



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE INGENIERIA EN ECOSISTEMAS

**ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN LAS ZONAS
PRIORITARIAS DE REDD+ DE LA AMAZONÍA ECUATORIANA ENTRE 1990-
2022**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERO EN ECOSISTEMAS

AUTOR

JUAN SEBASTIÁN PAREDES RAMOS

Tena – Ecuador

2024



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE INGENIERIA EN ECOSISTEMAS

**ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN LAS ZONAS
PRIORITARIAS DE REDD+ DE LA AMAZONÍA ECUATORIANA ENTRE 1990-
2022**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERO EN ECOSISTEMAS

AUTOR: JUAN SEBASTIÁN PAREDES RAMOS

TUTOR: PhD. PABLO RODRIGO CUENCA CAPA

Tena – Ecuador

2024

Unidad de Titulación

Carrera Ingeniería en Ecosistemas

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 5 de Julio de 2024

De mi consideración:

Yo, Juan Sebastián Paredes Ramos con documento de identidad 1718938804, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título Ingeniero en Ecosistemas, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en el presente documento, son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por la favorable atención a la presente, suscribo de usted,

Atentamente,



Firma

Nombres y apellidos: Juan Sebastián Paredes Ramos

CI: 1718938804

Unidad de Titulación
Carrera Ingeniería en Ecosistemas
Autorización de publicación en el repositorio institucional

Tena, 5 de Julio de 2024

Yo, Juan Sebastián Paredes Ramos, con documento de identidad 1718938804 en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Análisis de la Fragmentación del Paisaje en las zonas prioritarias de REDD+ de la Amazonía Ecuatoriana entre 1990-2022”, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Atentamente,



Firma

Nombres y apellidos: Juan Sebastián Paredes Ramos

CI: 1718938804

Unidad de Titulación
Carrera Ingeniería en Ecosistemas
Certificado de dirección de trabajo de titulación

Tena, 5 de Julio de 2024

Certifico que el trabajo de titulación: “Análisis de la Fragmentación del Paisaje en las zonas prioritarias de REDD+ de la Amazonía Ecuatoriana entre 1990-2022”, aprobado bajo el mecanismo de titulación de: artículo, fue realizado por Juan Sebastián Paredes Ramos, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.



Firma Tutor/a
Nombres y apellidos: Pablo Rodrigo Cuenca Capa
C.I: 1714282801

AGRADECIMIENTO

Agradezco a mi familia por el apoyo y guía que me han brindado a lo largo de mi vida. Especialmente agradezco a mi padres y abuelos por ser mis maestros y pilares que me ha sostenido durante toda mi vida. También me gustaría agradecer a mis amig@s, en particular a Daniel Mendoza y su familia que siempre han hecho sentir Tena como en mi hogar.

Quiero rendir homenaje a mi abuelita Welmi quien desde pequeño me inculco el valor e importancia de la naturaleza, ahora guía y cuida cada paso que doy desde el más allá.

Agradezco a mi tutor Pablo Cuenca por su apoyo, guía y paciencia para realizar esta investigación.

Por último, me gustaría agradecer al proyecto MAPBIOMAS-Ecuador y a sus integrantes por brindarme apoyo económico y académico para la ejecución de esta investigación.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi madre y mis abuelas Welmi y Margarita mujeres fuertes, poderosas y cariñosas que con su amor y valentía siempre me han inspirado para siempre seguir adelante a pesar de las dificultades. También, se lo dedico a mi padre que con su ejemplo me enseñó a mantenerme firme en mis convicciones, valores y creencias.

Este trabajo también se lo dedico a todas las comunidades amazónicas que durante miles de años han sabido vivir en armonía con la naturaleza protegiendo uno de los ecosistemas más importantes para el planeta y para todos nosotros.

TABLA DE CONTENIDOS

PORTADA

DECLARACIÓN DE DERECHOS DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD II

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACION EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONALIII

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN..... IV

AGRADECIMIENTO V

DEDICATORIA VI

ÍNDICE DE TABLAS VIII

ÍNDICE DE FIGURASIX

RESUMENXII

ABSTRACTXIII

INTRODUCCIÓN 1

MATERIALES Y MÉTODOS 4

RESULTADOS 16

DISCUSIÓN 35

CONCLUSIONES 43

REFERENCIAS 44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Resumen de las métricas de paisaje generadas en este estudio mediante el programa FRAGSTAT	9
Tabla 2: Comparación estadística entre dos fuentes de datos con la prueba de signos de Wilcoxon (p-value) y el Coeficiente de correlación de Pearson (r).....	23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Zonas prioritarias para REDD+ en el Ecuador	5
Figura 2: Diagrama de flujo resumiendo los diferentes pasos para la realización del estudio	7
Figura 3: Ejemplo del cálculo de Densidad de Área de Bosque en un mapa de 10x10 pixel con una ventana de 3x3 pixeles	12
Figura 4: Resumen de rangos de clases de fragmentación según el resultado de FAD por píxel	13
Figura 5: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Media Área de Parches (PA_MN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. .	17
Figura 6: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Número de parches (PN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS	18
Figura 7: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Densidad de área de parche (PD) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS	19
Figura 8: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Índice de parche más grande (LPI) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS	20
Figura 9: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Media Distancia Euclidiana más Cercana (ENN_MN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS	21
Figura 10: Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Tamaño de malla efectivo (MESH) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS	22
Figura 11: Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 1- Amazonía Norte del programa REDD+ con	

dos fuentes de datos. a) MAATE 1990; b) MAATE 2022; c) MAPBIOMAS 1990; d) MAPBIOMAS 2022	25
Figura 12: Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Norte y las dos fuentes de información CUS; a) MAATE; b) MAPBIOMAS	25
Figura 13: Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 2 - Amazonía Centro del programa REDD+ con dos fuentes de datos. a) MAATE 1990; b) MAATE 2022; c) MAPBIOMAS 1990; d) MAPBIOMAS 2022	27
Figura 14: Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Centro y las dos fuentes de información CUS; a) MAATE; b) MAPBIOMAS	28
Figura 15: Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 3 - Amazonía Sur del programa REDD+ con dos fuentes de datos. a) MAATE 1990; b) MAATE 2022; c) MAPBIOMAS 1990; d) MAPBIOMAS 2022	29
Figura 16: Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Norte y las dos fuentes de información CUS; a) MAATE; b) MAPBIOMAS	30
Figura 17: Matrices de transición del cambio entre las categorías de fragmentación para cada fuente de datos y zona prioritarias del programa REDD+ de la amazonía ecuatoriana en el periodo de 1990-2022 representadas como heatmap. a) Zona 1-Amazonía Norte MAPBIOMAS; b) Zona 1-Amazonía Norte MAATE; c) Zona 2-Amazonía Centro MAPBIOMAS; d) Zona 2-Amazonía Centro MAATE; e) Zona 3-Amazonía Sur MAPBIOMAS; f) Zona 3-Amazonía Sur MAATE	32
Figura 18: Mapa de fragmentación Amazonía norte en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación.....	38

Figura 19: Mapa de fragmentación Amazonía centro en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación.....	40
Figura 20: Mapa de fragmentación Amazonía sur en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación	42

RESUMEN

La Amazonía ecuatoriana alberga algunos de los ecosistemas más biodiversos del planeta. La iniciativa de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+) a través de su plan de acción para el Ecuador, ha identificado seis áreas prioritarias, de las cuales el 87% están en la región Amazónica. Sin embargo, diversas actividades antropogénicas han alterado la cobertura forestal de la región. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la fragmentación del paisaje en las zonas prioritarias REDD+ en la Amazonía ecuatoriana mediante los programas FRAGSTAT y Guidos Toolbox para la identificación de la fragmentación forestal entre los años 1990 y 2022. FRAGSTAT permite generar métricas de paisaje para cuantificar el nivel de fragmentación de ecosistemas. Por otro lado, Guidos Toolbox espacializa la fragmentación de los bosques, usando por ejemplo la métrica de densidad de área de bosque por píxel. Luego, se comparó estadística y visualmente los resultados obtenidos a partir de cada fuente de información espacial usada para comprender sus diferencias en la representación de la fragmentación. Los resultados de la presente investigación reportaron un aumento de la fragmentación de las coberturas naturales para toda la Amazonía ecuatoriana en el periodo de estudio debido a la reducción de su tamaño, representatividad y conectividad. La Amazonía norte y sur resultaron ser las más fragmentadas por la accesibilidad hacia el interior de los bosques que han generado la industria petrolera y minera, respectivamente. La información de cobertura y uso de suelo provista por MAPBIOMAS brinda una mejor representación de la fragmentación generada por parches pequeños de deforestación. Se espera que la presente investigación sirva a los tomadores de decisiones como una línea base para el desarrollo de políticas y acciones efectivas para el cumplimiento de los objetivos de REDD+ y la disminución de la fragmentación y deforestación en la región.

Palabras clave: Paisajes cambiantes, Fragmentación del paisaje, Uso de suelo, REDD+, Amazonía ecuatoriana.

ABSTRACT

The Ecuadorian Amazon is home to some of the most biodiverse ecosystems on the planet. The Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD+) initiative, through its action plan for Ecuador, has identified six priority areas, 87% of which are in the Amazon region. However, various anthropogenic activities have altered the region's forest cover. This study aimed to evaluate landscape fragmentation in the REDD+ priority areas of the Ecuadorian Amazon using the FRAGSTAT and Guidos Toolbox programs to identify forest fragmentation between 1990 and 2022. FRAGSTAT generates landscape metrics to quantify the level of ecosystem fragmentation. On the other hand, Guidos Toolbox spatializes forest fragmentation, using metrics such as forest area density per pixel. The results obtained from each spatial information source were then statistically and visually compared to understand their differences in representing fragmentation. The findings of this research reported an increase in the fragmentation of natural cover throughout the Ecuadorian Amazon during the study period due to a reduction in size, representativeness, and connectivity. The northern and southern Amazon regions were found to be the most fragmented, primarily due to the accessibility provided by the oil and mining industries into the forests. The land cover and use information provided by MAPBIOMAS offers a better representation of fragmentation caused by small patches of deforestation. This research is expected to serve as a baseline for decision-makers to develop effective policies and actions to achieve REDD+ objectives and reduce fragmentation and deforestation in the region.

Keywords: Changing landscapes, Landscape fragmentation, Land use, REDD+, Ecuadorian Amazon.

El presente trabajo de titulación se realizó en formato artículo basándose en la revista *Land Use Policy* que es una revista internacional e interdisciplinaria que se ocupa de los aspectos sociales, económicos, políticos, legales, físicos y de planificación del uso del suelo urbano y rural. El enlace de esta revista es el siguiente:
<https://www.sciencedirect.com/journal/land-use-policy>

ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN LAS ZONAS PRIORITARIAS DE REDD+ DE LA AMAZONÍA ECUATORIANA ENTRE 1990-2022

1. Introducción

La cuenca amazónica, con sus 6.2 millones de kilómetros cuadrados, abarca el 40% del territorio sudamericano y es vital para el ciclo hidrológico del planeta, contribuyendo con el 20% de toda la descarga de agua dulce del mundo (Marengo and Abril, 2006). A pesar de que esta región posee una de las mayores agrupaciones de biodiversidad biológica del planeta, está en riesgo debido a la fragmentación del paisaje, patrones de deforestación y el cambio de uso de suelo (Foley et al., 2007; McGuffie et al., 1995; Mitchard, 2018). Estos procesos se aceleraron a partir de la década de 1970 debido a la construcción de carreteras, al ingreso de industrias extractivas y la entrega de concesiones de tierras por parte del estado para impulsar el desarrollo económico de la región (Hänggli et al., 2023; Malhi et al., 2008; Wasserstrom and Southgate, 2013).

En las últimas décadas, las actividades humanas han transformado significativamente los paisajes y ecosistemas globales debido a la creciente demanda de recursos naturales (Turner, 2010; Winkler et al., 2021). La expansión de la agricultura y otras actividades ha generado un rápido cambio en el uso del suelo, reduciendo las coberturas naturales y emitiendo Gases de Efecto Invernadero (GEI) responsables del cambio climático (Hooke et al., 2012) (IPCC, 2023). Este cambio de uso de suelo ha dividido, reducido y distanciado los ecosistemas naturales en fragmentos menores, proceso el cual se denomina fragmentación (Gill et al., 2017). Este proceso puede reducir hasta un 75% la biodiversidad de los ecosistemas amenazando su funcionamiento, conservación, cadena trófica, resiliencia ante las

perturbaciones y los servicios que proveen (Allan, 2015; Bates et al., 2015; Cardinale et al., 2012; Döbert et al., 2014; Haddad et al., 2015; Hooper et al., 2012; Laurance et al., 2002; MacDougall et al., 2013; Peh et al., 2014; Saunders et al., 1991). Para analizar y monitorear estos impactos se ha utilizado información espacial de Cobertura y Uso de Suelo (CUS) y programas de análisis de patrones espaciales, como FRAGSTAT y Guidos Toolbox, en diversas regiones incluyendo evaluaciones en la Amazonía Brasileña y Ecuatoriana (Bonilla-Bedoya et al., 2014; Janina Kleemann et al., 2022; Noh et al., 2022; Sergio González-Ávila and Martín, 2023; Velastegui-Montoya et al., 2020).

Por otro lado, para mitigar la influencia del cambio de uso de suelo en el cambio climático el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) desarrolló la iniciativa REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación e incremento de reservorios de carbono forestal) (MAATE, 2016a). En Ecuador, la cuenca del río Amazonas abarca aproximadamente la mitad del territorio nacional (135,000 km²), incluyendo subcuencas importantes como la del río Patate-Pastaza, el río Napo y el río Coca (Laraque et al., 2007). El programa REDD+ a través de su plan de acción para el Ecuador ha identificado seis áreas prioritarias para el país, de las cuales el 87% están en la región amazónica (MAATE, 2016a).

El uso de información de CUS es útil para desarrollar políticas y acciones efectivas en las zonas prioritarias del programa REDD+. Sin embargo, la falta de consideración de procesos espaciales como la fragmentación de los bosques andino-tropicales puede resultar en acciones insuficientes para cumplir los objetivos de REDD+ (MAATE, 2016a). Las discrepancias en la representación de estos procesos pueden deberse a las metodologías utilizadas para el levantamiento de información. Por lo tanto, comprender estas discrepancias permite seleccionar la fuente de información de CUS más adecuada.

En Ecuador, existen dos fuentes de información de CUS provenientes del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador (MAATE) (MAATE, 2022, 2019, 2017a, 2016b), y la Colección 1.0 del proyecto MAPBIOMAS-Ecuador (Borja et al., 2023; Fundación Ecociencia and RAISG, 2024a). La información del MAATE se levanta mediante dos protocolos metodológicos distintos. El MAATE utiliza la colección de imágenes de los satélites Landsat para el levantamiento de datos CUS, para el procesamiento realiza una clasificación supervisada en los softwares de escritorio ISODATA (entre 1990 al 2008) y ENVI (a partir del 2014). En cuanto a la clasificación el MAATE selecciona áreas de entrenamiento según la respuesta espectral de los objetos, para ser agrupados por cada una de las clases definidas mediante el algoritmo de Máxima Probabilidad. A continuación, realizan un post-procesamiento visual (MAATE, 2017b; Peralvo and Delgado, 2010). Mientras que, los datos de MAPBIOMAS utilizan imágenes satelitales Landsat y son procesados en la plataforma Google Earth Engine, que emplea un procesamiento en la nube de Google. La clasificación es supervisada con selección de áreas de entrenamiento y el uso del algoritmo Random Forest. Para el post procesamiento utilizan filtros para reagrupar píxeles aislados dentro de grandes clases (Borja et al., 2023).

Como se conoce el creciente proceso de fragmentación de los ecosistemas amazónicos amenaza la integridad biológica y los servicios ambientales que proveen y por consiguiente el bienestar de la población (Gill et al., 2017; J. Kleemann et al., 2022; Laurance et al., 2002). Por lo tanto, es fundamental disponer de información precisa y confiable de datos de CUS para evaluar la fragmentación del paisaje y diseñar estrategias efectivas de conservación y manejo (Armenteras et al., 2013; Noh et al., 2022; Tapia-Armijos et al., 2015; Wilson et al., 2016). A pesar de que en la Amazonía ecuatoriana los procesos de fragmentación han sido analizados con un enfoque cuantitativo y estadístico (Bonilla-Bedoya et al., 2014; Tapia-Armijos et al., 2015), son

limitados los estudios que evalúan espacialmente estos procesos. Conociendo la importancia de los datos CUS para la evaluación de la fragmentación, es esencial responder i) ¿Cómo se han dado cuantitativa y espacialmente los procesos de fragmentación en la Amazonía ecuatoriana?, ii) ¿Cuál es la diferencia entre los principales datos de CUS disponibles para el Ecuador tomando como proxy la fragmentación del paisaje en las zonas prioritarias REDD+ para la Amazonía ecuatoriana?

