que muestran tendencias de fragmentación más aceleradas.

La categoría I muestra una tendencia bastante estable en cuanto al número de unidades de análisis que permanecen sin fragmentación, fluctuando ligeramente pero sin cambios significativos (Figura 10). Esto sugiere que las áreas bajo esta categoría han mantenido su integridad forestal durante el periodo de estudio, posiblemente debido a regulaciones estrictas o a su carácter de alta prioridad para la conservación, ya que también son áreas declaradas protegidas como el caso del PNN Iguazú, la reserva Yabotí, entre otros. Esta estabilidad observada en los distintos periodos estudiados se debe en gran medida a que estas áreas fueron protegidas mucho antes de la implementación del OTBN, lo que ha contribuido a preservar su estado natural.

Las áreas de categoría I que presentan fragmentación baja, media y alta muestran valores relativamente pequeños, con una leve tendencia al aumento en los niveles de fragmentación media y alta en las últimas décadas. Esto podría indicar que, aunque la mayoría de las unidades han

permanecido sin fragmentación, hay una presión creciente que empieza a afectar estas áreas, aunque en una escala limitada.

La categoría II (Amarilla) muestra un claro proceso de fragmentación de los bosques nativos, con una transición preocupante de áreas no fragmentadas hacia fragmentación baja, media y alta. Esta categoría parece ser la más dinámica en términos de cambios en la estructura del paisaje, lo que subraya la necesidad de intervenciones de conservación más intensas para revertir o al menos mitigar esta tendencia de fragmentación (Figura 10).

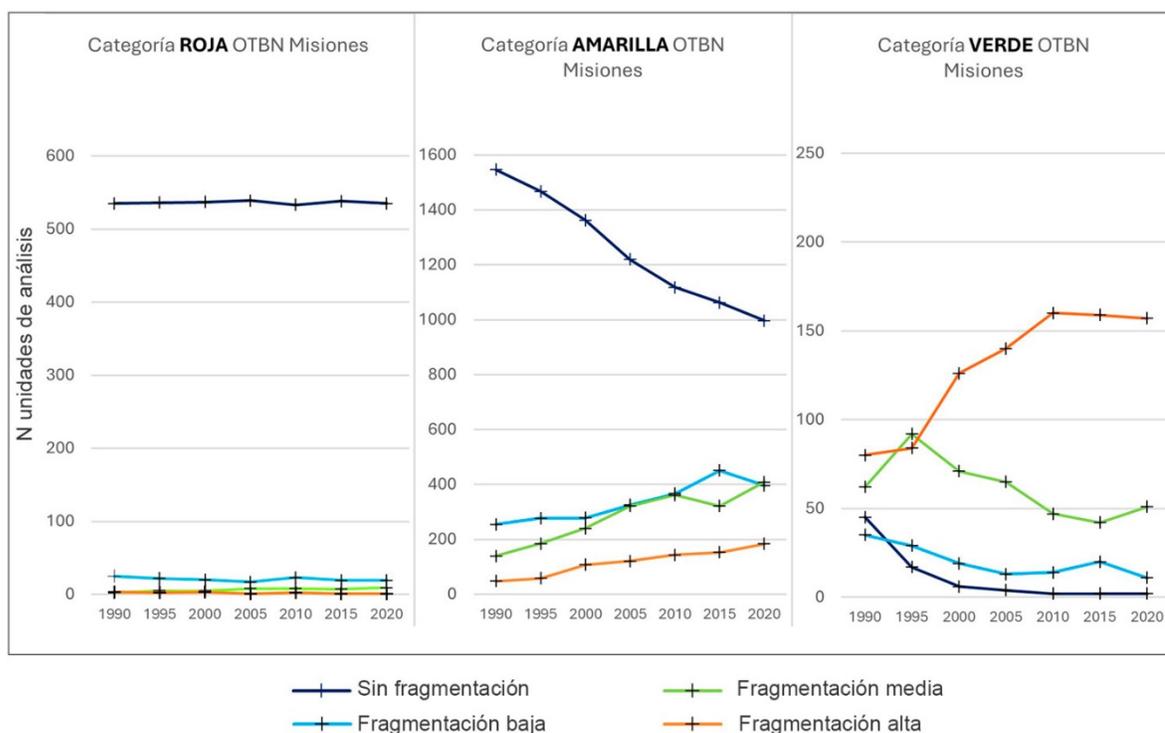


Figura 10. Comparación multitemporal del número de unidades de análisis en las categorías I (roja), II (amarilla) y III (verde) del OTBN en el Corredor Verde de la provincia de Misiones. La figura muestra la evolución de la fragmentación desde 1990 hasta 2020, destacando los cambios en las clases de fragmentación: sin fragmentación, baja, media y alta, según la clasificación utilizada en este estudio.