El presente estudio busca evaluar la fragmentación del paisaje en las zonas prioritaria REDD+ entre 1990 al 2022, de forma cuantitativa (FRAGSTAT) y espacial (Guidos Toolbox), para la identificación de la calidad de datos de CUS y zonas más fragmentadas. Para este propósito, se usaron todos los años disponibles de información que dispone el MAATE y los datos de los años pares de MAPBIOMAS. Por último, se comparó estadística y visualmente las dos fuentes de información CUS para identificar las diferencias en su representación de los procesos de fragmentación. Esta investigación será útil para los tomadores de decisiones al ser una línea base para el desarrollo de políticas y acciones efectivas para el cumplimiento de los objetivos de REDD+ y el desarrollo sostenible de la región.

2. Materiales y métodos

2.1. Zona de estudio

El área del presente estudio son las zonas prioritarias para el programa REDD+ en la Amazonía ecuatoriana (Fig 1). La selección de estas áreas se basó en un estudio previo realizado por Castro et al., 2013, que clasificó el territorio ecuatoriano en cantones según criterios de dinámica poblacional, agropecuaria y ambiental homogénea, delineando así las Zonas de Procesos Homogéneos de Deforestación (ZPHD). De las 13 ZPHD identificadas, el programa REDD+ eligió

seis en función de criterios como su potencial forestal, tasas de deforestación y regeneración, así como la presencia de comunidades y biodiversidad alta (MAATE, 2016a). Esta investigación, se enfocó en las tres zonas prioritarias ubicadas específicamente en la región amazónica que cubren aproximadamente 117 mil km² y se dividen en: zona 1 Amazonía norte (52,356 km²), zona 2 Amazonía centro (40,366 km²) y zona 3 Amazonía sur (24,924 km²). Estas áreas están detalladas en la Fig 1, extraída del Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025) (MAATE, 2016a) (Fig. 1).

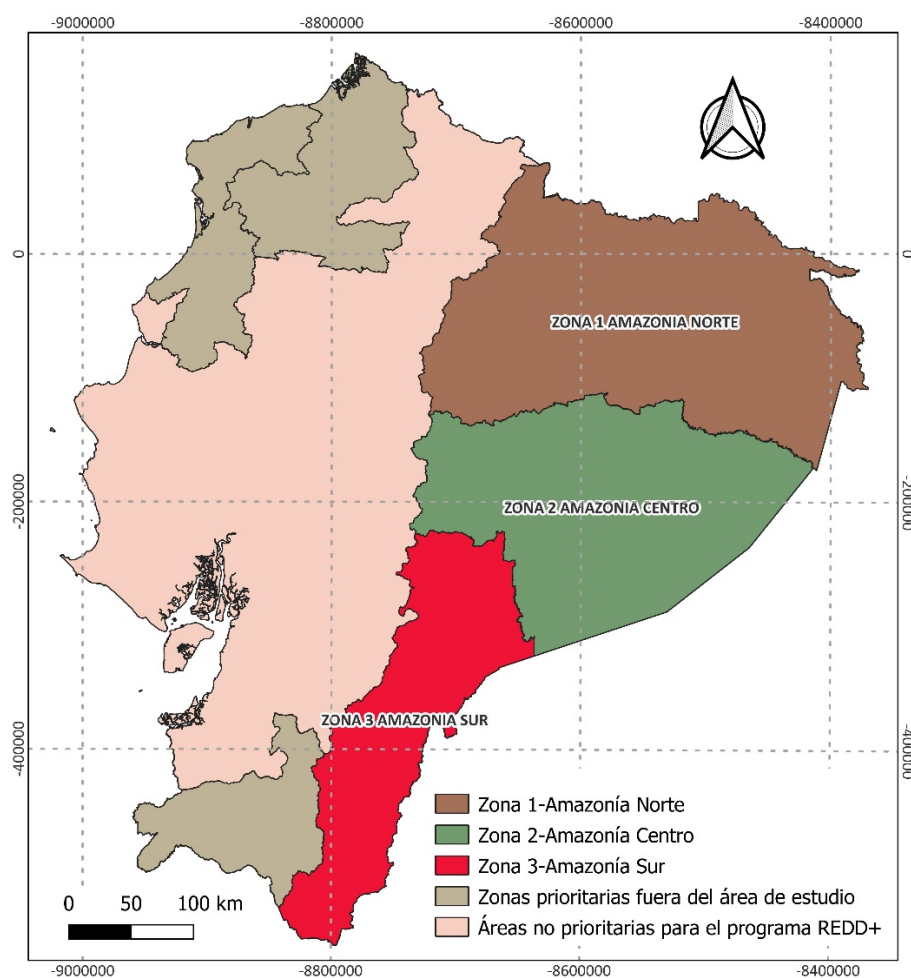


Fig 1. Zonas prioritarias para REDD+ en el Ecuador. Fuente: MAATE, 2016a.

2.2. Adquisición de los datos de Cobertura y Uso de Suelo (CUS)

La base de este estudio proviene de dos fuentes de información de Cobertura y Uso de Suelo (CUS) de la cuenca Amazónica del Ecuador en el periodo entre 1990 al 2022. La primera, proveniente de la autoridad ambiental del Ecuador, el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE). La segunda fuente de información es provista por el proyecto MAPBIOMAS, el cual es desarrollado a través de la Red Amazónica de Información Socioambiental Referenciada (RAISG), en conjunto con organizaciones de todos los países de la cuenca amazónica (Fundación Ecociencia en el Ecuador) e investigadores de todo el mundo.

El MAATE brinda información CUS a través de su geo portal, para los siguientes años: 1990, 2000, 2008, 2014, 2016, 2018, 2020 y 2022; por lo cual el periodo temporal para este estudio fue de 1990 al 2022 (MAATE, 2022, 2019, 2017a, 2016b). La información espacial del MAATE fue generada utilizando sensores satelitales Landsat y Aster con una resolución de 30 metros (MAATE, 2017b; MAE-MAGAP, 2015; Peralvo and Delgado, 2010). Los mapas de 1990, 2000 y 2008 se generaron mediante un proceso metodológico diferente a las capas del 2014 en adelante (MAE-MAGAP, 2015; Peralvo and Delgado, 2010). Estas capas CUS se encuentran clasificadas en dos niveles: el nivel uno comprende 6 clases recomendadas por el IPCC y un segundo nivel de 16 clases obtenidas a partir de talleres con diversas organizaciones gubernamentales (MAATE, 2017b). Hasta el 2023 era la única fuente de información de CUS generada específicamente para el Ecuador.

Por otro lado, la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), en conjunto con organizaciones de los países de la cuenca amazónica, crearon un consorcio en el 2017 denominado RAISG-MAPBIOMAS (Fundación Ecociencia and RAISG, 2024a). A través de este proyecto, se han levantado información CUS de forma anual para todos los países amazónicos a partir de 1985. Para ello utilizaron una amplia compilación de

imágenes satelitales Landsat, en conjunto con la plataforma para el análisis espacial y procesamiento en nube denominada Google Earth Engine (Borja et al., 2023). En el 2023 el proyecto MAPBIOMAS-Ecuador lanzó la Colección 1.0 de Mapas Anuales de Cobertura y Uso de Suelo del Ecuador, que proporciona información anual sobre el CUS en Ecuador desde 1985 hasta 2022 (Borja et al., 2023). Esta información es de libre acceso y se encuentra publicada para su descarga y análisis en el geoportal de MAPBIOMAS-Ecuador (Fundación Ecociencia and RAISG, 2024b). Los mapas de cobertura y uso de suelo de este proyecto se dividen en 2 niveles: el primer nivel posee 5 clases y un segundo nivel cuenta con 15 clases (Borja et al., 2023). Para comparar con los datos CUS del MAATE y tener un análisis más robusto se usará las capas de los años pares entre 1990 al 2022.

2.3. Procesamiento de información espacial

La presente investigación se realizó en cuatro fases: Descarga de información espacial, Preparación de datos CUS, Análisis cuantitativo de fragmentación y Análisis espacial de fragmentación (Fig.2). Cada fase del estudio se llevará a cabo de forma independiente y siguiendo los mismos protocolos para las dos fuentes de información de CUS y para cada zona prioritaria del programa REDD+ en la Amazonía ecuatoriana.

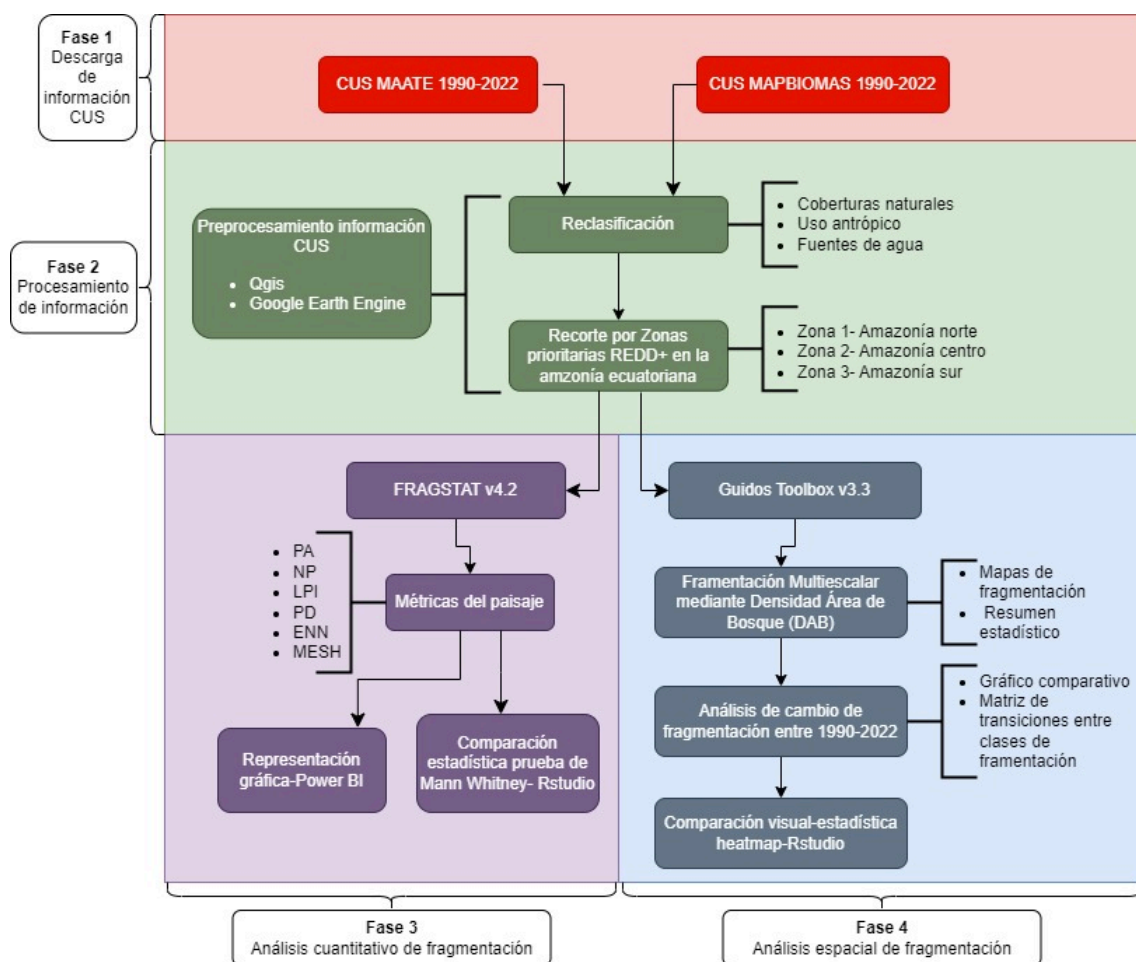


Fig. 2. Diagrama de flujo resumiendo los diferentes pasos para el procesamiento de datos espaciales en este estudio. Elaborado por: Juan Paredes.

2.3.1. Preparación de información de CUS

Para esta investigación, se utilizó la información de ocho años de CUS disponible del MAATE y dieciséis capas de MAPBIOMAS, correspondientes a los años pares de los mapas anuales de CUS. La información de CUS presenta diferentes clases en varios niveles según su origen; por lo tanto, para analizar la fragmentación y comparar los resultados, es necesario reclasificar las capas. La reclasificación se realizó agrupando la información de CUS de ambas fuentes en tres clases: Coberturas Naturales, Uso Antrópico y Fuentes de Agua. Las Coberturas Naturales son el foco del estudio y la base para los análisis de fragmentación. Luego, las capas reclasificadas se recortaron

para las tres zonas prioritarias del programa REDD+ que son el objeto de esta investigación. Estos procesos se llevaron a cabo utilizando Google Earth Engine y el software QGIS (v3,28).

2.3.2. Análisis de Fragmentación Cuantitativa

En muchos estudios la fragmentación se analiza a través de valores cuantitativos, llamados Métricas del Paisaje (MdP) que representan características de la composición y los patrones espaciales de paisaje (González-Ávila et al., 2023). Estas MdP se calculan mediante programas de análisis de patrones del paisaje como FRAGSTAT, el cual fue el primer software que permitió calcular amplia variedad de MdP a diferentes escalas (K McGarigal and Cushman, 2012; Vergara et al., 2021). El uso de FRAGSTAT y las MdP para cuantificar la estructura del paisaje y representar procesos de fragmentación ha sido ampliamente reportado (Hargis et al., 1998; Southworth et al., 2002; Uuemaa et al., 2009; Wang et al., 2014). Para esta investigación se usó la versión 4.2 de FRAGSTAT (Kevin McGarigal and Cushman, 2012).

Para el presente estudio, se usaron seis métricas a nivel de clase: Área Promedio de Parche (PA_MN), Número de Parches (NP), Densidad de Parches (DP), Índice del Parche más Grande (LPI), Promedio Distancia Euclidiana al Vecino más Cercano (ENN) y Tamaño Efectivo de la Malla (MESH) (Lamine et al., 2018; Kevin McGarigal and Cushman, 2012). Estas métricas fueron seleccionadas por su capacidad para representar procesos de fragmentación y otros fenómenos ecológicos. Métricas como el área promedio de parches y el número de parches son útiles para identificar cambios en las coberturas y usos del suelo durante el período de estudio (Lamine et al., 2018) (Tabla 1). El análisis se realizó utilizando la Regla de las 8 Celdas Vecinas para considerar toda la información circundante a cada píxel (Lamine et al., 2018; Kevin McGarigal and Cushman, 2012).

Tabla 1

Resumen de las métricas de paisaje generadas en este estudio mediante el programa FRAGSTAT

Métrica de paisaje (Abreviación, unidad)	Fórmula	Descripción
Media Área de Parche* (PA_MN*, ha)	$Area = a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Media del área total de una clase de CUS dada; a_{ij} = área (m ²) del parche ij . El área de cada parche que forma un mosaico de paisaje es posiblemente la información más importante y útil contenida en el paisaje.
Número de Parches (NP)	$NP = n_i$	n_i : número total de parches de la clase i ;
Densidad de Parches (PD, # de parches/ 100 ha)	$PD = \frac{n_i}{A} (10,000)(100)$	La densidad de parches se expresa como la relación entre el número de parches de una clase de CUS i y el área total (A ; m ²); su valor se convierte a número por cada 100 hectáreas. PD es una medida simple de la fragmentación.
Índice del Parche más Grande (LPI, %)	$LPI = \frac{\max_{ij} a_{ij}}{A} (100)$	El Índice del Parche Más Grande se expresa como la proporción del parche más grande de una clase de CUS dada (a_{ij} : área, m ²) y el área total (A , m ²). Es una medida simple de dominancia.
Media Distancia Euclidiana Mas Cercana (ENN_MN*, m)	$ENN_MN = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ij}^2}{n}$	ENN es la distancia más corta entre bordes de los parches de un tipo de CUS dado; a nivel de clase, se expresa como la media de las distancias más cortas. Es una medida del aislamiento de parches.
Tamaño de malla efectivo (MESH, ha)	$MESH = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ij}^2}{A} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	MESH es la relación entre el cuadrado de las áreas de los parches sumados (a_{ij} : área del parche ij , m ²) y el área total, (A , m ²). Como índice de subdivisión,

expresa la información del Índice de División en unidades de área. El Índice de División proporciona la probabilidad de que 2 animales ubicados al azar se encuentren en el paisaje. MESH expresa la fragmentación independientemente de la extensión del paisaje estudiado.