Hay una notable disminución en el número de unidades sin fragmentación desde 1990 hasta 2020. Este descenso es significativo, y está asociado a la expansión agrícola, que está reduciendo las áreas forestales intactas. En contraste, la fragmentación baja ha aumentado durante el mismo periodo, lo que sugiere que las áreas previamente no fragmentadas están progresivamente entrando en un estado de fragmentación leve, posiblemente como resultado de la degradación inicial o la perforación del paisaje.

Por su parte, la fragmentación media y alta muestran un incremento, aunque en menor medida que la fragmentación baja. Este aumento indica que las áreas ya fragmentadas están empeorando en

términos de fragmentación, posiblemente debido a un avance en la densidad y frecuencia de las actividades humanas en estas áreas. Se puede apreciar un cambio en la tendencia de la fragmentación media y alta durante el periodo 2010-2015, específicamente se evidencia una disminución de la fragmentación media, y un aumento por encima de lo normal, de la fragmentación baja, esto lleva a fortalecer la hipótesis de que en el periodo 2010-2015, hubo una recuperación parcial de la fragmentación media a fragmentación baja. Para el periodo 2015-2020, la tendencia que se estaba presentando desde 1990 a 2010 se vuelve a evidenciar.

La categoría III (Verde), para el periodo 2015-2020 no presenta unidades sin fragmentar, en contraste, la mayor cantidad de unidades de análisis en dicha categoría presenta un nivel de fragmentación alta (Figura 10). Esto indica que la categoría III del OTBN es aquella en la que los bosques se encuentran más fragmentados. Esto es producto de las presiones al bosque nativo y se evidencia en la tendencia a la baja desde 1990 a 2010 no solo en las áreas sin fragmentar, sino también de las áreas con fragmentación baja y fragmentación media. A partir de 2010 a 2020 se evidencia una estabilización en todos los niveles de fragmentación, lo que sugiere que posiblemente los bosques de la categoría III (verde) han alcanzado su punto crítico de fragmentación, incluso desde antes de definirse el OTBN de Misiones.

En la categoría II y III del OTBN de la provincia de Misiones se evidencia un aumento del nivel de fragmentación a lo largo del tiempo, con una tendencia más marcada en la fragmentación alta y media para la categoría II, y con un dominio significativo de fragmentación alta en la categoría III. Este patrón indica que las áreas previamente sin fragmentación (sin ninguna figura de protección como los PNN) están avanzando hacia estados más severos de fragmentación, aún después del entrar en vigor la ley de bosques y el OTBN de la provincia de Misiones.

El análisis multitemporal de correlación bivariado (Moran global) que relaciona la pérdida de bosque con el cambio en el nivel de fragmentación en el Corredor Verde de Misiones revela patrones espaciales y temporales importantes para comprender la dinámica de la fragmentación y la deforestación en esta región.

Las áreas con Categoría I del OTBN, que están destinadas a la conservación estricta, muestran poca o ninguna relación significativa entre la deforestación y la fragmentación. Este patrón sugiere que estas áreas han logrado mantener su cobertura boscosa y estructura forestal a lo largo del tiempo, posiblemente debido a que gozan de una figura especial de protección como los PNN, reserva de la biósfera, entre otros (Figura 11).

En la categoría II, que es la más extensa y representa áreas de uso sostenible, se observa la mayor presión sobre los bosques nativos. En los periodos 1990-1995 y 1995-2000 se presentan formaciones de clústers Alto-Alto al norte del departamento de San Pedro, en cercanía al Parque Provincial Urugua-í. Este patrón sugiere que la deforestación y la fragmentación se concentraron inicialmente en áreas donde la infraestructura y el acceso eran más desarrollados. Conforme

avanzan los años, se observa que los clústers se desplazan hacia el sur del corredor, particularmente en el departamento de San Martín en el periodo 2005-2010.