*Media (MN)

$$MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

MN (Media) es la suma de los valores métricos de parche correspondientes a través de todos los parches del mismo tipo, dividida por el número total de parches del mismo tipo, expresada en las mismas unidades que la métrica de parche correspondiente.

Fuente: McGarigal & Cushman, 2012a

Los resultados se representan gráficamente mediante el programa Power BI de Microsoft, con el cual, se generó un gráfico de líneas para cada métrica de paisaje y cada fuente de información. En estos, el eje x representa el tiempo y el eje y los valores numéricos de cada métrica. Este formato de presentación de la información cuantitativa obtenida se escogió con la finalidad de apreciar visualmente la tendencia temporal de la fragmentación sin necesidad de conocimiento especializado en métricas del paisaje.

2.3.3. Análisis de Fragmentación Espacial

El enfoque cuantitativo mediante las MdP tiene limitaciones para analizar la relación entre los patrones espaciales de las coberturas naturales y el proceso de fragmentación (Li and Wu, 2004). Por ello, en la última década han surgido programas como Guidos Toolbox (GTB v3.3), acrónimo de Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes-GUIDOS. Este software de uso libre proporciona acceso a una amplia gama de análisis morfológicos basado en conceptos geométricos dedicados a examinar diversas características morfológicas de

una imagen como: patrones, redes, fragmentación, distancias, costos, objetos y cambios (Vogt Peter, 2016; Vogt and Riitters, 2017).

La metodología que utiliza GTB (v3.3) para analizar la fragmentación se basa en el estudio de Riitters et al., 2002 quienes analizaron la fragmentación de los bosques continentales de Estados Unidos a través de información de CUS. Dicha metodología se basa en el cálculo de la MdP Densidad de Área de Bosque (DAB o FAD por sus siglas en inglés) para reclasificar cada píxel de información espacial, generando una representación gráfica de los procesos de fragmentación (Vogt Peter, 2016; Vogt and Riitters, 2017). La métrica DAB es obtenida al tomar un área de vecindario con un número específico de píxeles y calculando la proporción de píxeles de bosque dentro de dicha zona, como se muestra en la Fig 3 (Vogt Peter, 2016).

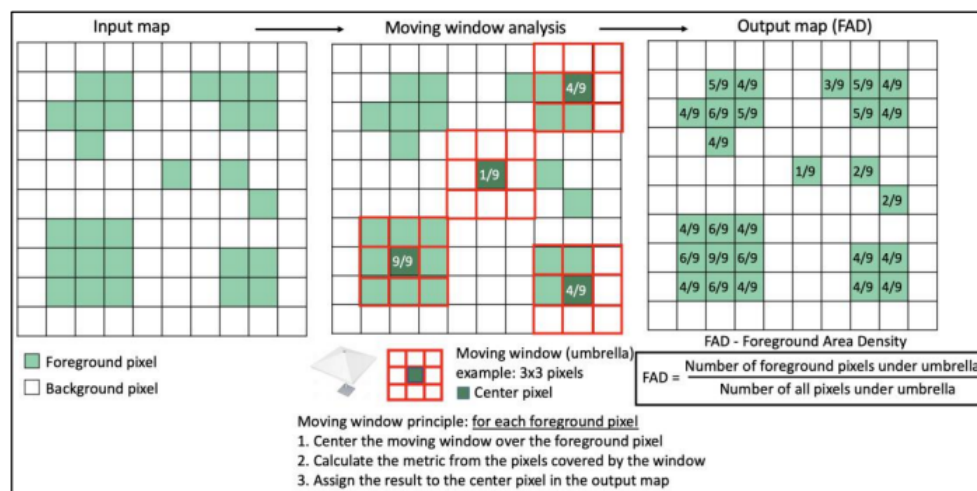


Fig 3. Ejemplo del cálculo de Densidad de Área de Bosque en un mapa de 10x10 pixel con una ventana de 3x3 pixeles. Fuente: (Vogt Peter, 2016).

A través de la DAB GTB reclasifica las coberturas naturales de la imagen ráster original en 6, 5 o 2 clases, según las necesidades del usuario. Cada clase pertenece a un rango de valores específicos de DAB (Fig. 4). Además, GTB permite realizar un análisis a múltiples escalas del área de vecindario para el cálculo del DAB. Específicamente, el

análisis de fragmentación multiescalar calcula la DAB con 5 escalas de observación diferentes con 7x7, 13x13, 27x27, 81x81 y 243x243 píxeles (Vogt, 2016; Vogt Peter, 2016). Como resultado GTB nos provee de una representación gráfica de la fragmentación según el número clases escogida. Si escogemos la opción de análisis multiescalar también se obtiene como resultado imágenes para cada escala y una imagen que representa el promedio de todos los resultados.

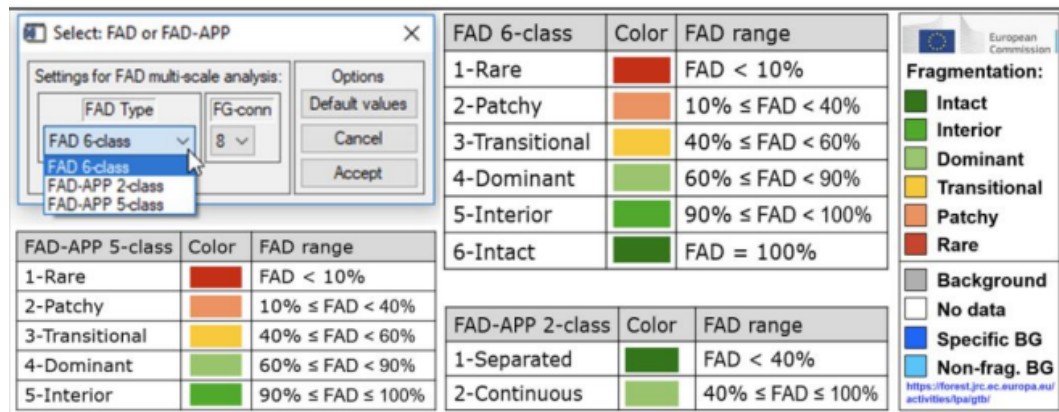


Fig 4. Resumen de rangos de clases de fragmentación según el resultado de FAD por píxel.

Fuente: (Vogt Peter, 2016).

Una ventaja de GTB para este estudio es la facilidad para realizar comparaciones temporales del proceso de fragmentación en distintos períodos de tiempo mediante la herramienta denominada "Change" disponible en el menú "File". Esta herramienta utiliza las imágenes TIFF generadas previamente mediante el análisis de fragmentación multiescalar para cada período de tiempo. Como resultado, GTB genera un gráfico que muestra el cambio en la fragmentación para cada escala de las dos líneas de tiempo, representando un período como una línea continua y otro como una línea discontinua (Vogt, 2016; Vogt Peter, 2016).

Los resultados obtenidos se presentaron en dos figuras para cada zona, la primera es un mapa de la fragmentación multiescalar que cuenta con 4 paneles con la siguiente estructura: los paneles a) y b) muestran los mapas de fragmentación generados con la

información de MAATE para los años 1990 y 2022, respectivamente. Mientras, los paneles c) y d) muestran los mapas de fragmentación obtenidos a partir de la información del MAPBIOMAS para los años 1990 y 2022, respectivamente. La segunda figura presenta una gráfica de líneas que ilustra el cambio en la fragmentación multiescalar para cada fuente de información CUS, donde la línea continua representa el año 2022 y la línea segmentada el año 1990. Para esta figura, el panel a) presenta los resultados del MAATE y la b) los de MAPBIOMAS. Dentro de la graficas de cambio el nombre Foreground o FG representa las coberturas naturales objetivo de análisis del presente estudio.

Para interpretar de mejor manera las dinámicas espaciales de la fragmentación, sus causas y efectos se generó un mapa usando los resultados de fragmentación espacial multiescalar a partir de la capa CUS de MAPBIOMAS del 2022 e información de carreteras (Instituto Geográfico Militar, 2013a), actividades extractivas (Ministerio de Energía y Minas, 2021, 2016), poblados (Instituto Geográfico Militar, 2013b), áreas protegidas y de importancia ecológicas (MAATE, 2024, 2023a, 2023b).

2.3.4. Comparación estadística

Los resultados obtenidos del programa FRAGSTAT consisten en datos numéricos para cada una de las seis métricas en cada año y fuente de información disponible de CUS. Para determinar si existen diferencias significativas entre las fuentes de información y las zonas prioritarias, se empleará la prueba de signos de Wilcoxon (McKnight and Najab, 2010). Este análisis estadístico no paramétrico se utiliza para comparar dos muestras relacionadas y determinar si existe diferencias significativas. Como resultado, este análisis estadístico genera un valor p que se compara con un valor α , generalmente establecido en 0.05. Este valor representa un riesgo del 5% de concluir que existe una diferencia cuando en realidad no la hay (McKnight and Najab, 2010). Por lo tanto, si el valor p es menor o igual a 0.05, se considera que existe una diferencia significativa en la representación de los procesos de fragmentación entre las

dos fuentes de información del CUS. Ya que los datos son obtenidos de la misma área geográfica se utilizó un análisis de muestras relacionadas. El análisis se realizó para cada métrica y zona prioritaria con el programa Rstudio (v4.2) y el paquete rstatix, usando la función: `wilcox_test(NPN, NP~FT, alternative = "two.sided", paired = TRUE)`. Este paquete también incluye la función `wilcox_effsize`, la cual permite calcular el tamaño del efecto entre las dos fuentes de datos, el cual es un estadístico usado usualmente en estudios psicológicos. Para el análisis no paramétrico de Wilcoxon el tamaño del efecto es igual al Coeficiente de Correlación de Pearson, denotado por la letra r , y representa la intensidad en que dos variables esta relacionadas una escala de -1 a 1 (Field, 2009; Lantz, 2013). El tamaño de efecto se incluyó para entender la relación entre los datos de fragmentación de las dos fuentes de información y así compararlas adecuadamente (Lantz, 2013).

En cuanto a Guidos Toolbox (v3.3), uno de sus resultados al analizar un periodo temporal es una matriz de transición entre las seis clases de fragmentación. En esta matriz, los valores positivos debajo de la diagonal indican un incremento de la fragmentación, mientras que los valores negativos encima de la diagonal representan un decrecimiento de la fragmentación (Vogt Peter, 2016). Estos datos ofrecen información sobre las variaciones entre las categorías de fragmentación durante el período de estudio. Para visualizar y comparar esta información, se generarán mapas de calor, que son un método de visualización de información tipo matriz ampliamente utilizado (Gu, 2022). Esta representación visual de la información permite el análisis de patrones geográficos mediante la codificación con una paleta de colores (Gu, 2022). Además, este tipo de gráfico puede facilitar el análisis de múltiples objetivos y características de la información a comparar (Pryke et al., 2007). Se utilizo el programa Rstudio (v4.2) con el paquete gplots, que incluye la función `heatmap.2`, la cual permite generar graficas de este tipo de representaciones.

3. Resultados

3.1. Análisis cuantitativo de la fragmentación

Los resultados de las seis métricas de paisaje abarcan el período temporal de 1990 a 2022, aunque los datos del MAATE solo cubren ocho puntos en ese período, mientras que MAPBIOMAS proporciona datos cada dos años para todo el rango temporal. En las figuras presentadas a continuación para cada métrica las líneas de color celeste, azul y naranja; representan las zonas prioritarias del programa REDD+ para la Amazonía centro, norte y sur, respectivamente

3.1.1. Media Área de Parche (PA_MN)

Para la métrica de media área de parche (ha), se puede observar que ambas fuentes de datos muestran tendencias similares, con la zona centro de la Amazonía presentando el mayor tamaño de parches, seguida de la zona norte y, por último, la zona sur (Fig 5). Sin embargo, en la gráfica de MAPBIOMAS a partir de 2012, las zonas norte y sur muestran tamaños de parches similares (Fig. 5a). Hay una clara tendencia decreciente en el tamaño de los parches en todas las zonas hasta 2014, cuando parece estabilizarse, excepto en la zona centro. Existe una notable diferencia en la escala entre las dos fuentes de datos, con los datos del MAATE mostrando parches más grandes, llegando hasta las 4,000 hectáreas, mientras que los datos de MAPBIOMAS alcanzan un máximo alrededor de mil hectáreas al inicio del estudio (Fig. 5).

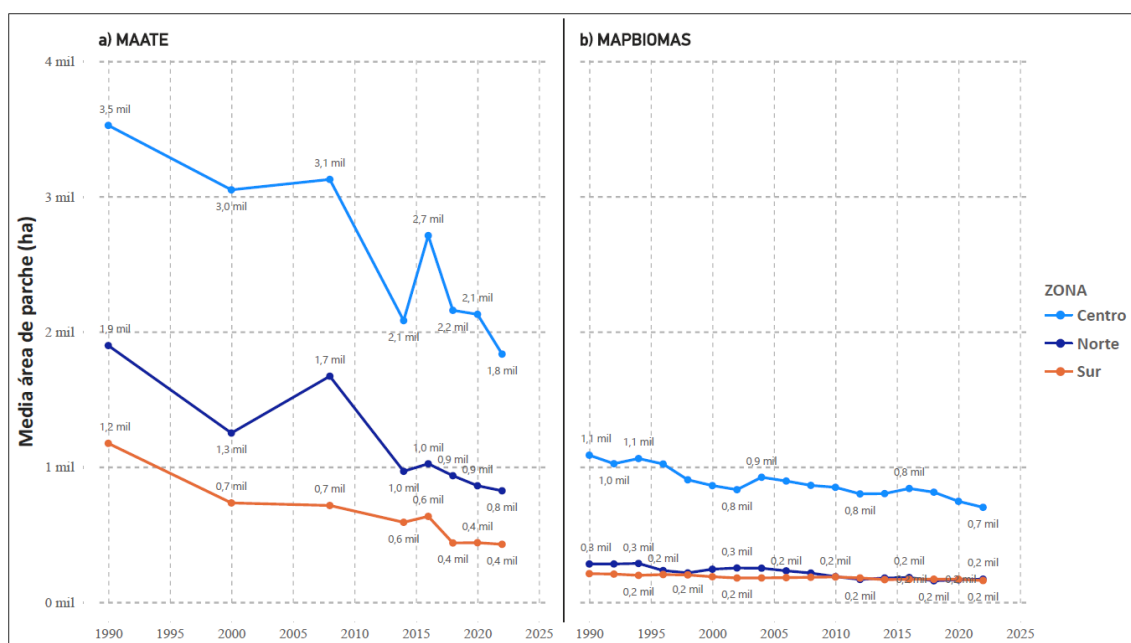


Fig. 5. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Media Área de Parches (PA_MN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.2. Número de parches (NP)

En la figura de la métrica de número de parches, se observó una tendencia creciente en el número de parches en ambas fuentes de información (Fig. 6). En ambas fuentes de información, la zona con mayor número de parches fue la Amazonía norte, seguida por la sur y la centro. No obstante, la gráfica de MAPBIOMAS (Fig. 6a), presenta valores y un aumento del número de parches hasta 5 veces mayores en cada zona en comparación con los del MAATE (Fig. 6b).