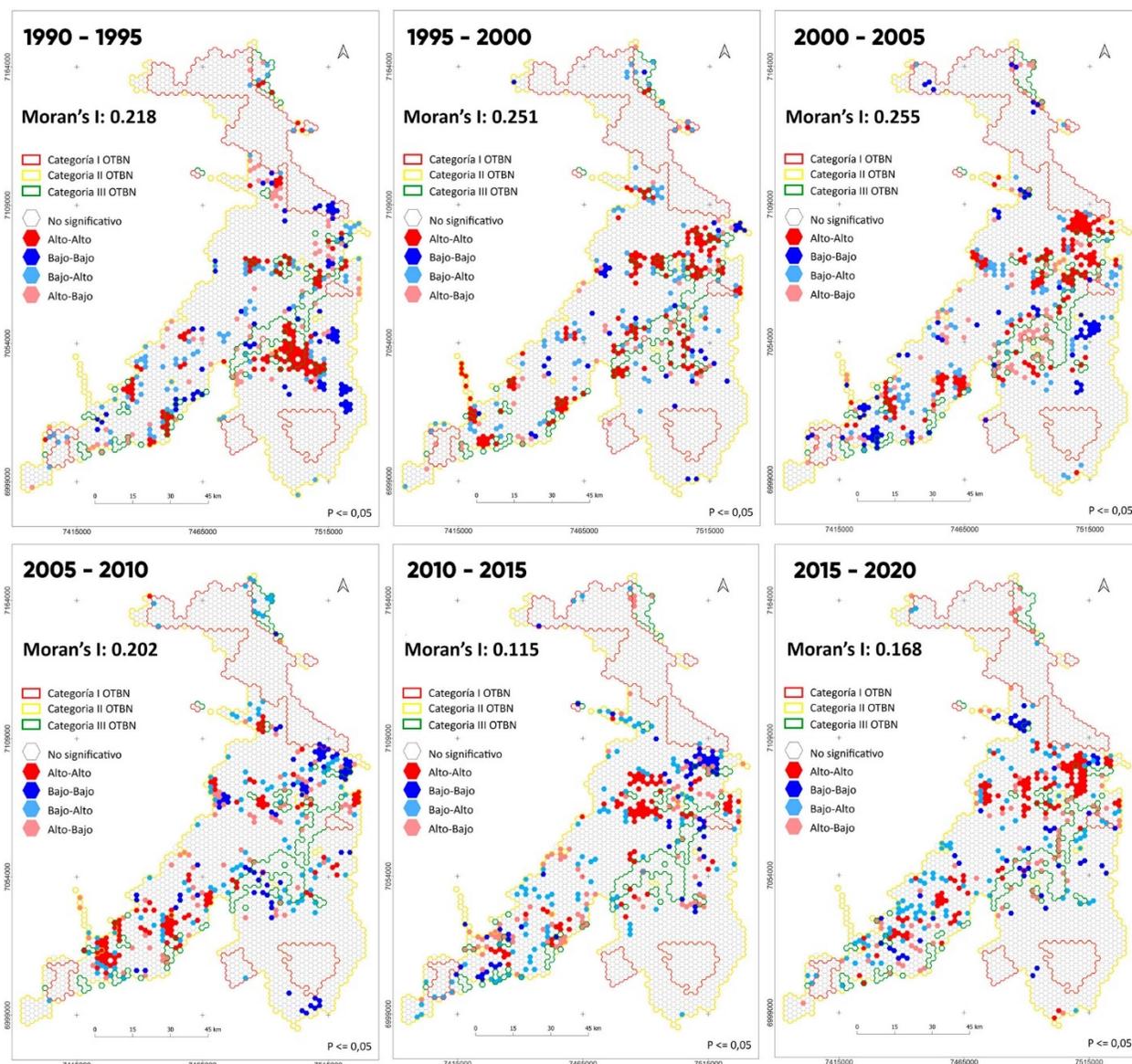


Figura 11. Serie temporal de mapas de clústers espaciales obtenidos mediante el análisis de Moran bivariado, mostrando la relación entre la pérdida de bosque y el cambio de nivel de fragmentación en el Corredor Verde durante cada periodo estudiado. Los clústers Alto-Alto (en rojo) representan áreas donde tanto la pérdida de bosque como la fragmentación son elevadas; Bajo-Bajo (en azul) indica áreas con baja pérdida de bosque y baja fragmentación; Bajo-Alto (en azul claro) y Alto-Bajo (en rojo claro) reflejan asociaciones inversas entre las variables. La significancia estadística de los clusters se establece con un valor $p \leq 0,05$, indicando que los patrones observados son poco probables de ser resultado del azar.

A partir de la implementación del OTBN en 2010, aunque se observa una disminución general en las áreas de alta deforestación y fragmentación, persisten zonas específicas con alta fragmentación

y pérdida de bosque, como Pozo Azul (San Pedro) y alrededores de la ruta provincial 17. Esto sugiere que, aunque las políticas del OTBN han contribuido a reducir la deforestación y la fragmentación, no han logrado frenar completamente su expansión en el Corredor Verde.

En las áreas designadas como Categoría III, que permiten un uso más flexible del suelo, se observa una dinámica compleja entre la recuperación y la fragmentación. De todos los periodos analizados, únicamente entre 1990-1995 se evidencia una concentración fuerte de deforestación y fragmentación, lo que sugiere que esta fue una de las zonas iniciales de pérdida significativa de bosques dentro del corredor. Esta tendencia podría estar asociada con la proximidad al centro poblado de San Pedro y la mayor densidad poblacional en comparación con otras áreas del corredor, factores que habrían ejercido una presión más intensa sobre el paisaje forestal en esta región.

Los clústers Bajo-Bajo (color azul), que indican áreas con baja deforestación y fragmentación, son menos frecuentes pero se concentran en áreas protegidas como la Reserva de la Biósfera Yabotí y al sur del Parque Provincial Urugua-í, lo cual señala que estas áreas actúan como zonas de amortiguamiento donde la presión de la fragmentación es más baja.

A medida que la fragmentación y la deforestación avanzan, se observa un patrón espacial periférico en la aparición de los clústers Alto-Alto, lo que indica que la mayor presión sobre los bosques va desplazando hacia zonas más remotas y de difícil acceso. Este patrón es consistente con estudios globales que documentan cómo las actividades humanas, como la agricultura y la expansión de infraestructuras, se desplazan hacia áreas más alejadas a medida que las áreas accesibles se saturan (Geist y Lambin, 2002).

Aunque se observan algunas áreas con recuperación forestal, como lo indican los clusters Bajo-Bajo, estos esfuerzos parecen ser temporalmente frágiles y espacialmente limitados. La serie temporal muestra que las áreas recuperadas tienden a ser perturbadas nuevamente en periodos posteriores, como se ve en el desplazamiento de los clústers en el sur del departamento Manuel Belgrano entre 2005-2015. Según Lamb et al. (2005) y Chazdon (2008), las áreas restauradas a menudo siguen siendo vulnerables a nuevas perturbaciones debido a su fragilidad ecológica y a las presiones externas.

El aumento de la fragmentación y la pérdida de bosques tiene implicaciones directas en la conectividad ecológica del Corredor Verde. La desconexión de los hábitats, junto con la reducción en el tamaño de los parches de bosque, puede conducir a una disminución de la biodiversidad, limitando la capacidad de las especies para dispersarse y aumentando su vulnerabilidad ante perturbaciones ambientales (Haddad et al., 2015; Fahrig, 2003).

Este análisis revela que aunque la Categoría I (roja) muestra cierta estabilidad en cuanto al número de unidades de análisis sin fragmentación, las otras dos categorías (amarilla y verde) presentan un proceso de fragmentación más acelerado. Especialmente en la Categoría III (verde), que permite

un uso más flexible del suelo, se observa un avance significativo de la fragmentación alta, lo que indica una intensa presión sobre estos bosques debido al desarrollo agrícola.