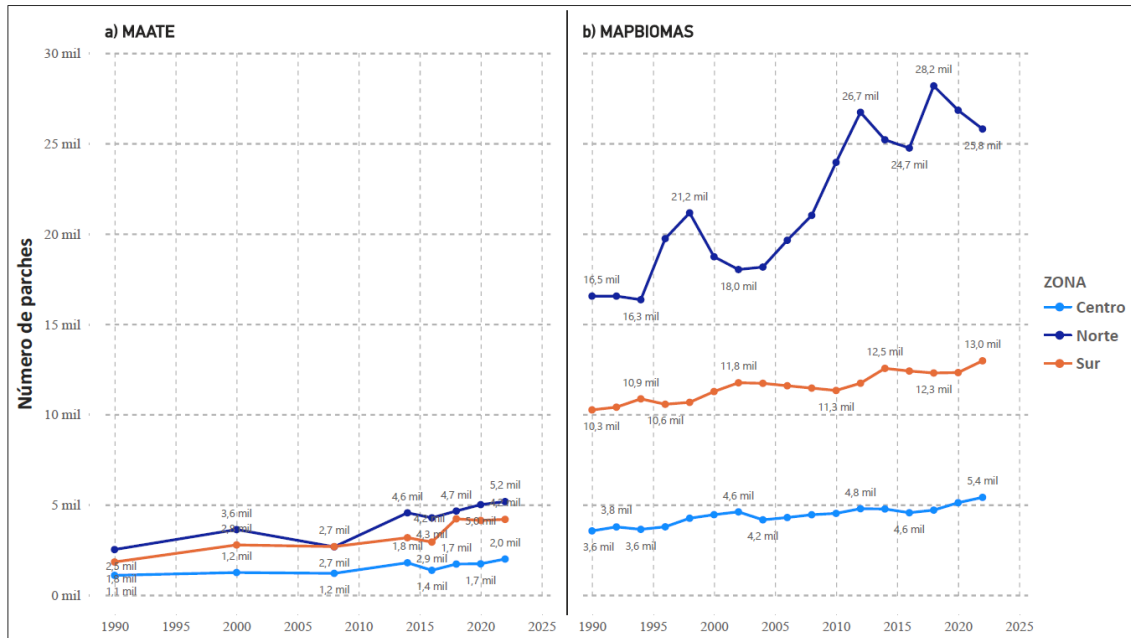


Fig. 6. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Número de parches (PN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.3. Densidad de parches (PD)

La métrica de densidad de parches muestra la cantidad de parches por cada 100 hectáreas y se observó una tendencia creciente a lo largo del tiempo, principalmente para la zona norte y sur (Fig. 7). Es la zona sur la cual tiene los valores más altos, seguida por la zona norte y finalmente la centro con ligeras diferencias entre ellas (Fig. 7a). Mientras, las zonas norte y sur presentan valores muy similares notablemente mayores a los de la zona centro (Fig. 7b). Además, como se puede notar en la anterior métrica los valores de MAPBIOMAS son mayores en comparación a los del MAATE.

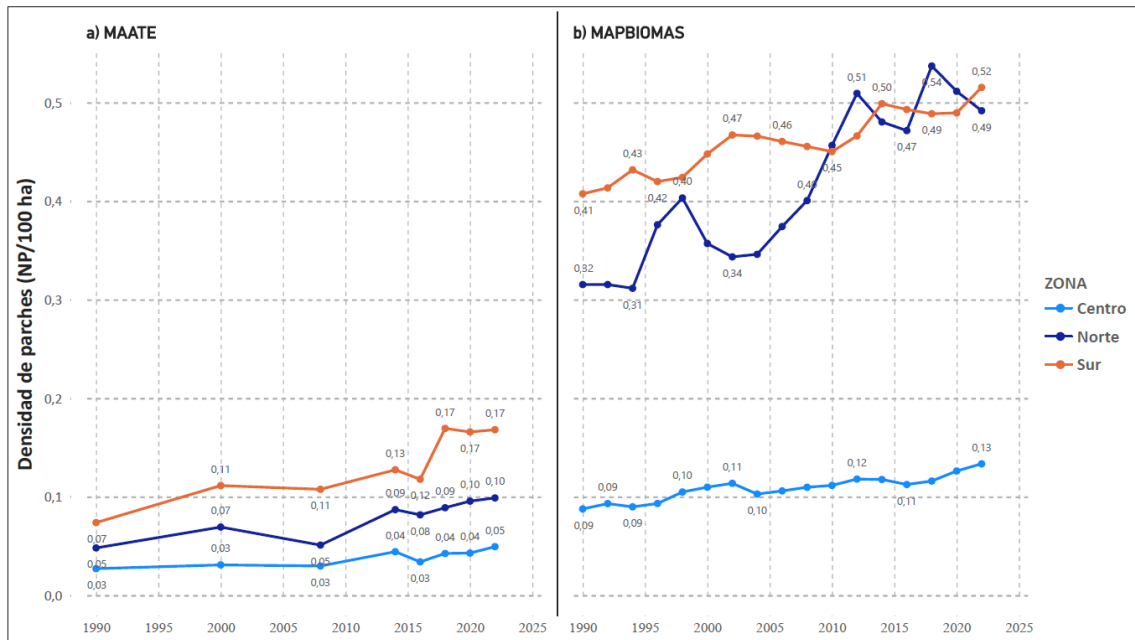


Fig. 7. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Densidad de área de parche (PD) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.4. Índice del parche mas grande (LPI)

En los valores obtenidos del índice del parche más grande se aprecian notables diferencias entre las dos fuentes de datos (Fig. 8). Para el MAATE, se aprecia una fuerte tendencia negativa en todas las zonas, especialmente en la sur, que disminuye del 85% al 18% entre 1990 y 2022 (Fig. 8a). Mientras en la gráfica de MAPBIOMAS, no se observa una tendencia clara en las zonas sur y centro, que tienen tres picos positivos y un pico negativo, respectivamente (Fig. 8b). A pesar de ello la zona norte sigue una tendencia similar en ambas fuentes de datos. En esta métrica existe una concordancia entre las dos fuentes de información en que la zona con valores mayores es la central, seguida por la sur y por último la norte.

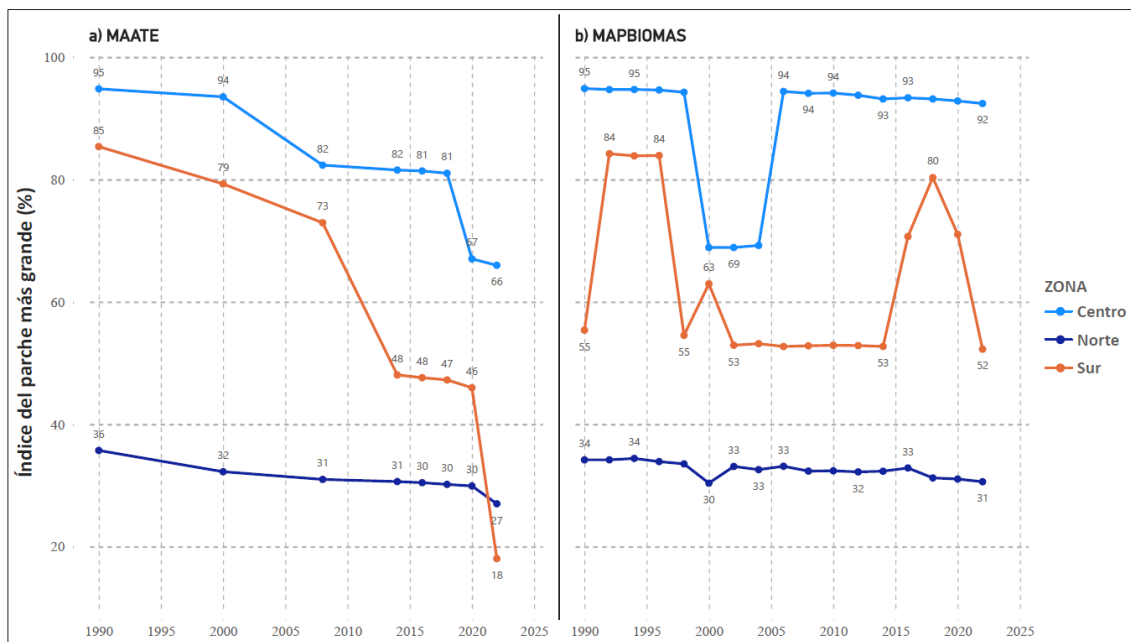


Fig. 8. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Índice de parche más grande (LPI) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.5. Media Distancia Euclidiana más Cercana (ENN_MN)

La media de la distancia más corta entre los parches de cobertura natural se representó en metros (Fig. 9). Para el MAATE, la zona sur tiene la mayor distancia, seguida de la zona norte y centro (Fig. 9a). Según esta fuente todas las zonas aumentan su distancia hasta 2008, excepto la zona sur, que sigue creciendo hasta 2016. Las zonas centro y norte muestran una reducción en 2014, pero vuelve a aumentar en 2016, para luego reducirse levemente hasta 2022. Mientras, para MAPBIOMAS, la zona norte tiene las mayores distancias, seguida de la sur y centro (Fig. 9b). Aquí se observó un ligero crecimiento para todas las zonas a lo largo del periodo de estudio. Entre las dos fuentes se aprecia una notable diferencia, siendo las distancias del MAATE casi el doble a las de MAPBIOMAS.

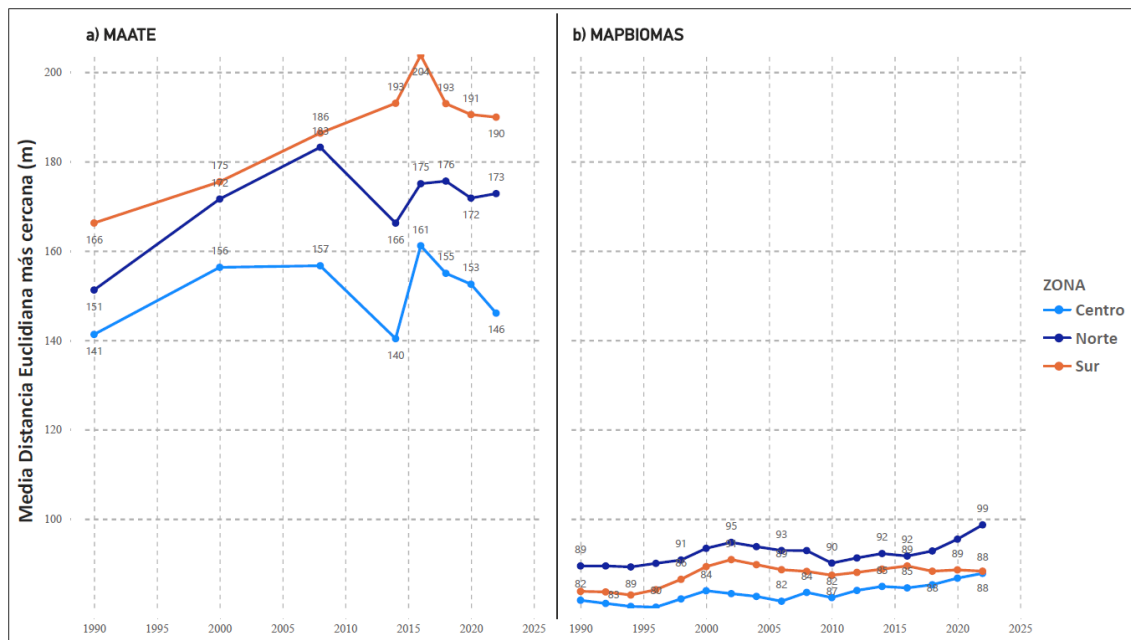


Fig. 9. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Media Distancia Euclidiana más Cercana (ENN_MN) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS.

Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.6. Tamaño de malla efectivo (MESH)

La métrica tamaño de malla efectivo presenta similitudes visuales a los resultados obtenido para el índice de parche más grande con ciertas diferencias (Fig. 10). Ya que, para el MAATE, existe un claro decrecimiento a lo largo del tiempo en todas las zonas (Fig. 10a), siendo la zona sur la que más se reduce. Así mismo, en MAPBIOMAS la zona norte sigue un decrecimiento ligero constante, la zona sur muestra tres picos positivos y la zona norte un pico negativo, similares a los observados en la gráfica del índice de parche más grande (Fig. 10b). Al final del periodo de estudio las dos fuentes coinciden en que la zona con un mayor tamaño de malla efectivo es la central, seguida por la norte y, por último, la sur.

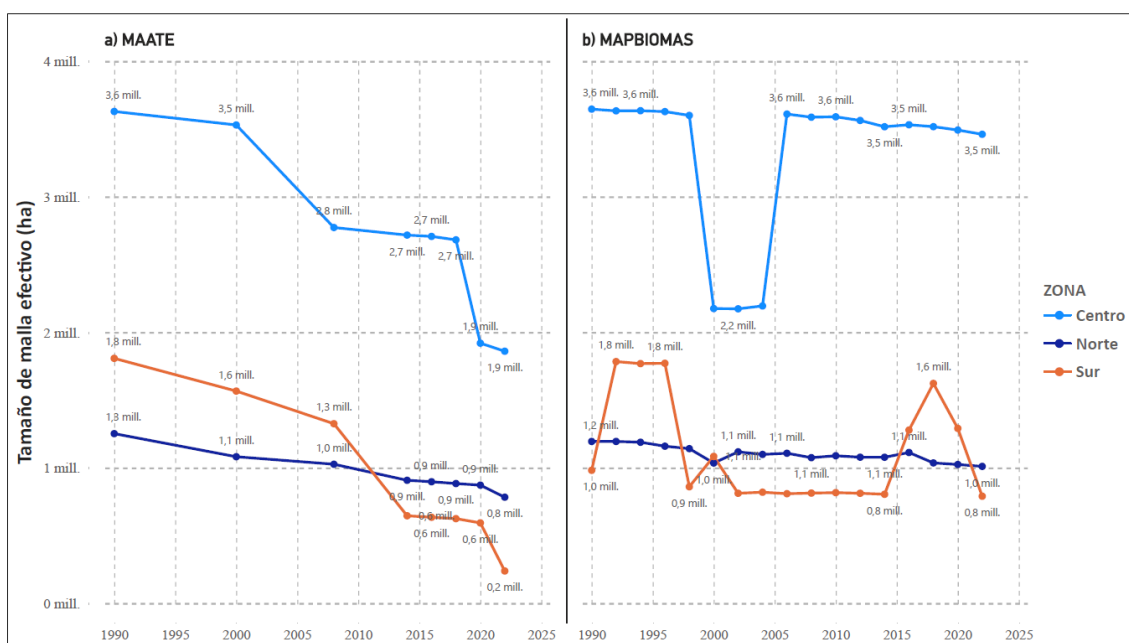


Fig. 10. Gráficos de líneas de la métrica de paisaje Tamaño de malla efectivo (MESH) para las dos fuentes CUS del estudio a) MAATE y b) MAPBIOMAS. Elaborado por: Juan Paredes.

3.1.7. Comparación estadística

Mediante la prueba de signos de Wilcoxon (p -value) y el coeficiente de correlación (r) se comparó los resultados obtenidos independientemente con cada fuente de información CUS, para cada una de las seis Métricas de Paisaje (MdP) y zona prioritaria del programa REDD+. La primera fila representa cada una de las seis MdP con su respectiva abreviación. Los resultados muestran que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) para las métricas de: Área de parche (PA_MN), Número de parches (NP), Densidad de parches (PD) y Distancia Euclidiana más Cercana (ENN_MN). Las métricas que no mostraron una diferencia significativa entre las fuentes de información CUS fueron el Índice de Parche más Grande (LPI) y el Área de Malla Efectiva (MESH). Aunque en estas dos últimas se obtuvieron valores p diferentes para cada zona prioritaria (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación estadística entre dos fuentes de datos con la prueba de signos de Wilcoxon (*p-value*) y el Coeficiente de correlación de Pearson (*r*).

Zona	PA_MN		NP		PD		LPI		ENN_MN		MESH	
	<i>r</i>	<i>p-value</i>	<i>r</i>	<i>p-value</i>	<i>r</i>	<i>p-value</i>	<i>r</i>	<i>p-value</i>	<i>r</i>	<i>p-value</i>	<i>r</i>	<i>p-value</i>
Norte	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.39	0.313	0.89	0.0078	0.69	0.054
Centro	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.59	0.109	0.89	0.0078	0.59	0.109
Sur	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.89	0.0078	0.34	0.383	0.89	0.0078	0.29	0.461

Aparte del valor *p* también se calculó el Coeficiente de Correlación de Pearson denotado por la letra *r*. Este valor representa la correlación entre los datos de las dos fuentes de información con valores que varían entre 1 a -1 que representaron una perfecta relación positiva y negativa, respectivamente. En las cuatro MdP que tuvieron diferencias significativas con una correlación de $r=0.891$ para las tres zonas prioritarias del estudio, lo que indica una correlación positiva. Las dos métricas que no tuvieron diferencias significativas tuvieron tamaños de efecto diferentes para cada zona. El Índice de Parche más Grande tuvo valores de $r=0.3$ para la zona norte y sur, mientras que para la zona centro con un $r=0.594$. Por último, para la métrica Tamaño de Malla Efectivo el valor *r* para las zonas Norte y Centro fue mayor a $r=0.59$, por último, para la zona sur hubo una correlación positiva de $r=0.3$ (Tabla 2).

3.2. Análisis espacial de la fragmentación

Para la fragmentación multiescalar del paisaje en las zonas prioritarias del programa REDD+ durante el periodo 1990-2022 se efectuaron comparaciones estadísticas mediante heatmaps y se generó un mapa para cada zona con información espacial sobre las causas y efectos espaciales de la fragmentación.