Al comparar estos resultados con las áreas protegidas como Parques Nacionales y Provinciales, así como Reservas de la Biósfera, se observa que estas áreas han sido mucho más efectivas en mantener la integridad forestal. La estabilidad relativa en la Categoría I del OTBN puede estar relacionada con la existencia de estas áreas protegidas dentro de su categoría. Sin embargo, las áreas reguladas bajo el OTBN, especialmente en propiedades privadas, muestran una tendencia hacia la fragmentación, lo que sugiere que la regulación bajo el OTBN no ha sido tan efectiva como las áreas de propiedad pública.

Con base en esto, es importante fortalecer las políticas de conservación especialmente en terrenos privados, donde los intereses económicos de los propietarios pueden entrar en conflicto con los objetivos de conservación. Las áreas bajo regulaciones más estrictas, como los parques nacionales y reservas, han mostrado ser más resilientes frente a la fragmentación, lo que resalta la necesidad de adaptar las estrategias de manejo en las áreas bajo el OTBN para que puedan alcanzar un nivel de efectividad similar.

Finalmente, este estudio revela que la creación del Corredor Verde en el año 2000 tuvo la intención de conectar las tres grandes masas boscosas de la provincia de Misiones para preservar su continuidad ecológica. Sin embargo, a pesar del impulso inicial y del apoyo legislativo recibido a través de la Ley de Bosques y el OTBN, los resultados indican que estos esfuerzos no han sido suficientes para frenar la creciente fragmentación del paisaje. Si bien la deforestación disminuyó en los años posteriores a la implementación de la Ley de Bosques con el OTBN, y algunas áreas han mostrado indicios de recuperación de bosques, estos esfuerzos no han logrado revertir completamente el proceso de fragmentación. Con el tiempo, el Corredor Verde ha experimentado una fragmentación progresiva que ha llevado a la desconexión de sus tres bloques forestales principales, lo que pone en riesgo la integridad ecológica y la funcionalidad del corredor como un todo.

4. CONCLUSIONES

El análisis multitemporal de la fragmentación de los bosques nativos en el Corredor Verde de la ecorregión Selva Paranaense durante el periodo 1990-2020 revela una preocupante tendencia de pérdida de cobertura forestal y una creciente fragmentación del paisaje. A lo largo de los 30 años analizados, se registró la deforestación de 129.219 hectáreas, lo que equivale al 12,98% del área original del bosque, principalmente con fines productivos.

Los resultados muestran que la fragmentación del paisaje ha sido considerable, con una reducción del Área Media de Parches (AMP), un aumento en el Número de Parches (NP) y un incremento en

la Distancia al Vecino Cercano (DVC). Estos cambios revelan una mayor división y aislamiento de los fragmentos de bosque, reduciendo la conectividad ecológica y poniendo en riesgo la capacidad de dispersión de especies y la regeneración natural del bosque. Las áreas más afectadas están asociadas a la expansión de infraestructuras viales y centros poblados, lo que resalta la presión de las actividades humanas sobre los ecosistemas forestales.

En cuanto al análisis dentro del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN), se observaron diferencias marcadas entre las tres categorías de conservación. La categoría I (roja) ha mostrado una mayor estabilidad y conservación de áreas continuas de bosque, mientras que las categorías II (amarilla) y III (verde), que permiten un uso más flexible del suelo, han experimentado un aumento notable en la fragmentación, siendo la categoría III la más vulnerable con niveles críticos de fragmentación alta. Estos hallazgos subrayan la necesidad de reforzar las estrategias de manejo y conservación en las áreas menos protegidas.

Aunque las áreas bajo protección estricta han demostrado ser más eficaces en la conservación de grandes masas boscosas, los resultados indican que las políticas actuales no han sido suficientes para detener el proceso de fragmentación, especialmente en tierras que no cuentan con un marco regulatorio fuerte. La creación del Corredor Verde en el año 2000 pretendía conectar las tres principales masas boscosas de la provincia, pero los niveles crecientes de fragmentación cuestionan la efectividad de las medidas implementadas hasta la fecha.

En vista de estos resultados, se recomienda fortalecer las acciones de restauración y conservación, enfocándose en las áreas que dividen los principales bloques forestales protegidos. La creación de corredores biológicos entre las áreas protegidas puede mejorar la conectividad ecológica y reducir la fragmentación. Asimismo, es necesario incentivar a los propietarios de tierras privadas para que adopten prácticas de manejo sostenible, lo que podría contribuir significativamente a la reducción de la fragmentación.

Es importante señalar que este estudio no pretende establecer una relación directa de causa-efecto entre la Ley de Bosques y la fragmentación. Los resultados presentados constituyen una base para futuras investigaciones que exploren de manera más detallada las interacciones entre las políticas de conservación y la dinámica de fragmentación de los bosques nativos en la región.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aguiar, S., Mastrangelo, M. E., García Collazo, M. A., Camba Sans, G. H., Mosso, C. E., Ciuffoli, L., Schmidt, M., Vallejos, M., Langbehn, L., Brassiolo, M., Cáceres, D., Merlinsky, G., Paruelo, J. M., Seghezzo, L., Staiano, L., Texeira, M., Volante, J. N., & Verón, S. R. (2018). ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral*, 28(2), 400-417. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.677>

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>

Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: Forcings, feedback, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>

Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., y Da Fonseca, G. A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291(5501), 125-128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>

Camba Sans, G. H., Aguiar, S., Vallejos, M., Paruelo, J. (2018). Assessing the effectiveness of a land zoning policy in the Dry Chaco: The Case of Santiago del Estero, Argentina. *Land Use Policy*; 70; 313-321. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.046>

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>

Correa, J. J., Volante, J. N., Seghezzo, L. (2012). Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino; Asociación Argentina de Energía Solar. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*; 16; 97-103

De Castro, E. C. (2006). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook. *Landscape Ecology* 21, 953–955. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-1788-z>

Didham, R. K., Kapos, V., y Ewers, R. M. (2012). Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, 121(2), 161-170. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x>

Eliano, G., Somma, D. J., Quintana, R. D. (2010); Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas argentinas; Asociación Argentina de Ecología de Paisajes. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*; 1; 67-76

Ewers, R. y Didham, R. (2007). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*. 81(1): 117-142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FAO y PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>

Fehlenberg, V., Baumann, N. I., Gasparri, M., Piquer-Rodríguez, G., Gavier-Pizarro, T., Kuemmerle. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change* 45:24-34. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>

Foley J.A., De Fries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin S., Coe M. T., Daily G.C., Gibbs H.K., et al. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*. 309, 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Fu, W. J., Jiang, P. K., Zhou, G. M., and Zhao, K. L. (2014). Using Moran's I and GIS to study the spatial pattern of forest litter carbon density in a subtropical region of southeastern China, *Biogeosciences*, 11, 2401–2409. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2401-2014>

Galindo L. C., y Câmara, I. G. (2003). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press.

Gasparri, N. I., Grau, H. R., Angonese, J. G. (2013). Linkages between soybean and neotropical deforestation: coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change* 23(6): 1605-1614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.007>

Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2), 143-150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)

Gibbs H. K., Ruesch F. Achard M. K., Clayton P., Holmgren N., Ramankutty y Foley J. A. (2010). Tropical forests were the primary source of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Science* 107(38): 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>

Haddad N. M., Brudvig L. A., Clobert J., Davies K. F., Gonzalez A., Holt R. D., ... y Townshend J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Hamad, R., Kolo, K., Balzter, H. (2018). Post-War Land Cover Changes and Fragmentation in Halgurd Sakran National Park (HSNP), Kurdistan Region of Iraq. *Land*, 7(1), 38. <https://doi.org/10.3390/land7010038>

Hansen M. C., Wang L., Song X., Tyukavina A., Turubanova, S., Potapov P. y Stehman S. (2020). The fate of tropical forest fragments. *Sci. Adv.* 6, eaax8574. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax8574>

Hansen M. C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavina A., ... y Townshend, J. R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

Helmut J. Geist, Eric F. (2002). Lambin, Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations, *BioScience*, Volume 52 (2), 143–150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)

Holdridge, L. R. (1967). Life Zone Ecology. Tropical Science.