3.2.1. Zona prioritaria 1 – Amazonía Norte

La fragmentación ha avanzado principalmente en la parte céntrica de la zona prioritaria 1-Amazonía Norte durante el periodo 1990-2022 (Fig. 11). La dinámica es notable alrededor de las carreteras que conectan los poblados de los cantones Loreto, Shushufindi, Lago Agrio, Putumayo, Orellana, Archidona, Tena y Cascales. Ambas fuentes de datos representan un avance similar de la fragmentación durante el periodo de estudio, aunque con diferencias notables en 1990. En estos últimos, MAPBIOMAS muestra un paisaje más fragmentado con una mayor presencia de las clases "interior" y "dominante" a lo largo de la cordillera oriental de los andes, y una menor presencia de bosque en los cantones Lago Agrio, y Shushufindi (Fig. 11c). En contraste, MAATE muestra los bosques en la zona occidental menos fragmentados, categorizados principalmente como "intactos" (Fig. 11a).

En cuanto a la fragmentación multiescalar, se observó en MAPBIOMAS un menor cambio en las clases de fragmentación y una pérdida de área de coberturas naturales menor (284,104 hectáreas) (Fig. 12 y Fig. 12b). Por otro lado, MAATE presentó el doble de área pérdida de coberturas naturales (517,837 hectáreas) y un aumento fragmentación más pronunciado en el periodo de estudio (Fig. 12a). A pesar de ello, para MAPBIOMAS existió un 5% más de cobertura naturales dentro de clases más fragmentadas debido a la presencia de pequeños parches sin vegetación (Fig. 11c y 11d).

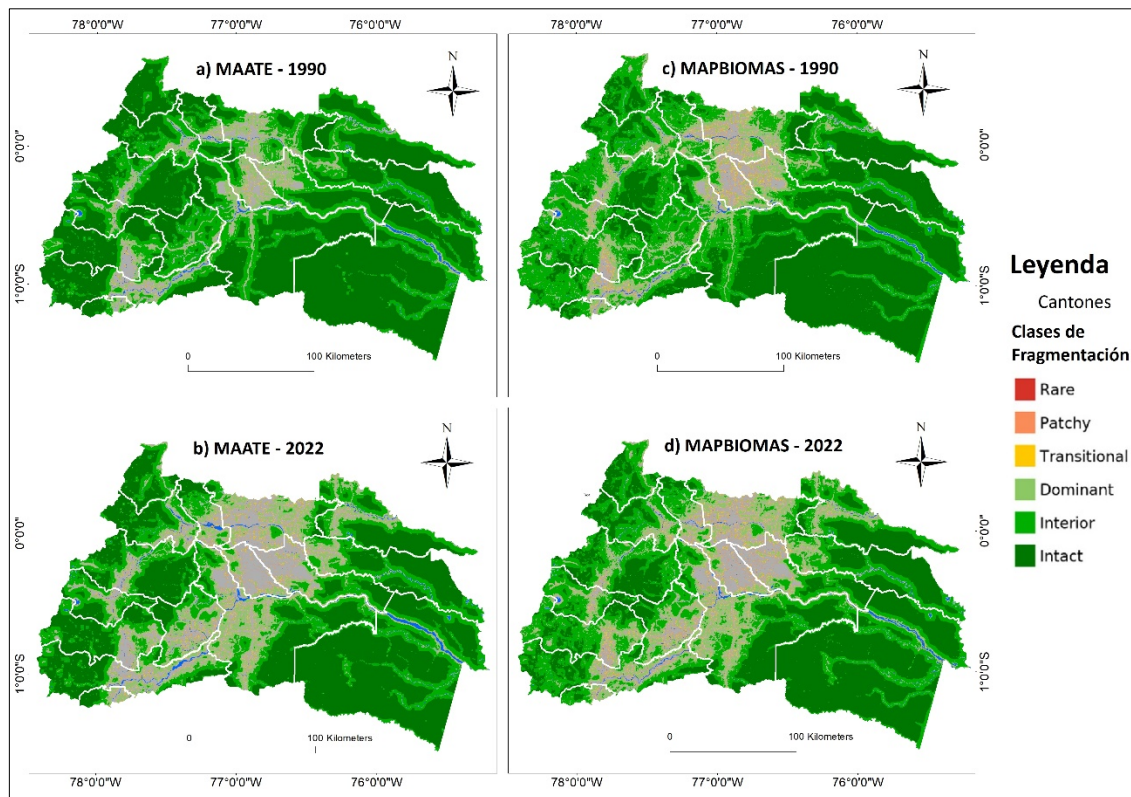


Fig. 11. Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 1- Amazonía Norte del programa REDD+ con dos fuentes de datos. **a)** MAATE 1990; **b)** MAATE 2022; **c)** MAPBIOMAS 1990; **d)** MAPBIOMAS 2022. Elaborado por: Juan Paredes.

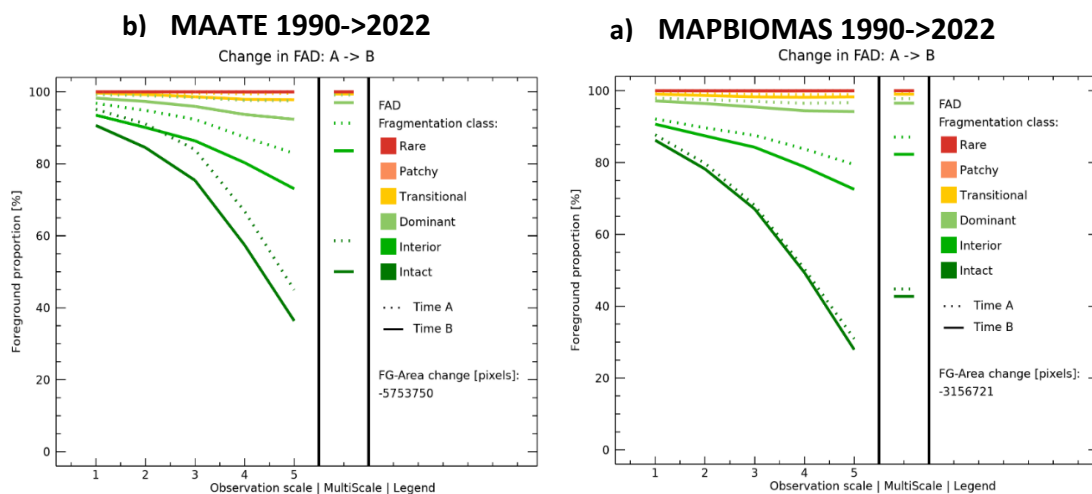


Fig. 12. Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Norte y las dos fuentes de información CUS: **a)** MAATE, **b)** MAPBIOMAS; donde le eje y representa la proporción de la cobertura natural en cada clase de

fragmentación y el y las escalas con las que se realizó el análisis. Elaborado por: Juan Paredes.

3.2.2. Zona prioritaria 2 – Amazonia Centro

En la zona prioritaria 2 - Amazonía Centro del programa REDD+ los mapas de fragmentación permitieron observar como la fragmentación y la pérdida de cobertura natural se han expandido entre 1990 y 2022, especialmente alrededor de la carretera troncal amazónica y las conexiones que conectan los principales poblados de los cantones Santa Clara, Mera, Pastaza, Huamboya, Palora, Pablo sexto y Taisha (Fig. 13). En la cordillera oriental de los Andes, donde se encuentra el área protegida Sangay, se observa un cambio en las clases de fragmentación hacia las categorías "interior" o "dominante" (Fig. 13 y 14).

Existen diferencias entre los mapas de fragmentación de MAPBIOMAS y, especialmente en los datos de 1990. En el mapa de fragmentación de MAPBIOMAS se apreció una mayor presencia de las clases "interior" y "dominante" en la cordillera oriental de los Andes y entre la parroquia 10 de agosto y Arajuno. En contraste, el mapa de MAATE muestra que la mayoría de los bosques se ubicaron en la categoría de "intactos", incluso alrededor de las zonas pobladas (Fig. 13a, Fig. 13b).

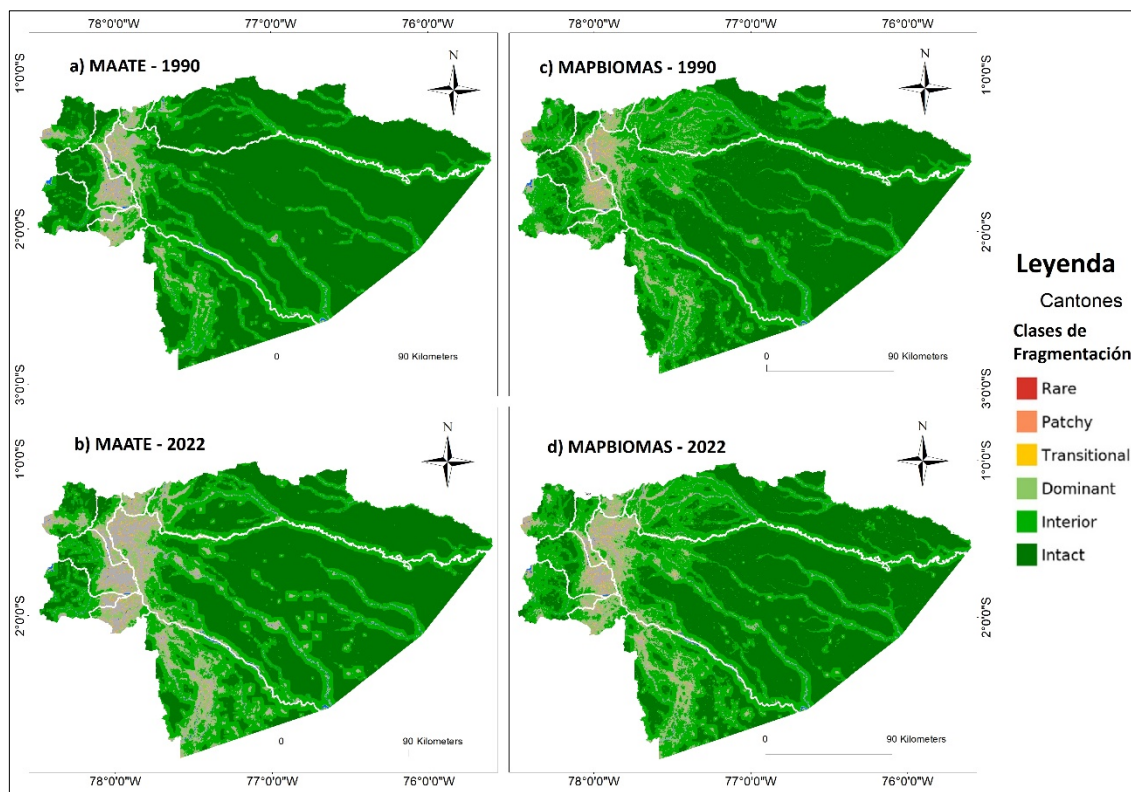


Fig. 13. Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 2 - Amazonía Centro del programa REDD+ con dos fuentes de datos. **a)** MAATE 1990; **b)** MAATE 2022; **c)** MAPBIOMAS 1990; **d)** MAPBIOMAS 2022. Elaborado por: Juan Paredes.

Las gráficas lineales de cambio de fragmentación multiescalar muestran que para los datos de MAPBIOMAS, la dinámica es menor durante el periodo de estudio en comparación con la gráfica del MAATE (Fig. 14a). Además, la pérdida de área de bosque según los datos del MAATE (189,758 hectáreas) es tres veces mayor que la reportada por MAPBIOMAS (67,552 hectáreas). Aquí igualmente MAPBIOMAS presentó un 5% menos de presencia de las clases "intacta" e "interior" en comparación con MAATE (Fig. 14b)

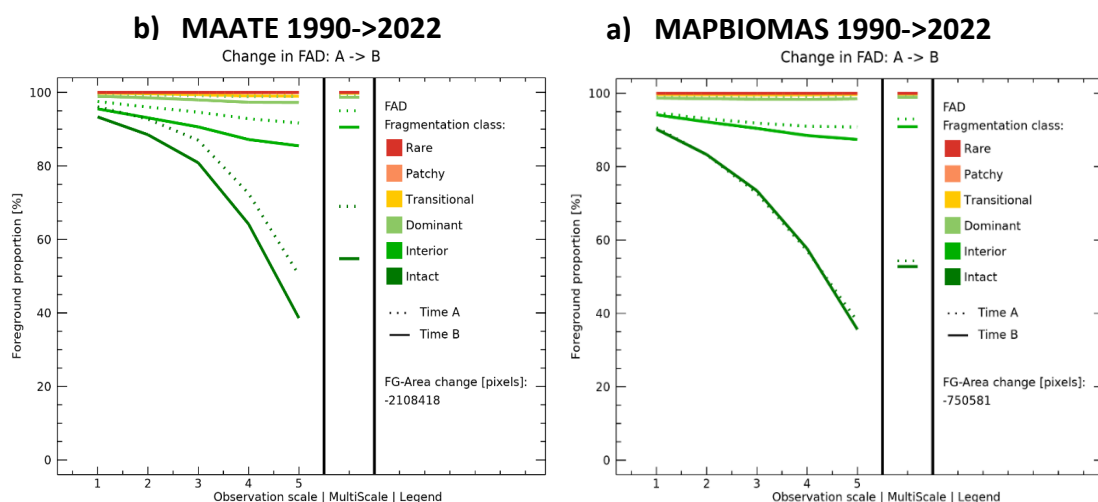


Fig. 14. Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Centro y las dos fuentes de información CUS: **a)** MAATE, **b)** MAPBIOMAS; donde le eje y representa la proporción de la cobertura natural en cada clase de fragmentación y el eje x las escalas con las que se realizó el análisis. Elaborado por: Juan Paredes.

3.2.3. Zona prioritaria 3 – Amazonía Sur

Para la fragmentación multiescalar en la zona prioritaria 3 - Amazonía Sur del programa REDD+ se observó una pérdida de coberturas naturales y un aumento de la fragmentación, principalmente a lo largo de la carretera troncal amazónica y las vías que conectan con la región sierra y la frontera con Perú. También se aprecia una expansión de la fragmentación en cantones caracterizados por el aumento de actividades agrícolas y mineras como lo son Palanda, Chinchipe, Nagaritza, El Pangui, Morona y Tiwintza. En el mapa de fragmentación de MAPBIOMAS (Fig. 13b) se aprecia visualmente que para 1990, se observó una mayor presencia de clases de mayor fragmentación en comparación con el mapa del MAATE (Fig. 13a). Sin embargo, para el 2022, el MAATE presentó una mayor área cubierta por actividades antrópicas, pero una menor fragmentación dentro de los remanentes de bosque.