Huang XY, Ye YH, Zhang ZY, et al. (2021). A township-level assessment of forest fragmentation using morphological spatial pattern analysis in Qujing, Yunnan Province, China. *Journal of Mountain Science* 18. <https://doi.org/10.1007/s11629-021-6752-0>

IDE Misiones (2023b). Áreas Naturales Protegidas de la provincia de Misiones. Disponible en: <https://ide.ordenamientoterritorial.misiones.gob.ar/catalogue/#/dataset/37>

Izquierdo, A. E., De Angelo, C. D., y Aide, T. M. (2008). Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the forest transition model. *Ecology and Society*, 13(2), 3. En línea: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art3/>

Jaeger J. A. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2), 115-130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>

Lamb, D., Erskine, P. D., y Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>

Lambin, E. F. y Meyfroidt, P. (2011). Global change in land use, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465-3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... y 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>

Laurance, W., Clements, G., Sloan, S. et al. (2014). Correction: Corrigendum: A global strategy for road building. *Nature* 514, 262. <https://doi.org/10.1038/nature13876>

Ley XVI N° 60, Área integral de conservación y desarrollo sustentable Corredor Verde de la provincia de Misiones. Cámara de Representantes de la Provincia de Misiones. (2000).

<https://agro.misiones.gob.ar/wp-content/uploads/2018/06/Ley-XVI-N%C2%BA-60-antes-Ley-3631.pdf>

Ley 26.331, Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. (2007). El Senado y Cámara de Diputados del Congreso de la Nación Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-26331-136125/texto>

Ley XVI N° 105, Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de Misiones. (2010). Cámara de Representantes de la Provincia de Misiones. <https://agro.misiones.gob.ar/wp-content/uploads/2018/06/Ley-XVI-N%C2%BA-105-OTBN.pdf>

Ma, J., Li, J., Wu, W. *et al.* (2023). Global forest fragmentation changes from 2000 to 2020. *Nat Commun* 14, 3752. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39221-x>

Matteucci, S. (2004). Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón - proceso. En G. D. Buzai (Comp.), *Memorias del Primer Seminario Argentino de Geografía Cuantitativa*. GEPAMA.

Matteucci, S. y Silva, M. (2005). Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado. *GeoFocus*, n° 5, p. 180-202. ISSN: 1578-5157. Recuperado de: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/161781>

MAyDS. (2021). Estado de implementación de la Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2020/10/2021_informe_estado_implementacion.pdf

Matyukira, C.; Mhangara, P. (2023). Land Cover and Landscape Structural Changes Using Extreme Gradient Boosting Random Forest and Fragmentation Analysis. *Remote Sensing*. 15, 5520. <https://doi.org/10.3390/rs15235520>

McGarigal, K; Marks, B. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p. Recuperado de: <https://research.fs.usda.gov/treearch/3064>

McGarigal, K., Cushman, S., Regan, C. (2005). Quantifying terrestrial habitat loss and fragmentation: a protocol. 140 pp. Recuperado de: https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_journals/2005/rmrs_2005_mcgarigal_k001.pdf

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., ... y Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

Pettorelli, N., Schulte, H., Tulloch, A., Dubois G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A., Keith, D., Wegmann, M. et al. (2018). Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges, and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 71-93. <https://doi.org/10.1002/rse2.59>

Proyecto MapBiomias Bosque Atlántico Trinacional. (2022). – Colección 3 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Bosque Atlántico Trinacional, adquirido en [20 de septiembre de 2024] a través del enlace: <https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/>

Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177: 593-596.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., y Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

Rezende, C., Scarano, F., Assad, E., Joly, C., Metzger, J., Strassburg, B., ... y Mittermeier, R. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Rudel T.K., Schneider L., Uriarte M., Turner B. L., De Fries R., Lawrence D., Geoghegan J., Hecht S., Ickowitz A., Lambin E. F., Birkenholtz T., Baptista S. y Grau R. (2009). Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(49), 20675-20680. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812540106>

Rudel, T. K., Defries, R., Asner, G. P., y Laurance, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 23(6), 1396-1405. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x>

Scarano, F. R. (2002). Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany*, 90(4), 517-524. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf189>