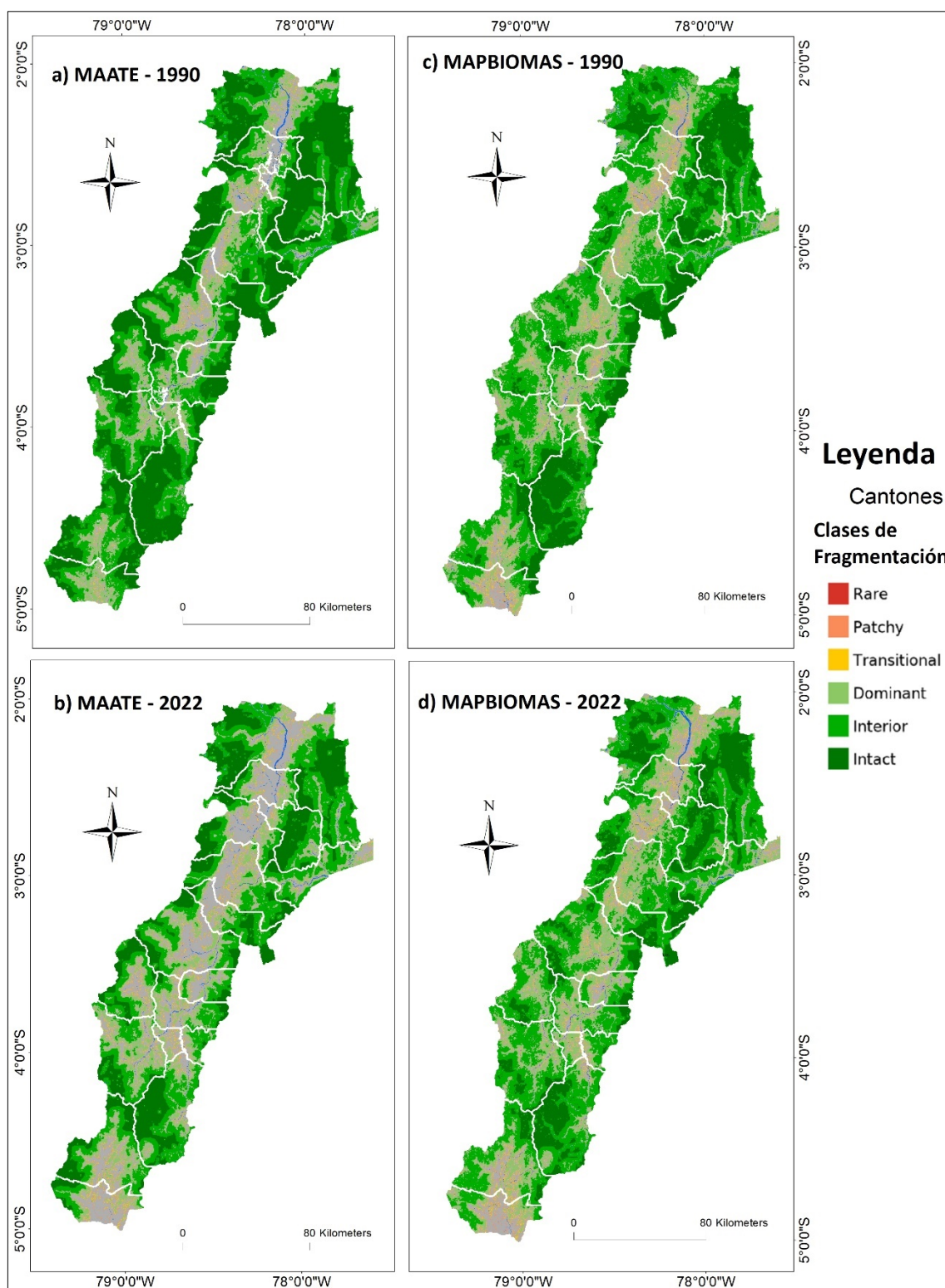


Fig. 15. Mapa de fragmentación multiescalar para dos periodos de tiempo (1990-2022) en la zona prioritaria 3 - Amazonía Sur del programa REDD+ con dos fuentes de

datos. **a)** MAATE 1990; **b)** MAATE 2022; **c)** MAPBIOMAS 1990; **d)** MAPBIOMAS 2022. Elaborado por: Juan Paredes.

El área pérdida de coberturas naturales entre 1990 al 2022 según los datos del MAATE (Fig. 16a) es de 355,327 hectáreas, lo cual es casi cuatro veces mayor que el obtenido con MAPBIOMAS (Fig. 16b) que es de 88,165 hectáreas. Al igual que en las figuras anteriores, el MAATE muestra mayores cambios en la fragmentación multiescalar durante el periodo de estudio. No obstante, MAPBIOMAS presenta una menor presencia de clases menos fragmentadas, con una diferencia de casi el 10%.

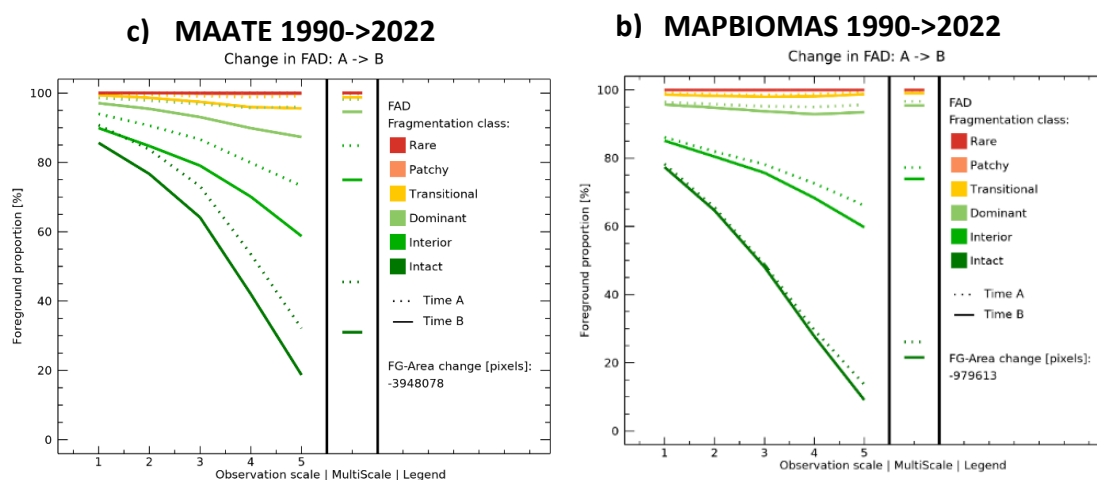


Fig. 16. Gráfica de cambio de fragmentación multiescalar de 1990 al 2022 para la Amazonia Sur y las dos fuentes de información CUS: **a)** MAATE, **b)** MAPBIOMAS; donde le eje y representa la proporción de la cobertura natural en cada clase de fragmentación y el eje x las escalas con las que se realizó el análisis. Elaborado por: Juan Paredes.

3.2.4. Comparación estadística

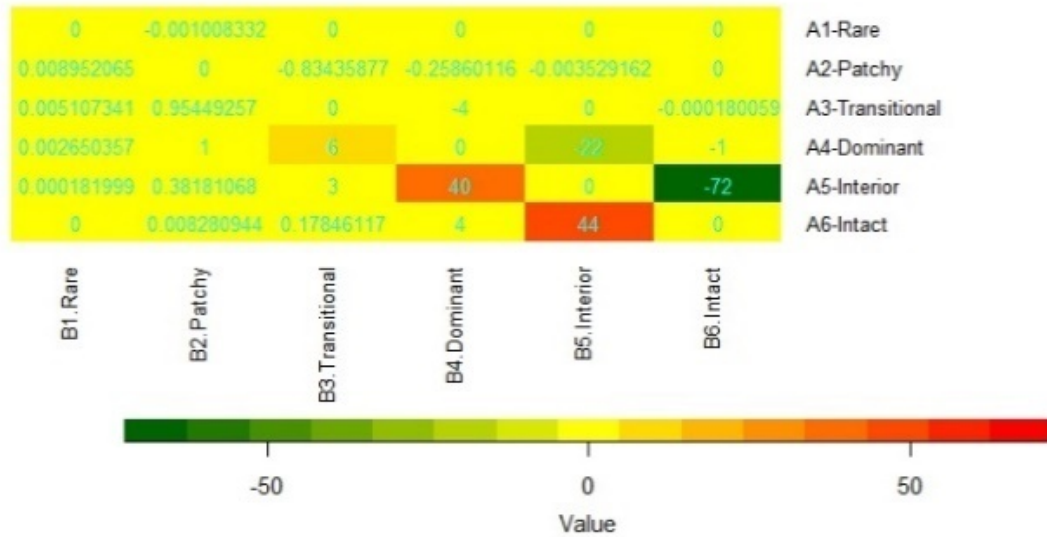
La comparación estadística del análisis espacial de la fragmentación se realizó con heatmaps que tienen una escala de color donde las tonalidades rojas muestran el aumento de la fragmentación mientras las verdes su reducción. Las tres zonas prioritarias del programa REDD+ en la Amazonía ecuatoriana mostraron un aumento

de la fragmentación, especialmente en la transición de la clase "intacta" a "interior" y de "interior" a "dominante". Asimismo, la reducción de la fragmentación se observó predominantemente en las transiciones de "interior" a "intacta" y de "dominante" a "interior" (Fig. 17).

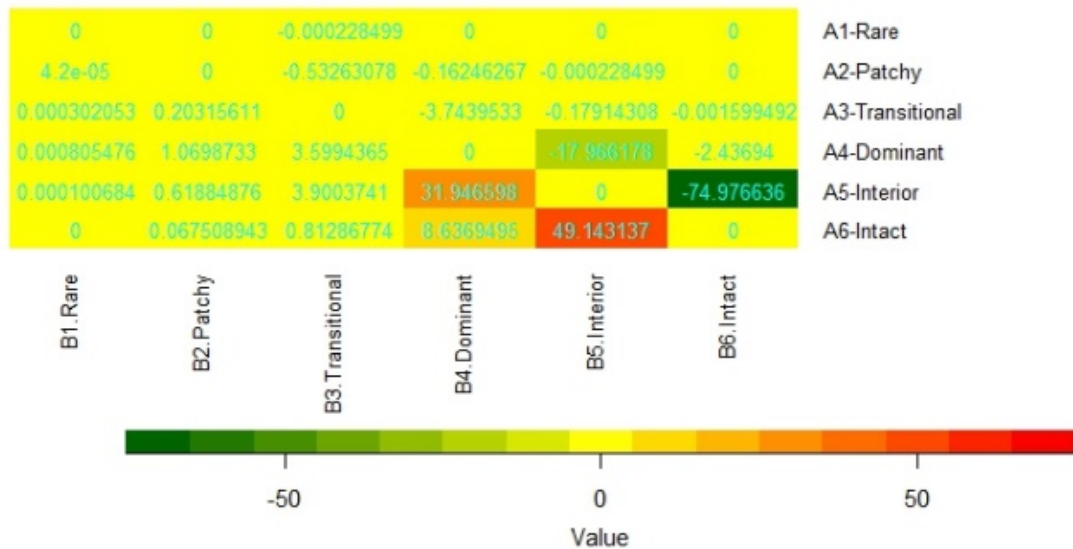
Entre las dos fuentes de información utilizadas en el estudio, se observó que los porcentajes de aumento de fragmentación para la transición de "intacta" a "interior" son mayores en los resultados del MAATE (Figs. 17b, 17d y 17f). En contraste, los porcentajes de transición de "interior" a "dominante" fueron mayores en los resultados de MAPBIOMAS (Figs. 17a, 17c y 17 e). Los datos de reducción de fragmentación presentaron discrepancias entre las dos fuentes según cada zona.

En la categoría de "intacta" a "interior" representó el mayor porcentaje de aumento de fragmentación durante el periodo de estudio (Fig. 17). De manera similar, la disminución de la fragmentación está dominada por la transición de "interior" a "intacta" en todas las zonas y fuentes de información. Entre las zonas prioritarias, la zona 2 presenta el mayor porcentaje en la transición de "intacta" a "interior", seguida por la zona 3 y, finalmente, la zona 1. En cambio, para la transición de "interior" a "dominante", la zona 1 tiene el mayor porcentaje, seguida por la zona 3 y la zona 2.

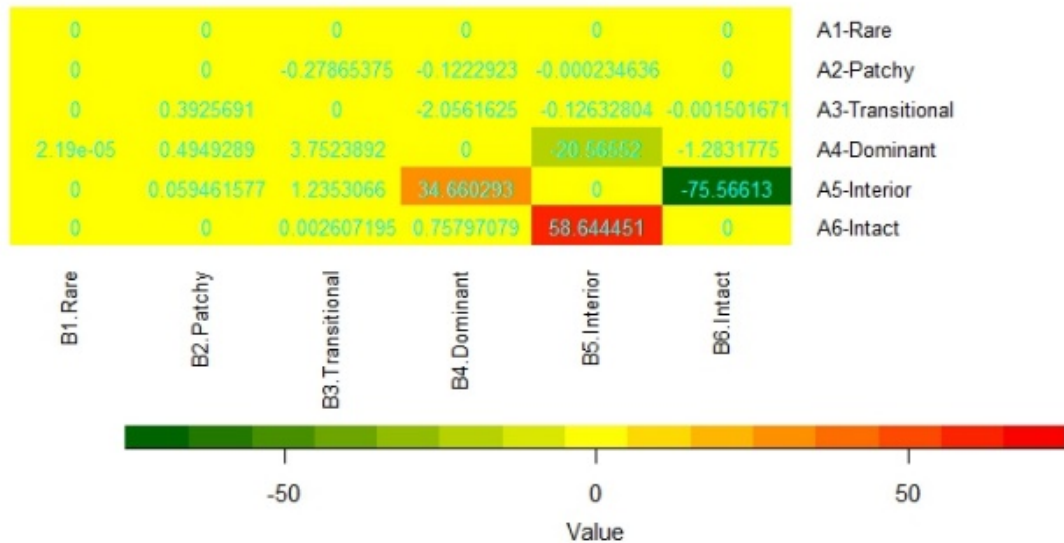
a) Zona 1 MAPBIOMAS 1990-2022 (A-B)



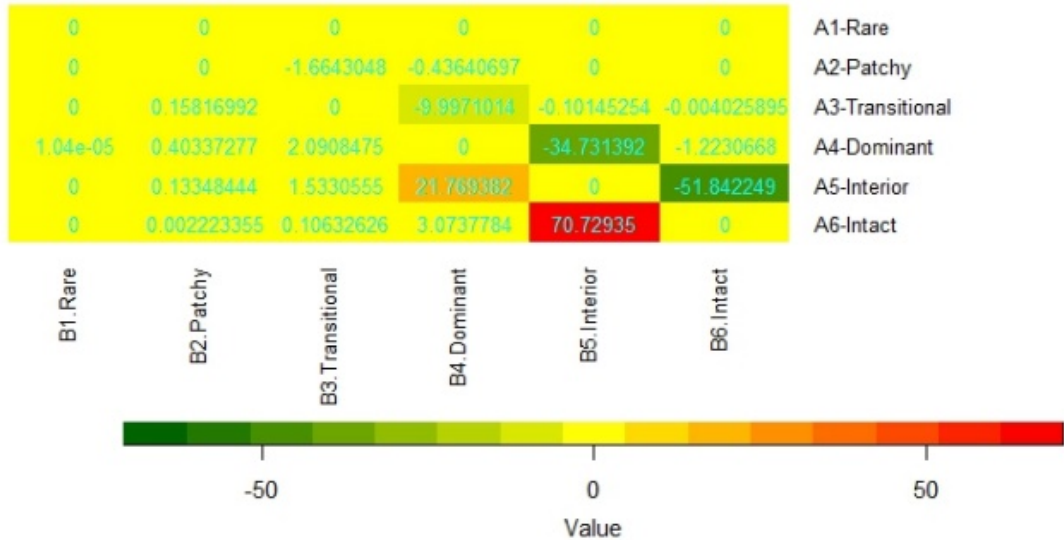
b) Zona 1 MAATE 1990-2022 (A-B)



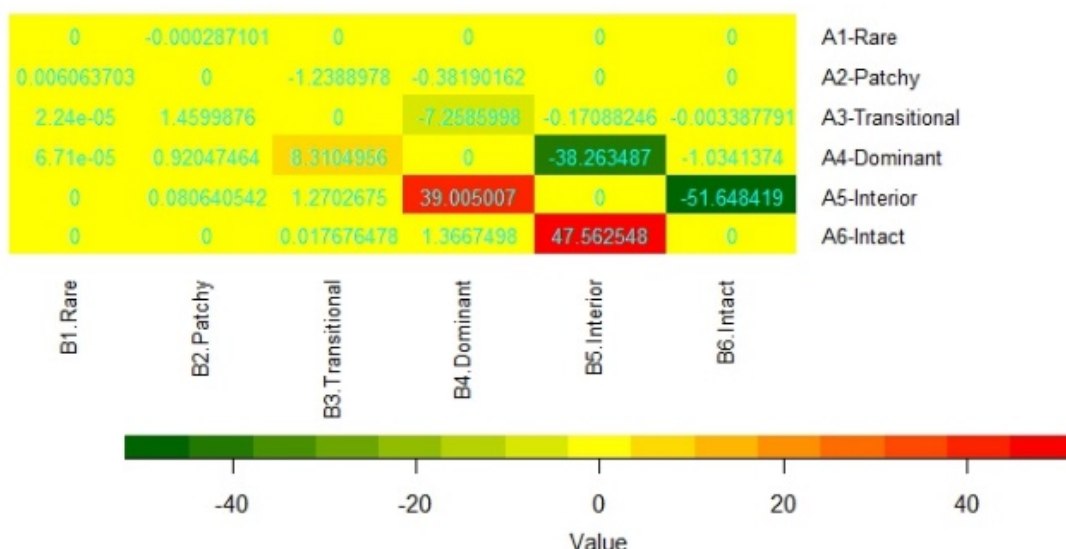
c) Zona 2 MAPBIOMAS 1990-2022 (A-B)



d) Zona 2 MAATE 1990-2022 (A-B)



e) Zona 3 MAPBIOMAS 1990-2022 (A-B)



f) Zona 3 MAATE 1990-2022 (A-B)

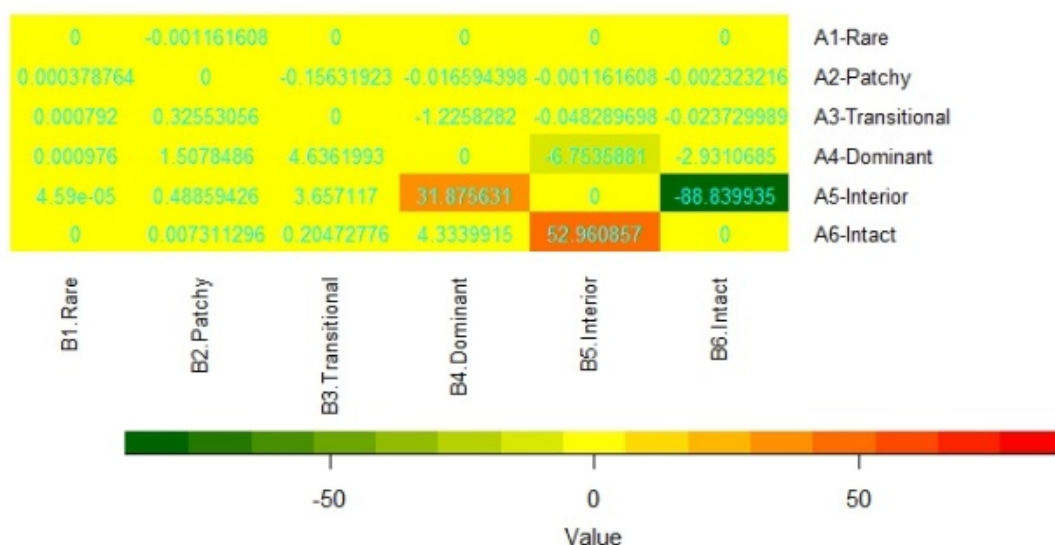


Fig. 17. Matrices de transición del cambio entre las categorías de fragmentación para cada fuente de datos y zona prioritarias del programa REDD+ de la Amazonía ecuatoriana en el periodo de 1990-2022 representadas como heatmap donde en la escala de color las tonalidades rojas muestran el aumento de la fragmentación mientras las verdes su reducción. **a)** Zona 1-Amazonía Norte MAPBIOMAS; **b)** Zona 1-Amazonía Norte MAATE; **c)** Zona 2-Amazonía Centro MAPBIOMAS; **d)** Zona 2-Amazonía Centro

MAATE; **e)** Zona 3-Amazonía Sur MAPBIOMAS; **f)** Zona 3-Amazonía Sur MAATE.
Elaborado por: Juan Paredes.

4. Discusión

4.1. Métricas del paisaje y fragmentación en las zonas prioritarias del programa REDD+ en la Amazonía ecuatoriana entre 1990 al 2022

Los resultados indican que la Amazonía ecuatoriana se ha fragmentado entre 1990 al 2022 generando un aumento en el número, densidad y aislamiento de los parches de coberturas naturales, además de una reducción de su tamaño, representatividad y conectividad (Fig. 3-16). Históricamente la infraestructura vial, ha sido la impulsora de la expansión de la deforestación, agricultura y el cambio de uso del suelo (Baynard et al., 2013; Cuenca and Echeverria, 2017; Wasserstrom and Southgate, 2013). En la región, las primeras obras viales fueron desarrolladas la industria petrolera y las políticas gubernamentales de colonización y desarrollo agrícola (Mena et al., 2017). La accesibilidad proporcionada por las carreteras resultó en un aumento exponencial de la población en la región y una rápida expansión de la frontera agrícola a partir de los años 60's (Bilsborrow et al., 2004; Llerena-Montoya et al., 2021; Mena et al., 2006; Wasserstrom and Southgate, 2013).

La Amazonía norte y sur presentan una mayor fragmentación, esto puede estar relacionado con la accesibilidad hacia las áreas de industrias petroleras y mineras, respectivamente. Por otro lado, la Amazonía centro, presenta una fragmentación significativamente menor, al igual que una menor presencia de actividades extractivas. A continuación, se discuten las características particulares de la fragmentación en cada zona prioritaria para comprender los contrastes temporales, espaciales y sociales específicos de cada zona prioritaria.

4.1.1. Zona 1 – Amazonía Norte

Nuestros resultados mostraron que esta ha sido la zona prioritaria que ha perdido la mayor área de coberturas naturales en el periodo de estudio. Además, aunque es el área prioritaria más grande, con aproximadamente 5,2 millones de hectáreas, sus parches naturales son los más numerosos, los segundos más pequeños y los que menor representación tienen dentro de su paisaje (Figs. 5-8). Espacialmente se observa (Fig. 18) que la fragmentación se ha dado alrededor de las carreteras inicialmente construidas para conectar las actividades de la industria petrolera. Esta es la principal actividad extractiva en el norte de la Amazonia, desde 1972, y representa un importante ingreso para el estado ecuatoriano (Baynard et al., 2013), aunque produciendo graves impactos ambientales y sociales (Coronel Vargas et al., 2020; Johnston et al., 2019; Rivera-Parra et al., 2020). Fue esta industria la cual financio la construcción de algunas de las principales carreteras de la zona como Quito-Coca-Lago Agrio (1971), Joya de los Sachas-Shushufindi (1973) y Joya de los Sachas-Cononaco (1984) (Wasserstrom and Southgate, 2013)..

Espacialmente la fragmentación se observó alrededor del circuito vial Lago Agrio-Baeza-Tena-Loreto/Chontapunta-Joya de los Sachas debido a la accesibilidad que han brindado estas vías para la migración y la expansión de la frontera agrícola (Cuenca and Echeverria, 2017; Hänggli et al., 2023; Janina Kleemann et al., 2022; Ortega-Andrade et al., 2021). Esta conformación ha dividido el paisaje aislando entre si a algunas de las áreas protegidas con la mayor biodiversidad e importancia ecológica en el Ecuador y el mundo como: el Parque nacional Cayambe-Coca, el Parque Nacional Antisana, la Reserva Biológica Colonso Chalupas, el Parque Nacional Sumaco Galeras, el Parque Nacional Yasuni y la Reserva de producción de Fauna Cuyabeno (Fig. 18). Esto puede poner en riesgo particularmente a mamíferos grandes con una amplia distribución espacial que habitan a lo largo de la transición Andes-Amazonía como el Jaguar (*Panthera onca*), Tapir Andino (*Tapirus pichaque*), Puma (*Puma concolor*) entre muchas otras (Janina Kleemann et al., 2022; Olsoy et al., 2016; Rocha et al., 2018). A pesar de que la mayoría de la zona presenta un aumento de la fragmentación en el

periodo de estudio, en las áreas protegidas de la cordillera oriental de los Andes se observa una reducción de este proceso.

También se encontró que el aumento de la fragmentación se ha dado en su mayoría desde la clase menos fragmentada (MAPBIOMAS=44 %, MAATE=49 %), lo cual es un indicador de que la deforestación y el cambio de uso de suelo se está dando al interior de los remanentes de bosque. Esto puede deberse a la expansión de la frontera agrícola (Janina Kleemann et al., 2022; López, 2022; Ortega-Andrade et al., 2021) y las nuevas vías de accesibilidad (Baynard et al., 2013; Mena et al., 2017) hacia pozos petroleros, zonas mineras, territorios indígenas y áreas protegidas como: el Yasuní y Cuyabeno (Finer et al., 2022). Poniendo en riesgo territorios clave para la conservación de estos ecosistemas con proyectos como el ITT, por el cual se ha construido una carretera que ingresa directamente dentro de la llamada zona 'intangible' donde habitan pueblos indígenas no contactados (Finer et al., 2022; Holland et al., 2014; Lessmann et al., 2016a). Permitir el uso desregulado de esta nueva vía y continuar con la expansión de la frontera petrolera amenaza a uno de los ecosistemas más importantes del planeta por su biodiversidad, disponibilidad de agua dulce y capacidad de almacenar carbono (Bass et al., 2010; Baynard et al., 2013).

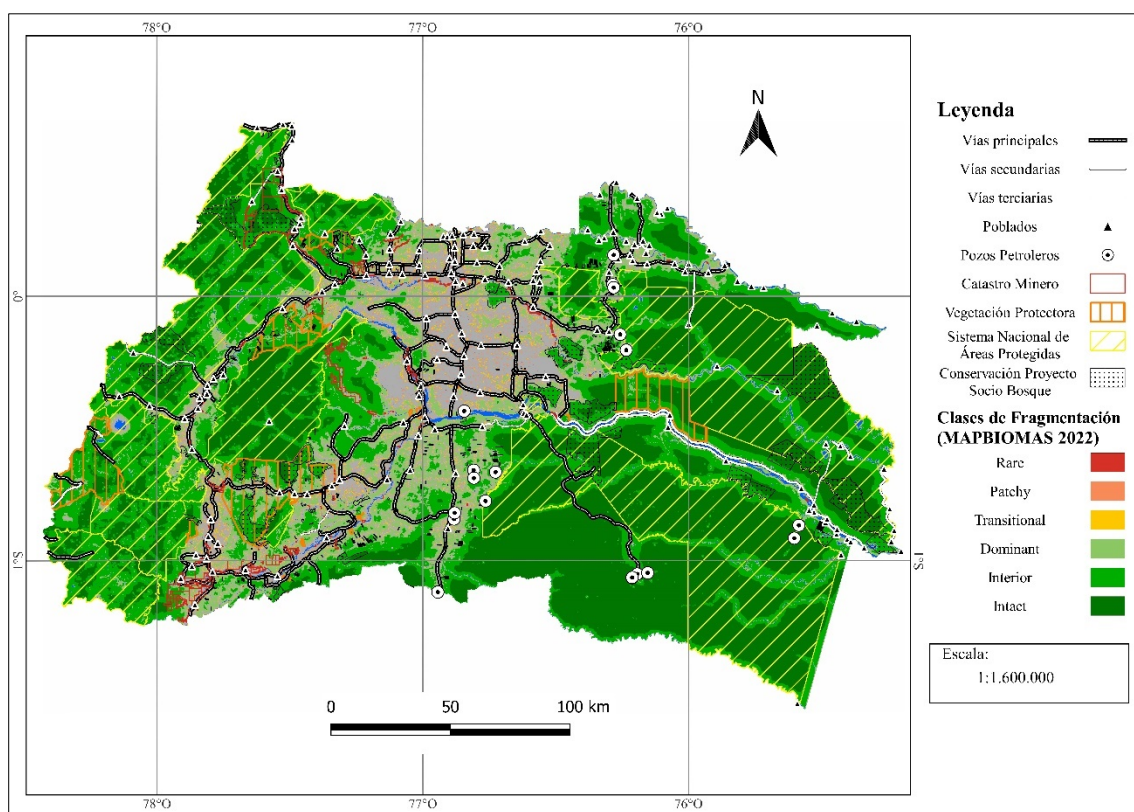


Fig 18. Mapa de fragmentación Amazonía norte en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación. Elaborado por: Juan Paredes.

4.1.2. Zona 2 – Amazonía Centro

Es la zona prioritaria menos fragmentada y la que ha perdido la menor área de cobertura natural a pesar de ser la segunda más grande con aproximadamente 4 millones de hectáreas. Sin embargo, presento un considerable aumento de la fragmentación al casi duplicarse la cantidad de parches y haberse reducido a la mitad el área promedio de estos (Figs. 3-8). La reducida presencia de industrias extractivas y la amplia presencia de territorios indígenas comunitarios en conservación dentro del proyecto Socio Bosque se presentan como factores fundamentales para ser la zona mejor conservada y menos fragmentada (Holland et al., 2014; Lessmann et al., 2016a; Mena et al., 2017; Vasco et al., 2018). A pesar de que existe extracción de petróleo en el bloque 10 desde 1998, esta se implementó sin construcción de carreteras minimizando los impactos de cambio de uso de suelo asociados (Wasserstrom and

Southgate, 2013). Sin embargo, el gobierno busca extender la extracción de petróleo mediante la décimo primera ronda petrolera poniendo en riesgo algunos de los ecosistemas mejor conservados de la Amazonía ecuatoriana (Lessmann et al., 2016b, 2016a; Mena et al., 2017).

Espacialmente se observó que los procesos de fragmentación se concentran en el oeste, alrededor de las vías que conectan la ciudad del Puyo con Tena al norte y Palora al sur (Fig. 19). Esto debido que Puyo fue un importante centro administrativo en el proceso de colonización amazónico por la carretera con Ambato, que fue la primera en conectar la sierra con la Amazonía en 1948 y fue financiada por la petrolera Shell (Wasserstrom and Southgate, 2013). La construcción de carreteras junto con los títulos entregados a los colonos por el entonces IERAC incentivo la expansión de la agrícola, que principalmente se dedicó a la ganadería (Castro et al., 2013; Wasserstrom and Southgate, 2013). También existe fragmentación al sur este alrededor de la carretera Evanecer-Macuma-Taisha, donde habitan comunidades Shuar, los cuales optaron por la siembra de pastos para ganadería para titular sus tierras y evitar la migración de colonos después de la segunda reforma agraria (Ojeda Luna et al., 2020; Vasco et al., 2018).

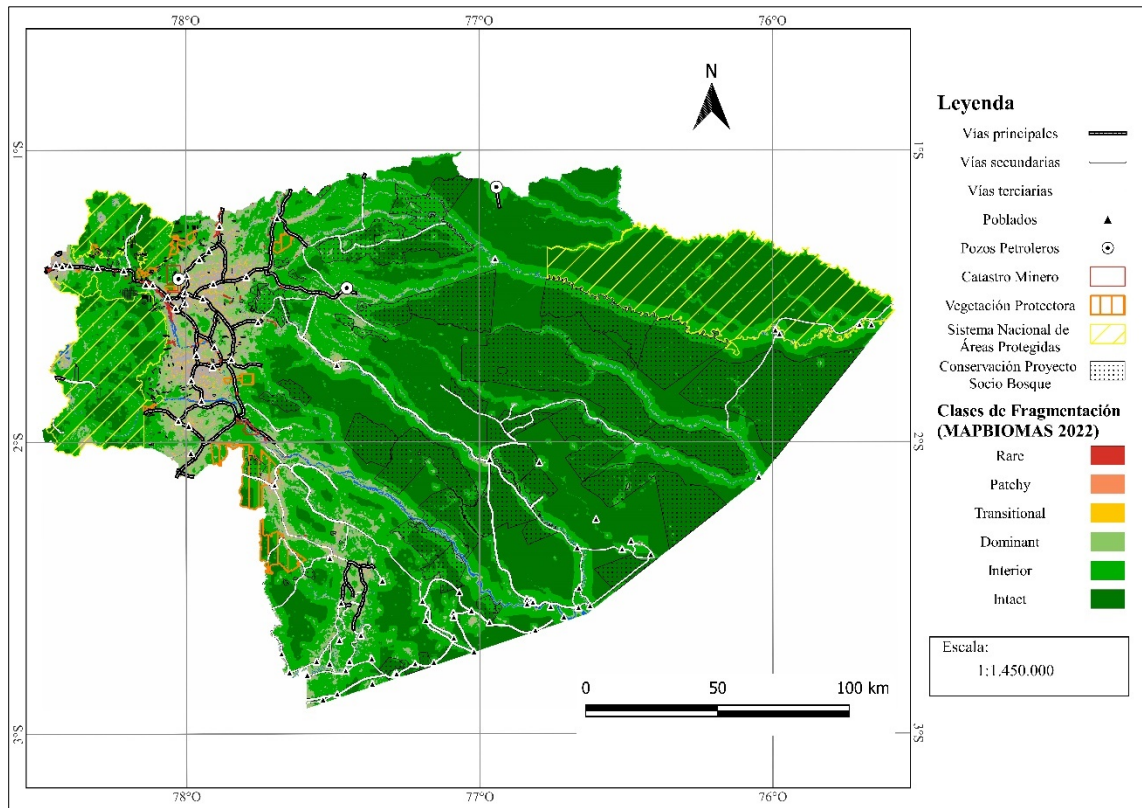


Fig 19. Mapa de fragmentación Amazonía centro en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación. Elaborado por: Juan Paredes.

4.1.3. Zona 3 -Amazonía Sur

La Amazonía sur es la zona prioritaria más pequeña con aproximadamente 2,5 millones de hectáreas y la más fragmentada por unidad de área (MAPBIOMAS=0.52 parches/100 ha, MAATE=0.17 parches/100 ha) (Figs. 7 y 16). También es la que tiene los parches de coberturas naturales más pequeños y la menor área disponible para la movilidad de especies (Figs. 5 y 10). Espacialmente es angosta en sentido este-oeste, por lo cual la presencia de vías principalmente en sentido norte-sur tiene un gran impacto al separar los ecosistemas andinos de los amazónicos (Fig. 20). Dentro de estos últimos existen regiones, como el bosque protector Kutuku-Shaime y la cordillera del Condor, que tienen una alta biodiversidad (Cuesta et al., 2017; Noh et al., 2020; Pozo-Zamora et al., 2022), endemismo (Valencia et al., 2023), presencia de nuevas especies (Brito et al., 2021; Brito M. and Pozo-Zamora, 2013) y provisión de servicios

ambientales (J. Kleemann et al., 2022; Palacios Orejuela and Rodriguez Espinosa, 2021).

La principal actividad responsable de la fragmentación en el cambio de uso de suelo impulsado por actividades agropecuarias (Tapia-Armijos et al., 2015), pero en los últimos años estos ecosistemas al igual que las comunidades que los habitan se encuentran amenazadas debido a la presencia de minería legal e ilegal en casi toda la zona (Massa et al., 2018). Esta industria extractiva realiza una explotación a cielo abierto lo cual implica una destrucción completa de los ecosistemas terrestres (Massa et al., 2018; Mestanza-Ramón et al., 2022). Además, la liberación de sedimentos y metales pesados como el mercurio que implican la contaminación de ríos y ecosistemas acuáticos poniendo en riesgo a los habitantes río abajo (Mestanza-Ramón et al., 2022). La entrada de esta industria implica el desplazamiento de los pobladores locales e incentiva la construcción de nuevas carreteras fragmentando aún más los remanentes de coberturas naturales (Massa et al., 2018; Tapia-Armijos et al., 2015).

Las únicas reducciones de la fragmentación se han dado en las áreas protegidas ubicadas en las estribaciones de la cordillera oriental de los andes al oeste de la zona, esto coincide con una menor presencia de poblados y concesiones mineras (Fig. 20). Mientras, las áreas protegidas y en especial los bosques protectores ubicados al este de la zona prioritaria presentan un importante aumento de la fragmentación. Lo cual puede aumentar considerando la presencia de concesiones mineras que cubren casi por completo los bosques protectores: cordillera Kutuku-Shaimi, cordillera del cóndor y cuenca alta del río Nangaritza. Esta entrega de concesiones mineras dentro de bosques protectores es una contradicción por parte del estado ecuatoriano ya que este mismo declara en el Código Orgánico del Ambiente que: “Los Bosques y Vegetación Protectores (BVP) son (...) declarados como tales por encontrarse en áreas de topografía accidentada, cabeceras de cuencas hidrográficas o zonas que por sus condiciones climáticas, edáficas e hídricas deben ser conservadas, así como los bosques de importancia ritual, ceremonial, cultural o histórica”(MAATE, 2017c).

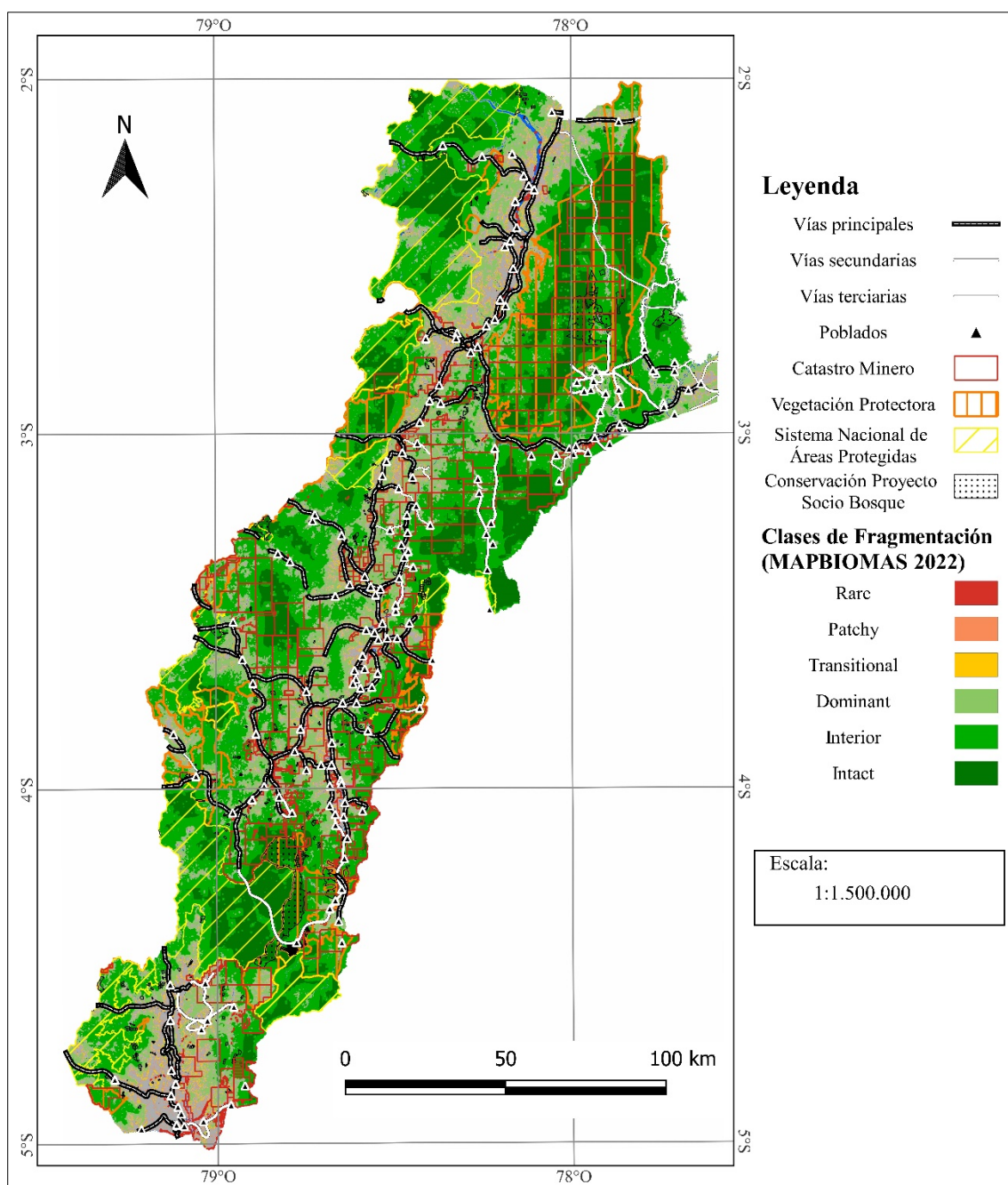


Fig 20. Mapa de fragmentación Amazonía sur en el 2022 con respecto a vías, procesos extractivos y áreas bajo conservación. Elaborado por: Juan Paredes.

4.2. Diferencias entre datos CUS

Existen diferencias significativas en la representación del número, tamaño, densidad y distancias de los parches de coberturas naturales, entre los datos CUS de MAPBIOMAS y MAATE (Tabla 2) (Figs. 5-10). La magnitud de la escala es la principal diferencia en la

representación de la fragmentación, ya que según MAPBIOMAS las coberturas naturales son más pequeñas, más numerosas y se encuentra más cerca entre sí. Lo cual, indica que dicha fuente diferencia con mejor detalle los parches más pequeños de las distintas clases de CUS. Esto se ve reforzado por la mayor presencia de la clase dominante y la mayor fragmentación observada en 1990 en los mapas obtenidos con GTB a partir de dicha fuente, lo cual se debe a la presencia de pequeños parches de deforestación en medio de las coberturas naturales intactas. La capacidad de representar parches más pequeños de deforestación es crucial para identificar la perforación y disección que son los procesos iniciales de la fragmentación del paisaje (Li and Yang, 2015).

5. Conclusión

El presente estudio evaluó la fragmentación de las zonas prioritarias del programa REDD+ en la Amazonía ecuatoriana mediante un análisis cuantitativo y espacial de métricas del paisaje entre 1990 y 2022. Para el periodo de estudio se observó un aumento de todos los índices cuantitativos de fragmentación analizados en todas las zonas prioritarias, pero características particulares según las actividades económicas y la infraestructura presente en cada una. La Amazonía norte y sur son las zonas prioritarias fragmentadas, estas presentan una amplia frontera agrícola alrededor de vías y poblados, además de la presencia de la industria petrolera y minera, respectivamente. Mientras, la Amazonía centro ha sido la mejor conservada y menos fragmentada principalmente dentro de los territorios comunitarios pertenecientes a siete nacionalidades indígenas que actualmente se encuentran bajo conservación del proyecto Socio Bosque.

Espacialmente la cobertura natural se ha fragmentado en sentido norte-sur a lo largo de la carretera troncal Amazónica y sus conexiones. Esto supone una separación de los ecosistemas andinos de los amazónicos poniendo en riesgo su integridad ecológica y a

las especies que las transitan. Se recomiendan las siguientes medidas para mitigar y reducir el aumento de la fragmentación y sus impactos sobre los ecosistemas:

- La promoción de prácticas agrícolas sostenibles que aumenten la productividad sin la necesidad de expandir la frontera agrícola, además de alternativas económicas que promuevan la conservación de los remanentes de cobertura natural como el turismo sostenible o científico.
- La declaración e implementación de corredores ecológicos en sentido este-oeste que conecten las áreas bajo conservación andinas con las amazónicas.
- El desarrollo de políticas públicas que limiten la construcción de nuevas carreteras cerca de zonas de conservación o limiten el libre asentamiento alrededor de carreteras ya en construcción.
- Limitar la expansión de industrias extractivas, petroleras o mineras, que impliquen la construcción de largos tramos de infraestructura vial hacia zonas de gran importancia ecológica y territorios indígenas.

En cuanto a los datos CUS, se concluye que los procesos de cambio de uso de suelo y fragmentación con una mejor representación mediante parches más pequeños de deforestación y coberturas naturales son de MAPBIOMAS, en comparación con los datos CUS del MAATE.

Por último, se recomienda la realización de estudios complementarios que se enfoquen en el desarrollo de análisis estadísticos que corroboren o complementen los resultados observados en este estudio.

Referencias

- Allan, E., 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecol Lett* 18, 834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Armenteras, D., González, T.M., Retana, J., 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biol Conserv* 159, 73–79. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>
- Bass, M.S., Finer, M., Jenkins, C.N., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D.F., McCracken, S.F., Pitman, N.C.A., English, P.H., Swing, K., Villa, G., Di Fiore, A., Voigt, C.C., Kunz, T.H., 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS One* 5, 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008767>
- Bates, A.E., Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., Palma, A. De, Díaz, S., Echeverría-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T.I., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H., Purves, D.W., Robinson, A.N., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Baynard, C.W., Ellis, J.M., Davis, H., 2013. Roads, petroleum and accessibility: the case of eastern Ecuador. *GeoJournal* 78, 675–695. <https://doi.org/10.1007/s10708-012-9459-5>
- Bilsborrow, R.E., Barbieri, A.F., Pan, W., 2004. Changes in population and land use over time in the Ecuadorian Amazon. *Acta Amazon* 34, 635–647. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672004000400015>

- Bonilla-Bedoya, S., Molina, J.R., Macedo-Pezzopane, J.E., Herrera-Machuca, M.A., 2014. Fragmentation patterns and systematic transitions of the forested landscape in the upper Amazon region, Ecuador 1990–2008. *J For Res (Harbin)* 25, 301–309. <https://doi.org/10.1007/s11676-013-0419-9>
- Borja, M., Holguín, W., Aguilar, C., Terán, K., Rodríguez, A., Josse, C., 2023. Documento de Bases Teóricas de Algoritmo (ATBD) RAISG - MapBiomás Ecuador Colección 1.0 de Mapas Anuales de Cobertura y Uso del Suelo de Ecuador.
- Brito, J., Vaca-Puente, S., Koch, C., Tinoco, N., 2021. Discovery of the first Amazonian *Thomasomys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae): a new species from the remote Cordilleras del Cóndor and Kutukú in Ecuador. *J Mammal* 102, 615–635. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa183>
- Brito M., J., Pozo-Zamora, G., 2013. Una nueva especie de rana terrestre del género *Pristimantis* (Amphibia: Craugastoridae), de la Cordillera de Kutukú, Ecuador. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* 53, 315–325. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492013002400001>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Castro, M., Sierra, R., Calva, O., Camacho, J., López, F., 2013. Zonas de Procesos Homogéneos de Deforestación del Ecuador. Factores promotores y tendencias al 2020. Quito, Ecuador.
- Coronel Vargas, G., Au, W.W., Izzotti, A., 2020. Public health issues from crude-oil production in the Ecuadorian Amazon territories. *Science of The Total Environment* 719, 134647. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134647>

- Cuenca, P., Echeverria, C., 2017. How do protected landscapes associated with high biodiversity and population levels change? PLoS One 12, e0180537. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180537>
- Cuesta, F., Peralvo, M., Merino-Viteri, A., Bustamante, M., Baquero, F., Freile, J.F., Muriel, P., Torres-Carvajal, O., 2017. Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. Neotrop Biodivers 3, 93–106. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1295705>
- Döbert, T.F., Döbert, T.F., Webber, B.L., Barnes, A.J., Barnes, A.D., Dickinson, K.J.M., Didham, R.K., 2014. Forest Fragmentation and Biodiversity Conservation in Human-dominated Landscapes. null. <https://doi.org/10.1079/9781780642031.0028>
- Field, A., 2009. Discovering statistics using SPSS, 3rd ed. SAGE Publications, London.
- Finer, M., Mamani, N., Josse, C., Villacis, S., 2022. Plataformas Petroleras se Acercan a la Zona Intangible (Parque Nacional Yasuní, Ecuador) [WWW Document]. MAAP:150.
- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., Coe, M.T., DeFries, R.S., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S.H., Patz, J.A., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. Front Ecol Environ. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:arfdal\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:arfdal]2.0.co;2)
- Fundación Ecociencia, RAISG, 2024a. PROYECTO MAPBIOMAS [WWW Document]. <https://ecuador.mapbiomas.org/proyecto/>.
- Fundación Ecociencia, RAISG, 2024b. Proyecto MapBiomias Ecuador- Colección 1.0 de los Mapas Anuales de Cobertura y Uso del Suelo en Ecuador [WWW Document]. <https://plataforma.ecuador.mapbiomas.org/>.

- Gill, Mike, Gill, M, Gill, M.J., Jongman, R H G, Jongman, Rob H G, Luque, Sandra, Luque, S, Mora, B, Mora, Brice, Paganini, M., Paganini, M., Paganini, M., Paganini, M., Szantoi, Zoltan, Szantoi, Zoltan, Szantoi, Z, 2017. A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring Essential Biodiversity Variables in Tropical Forests with Remote Sensing. null. <https://doi.org/null>
- González-Ávila, S., Ortega, E., Martín, B., 2023. Multiscale fragmentation of forest types in Spain. For Ecol Manage 546, 121317. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121317>
- Gu, Z., 2022. Complex heatmap visualization. Imeta. <https://doi.org/10.1002/imt2.43>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci Adv. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hänggli, A., Levy, S., Pascual, D.A., Bovolo, I., Brandão, J., Rueda, X., Garrett, R., 2023. A systematic comparison of deforestation drivers and policy effectiveness across the Amazon biome. Environmental Research Letters. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd408>
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A., David, J.L., 1998. The Behavior of Landscape Metrics Commonly Used in the Study of Habitat Fragmentation. Landsc Ecol. <https://doi.org/10.1023/a:1007965018633>
- Holland, M.B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B.E., Suárez, L., 2014. Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. World Dev 55, 21–36. <https://doi.org/10.1016/J.WORLDDEV.2013.01.012>

- Hooke, R.L.B., Martín-Duque, J.F., Pedraza, J., 2012. Land transformation by humans: A review. *GSA Today* 22, 4–10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L., O'Connor, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature11118>
- Instituto Geográfico Militar, 2013a. Vias 1:50.000.
- Instituto Geográfico Militar, 2013b. Poblados 1:50.000.
- Johnston, J.E., Lim, E., Roh, H., 2019. Impact of upstream oil extraction and environmental public health: A review of the evidence. *Science of The Total Environment* 657, 187–199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.483>
- Kleemann, J., Koo, H., Hensen, I., Mendieta-Leiva, G., Kahnt, B., Kurze, C., Inclan, D.J., Cuenca, P., Noh, J.K., Hoffmann, M.H., Factos, A., Lehnert, M., Lozano, P., Fürst, C., 2022. Priorities