Silva-Junior, Celso H. L., Arisson T. M. Buna, Denilson S. Bezerra, Ozeas S. Costa, Jr., Adriano L. Santos, Lidielze O. D. Basson, André L. S. Santos, Swanni T. Alvarado, Catherine T. Almeida, Ana T. G. Freire, et al. (2022). Forest Fragmentation and Fires in the Eastern Brazilian Amazon–Maranhão State, Brazil. *Fire* 5, no. 3: 77. <https://doi.org/10.3390/fire5030077>

Schiavoni, G. (1995). *Colonos y ocupantes: parentesco, reciprocidad y diferenciación social en la frontera agraria de Misiones*. Universidad Nacional de Misiones, Posadas, Argentina.

Taubert F, Fischer R, Groeneveld J, Lehmann S, Müller MS, Rödiger E, Wiegand T, Huth A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554, 519-522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>

Tabarelli, M., y Gascon, C. (2005). Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3), 734-739. <https://www.jstor.org/stable/3591062>

Torrella, S. A. (2014). *Fragmentación y pérdida del "bosque de tres quebrachos" y su comunidad de plantas leñosas en el SO de Provincia de Chaco*. (Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.). Recuperado de https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n5449_Torrella

Vancine M. H., Muylaert R. L., Niebuhr B., de Faria J., Tonetti V., De Angelo R. B., Reis M. R., Grohmann C. H., Ribeiro M. C. (2024). The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*. Volume 291, 110499. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>

Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego Pinilla, F., Aragao, L. y Nasi, R., (2021). Long-term (1990-2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics, *Science Advances*, 7 (10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>

Volante, J. N., y Seghezzo, L. (2018). Can't see the forest for the trees: Can declining deforestation trends in the Argentinean Chaco Region be ascribed to efficient law enforcement? *Ecological Economics*, 146 (2018): 408-413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.007>

Wang, Y., Liu, H., Sang, L., Wang, J. (2022). Characterizing Forest Cover and Landscape Pattern Using Multi-Source Remote Sensing Data with Ensemble Learning. *Remote Sensing*, 14(21), 5470. <https://doi.org/10.3390/rs14215470>

Zhen, S.; Zhao, Q.; Liu, S.; Wu, Z.; Lin, S.; Li, J.; Hu, X. (2023). Detecting Spatiotemporal Dynamics and Driving Patterns in Forest Fragmentation with a Forest Fragmentation Comprehensive Index (FFCI): Taking an Area with Active Forest Cover Change as a Case Study. *Forests*, 14, 1135. <https://doi.org/10.3390/f14061135>

ANEXOS

Anexo 1. Capas geospaciales empleadas en este estudio.

Nombre de la capa	Descripción	Fuente de información
Límites administrativos de Misiones	Delimitación administrativa de la provincia de Misiones, Argentina en formato vectorial	https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG
Límites del Corredor Verde	Delimitación geográfica del Corredor Verde según la legislación provincial en formato vectorial	https://ide.ordenamientoterritorial.misiones.gob.ar/catalogue/#!/datas/26
Áreas protegidas del Corredor Verde	Delimitación de Parques Nacionales, Provinciales y Reservas de la Biosfera presentes en el Corredor Verde en formato vectorial	https://ide.ordenamientoterritorial.misiones.gob.ar/catalogue/#!/datas/37
Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN)	Clasificación del OTBN aprobado en 2010 con categorías de conservación I, II y III en formato raster.	El enlace web de descargar de la capa de OTBN de la provincia de Misiones para el año 2010, actualmente no está disponible.
Límites Administrativos de Departamentos	Delimitación política-administrativa de los departamentos de Misiones en formato vectorial	https://ide.ordenamientoterritorial.misiones.gob.ar/catalogue/#!/datas/23
MapBiomias Bosque Atlántico Colección 3.	Serie multitemporal para evaluar la dinámica de cobertura forestal, las tasas de deforestación y las métricas de fragmentación, en formato raster.	https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/colecciones-mapbiomas/
Red Vial del Corredor Verde	Infraestructura vial que incluye rutas principales y secundarias dentro del Corredor Verde.	https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG
Centros Urbanos	Localización de las principales áreas urbanas dentro del Corredor Verde.	https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG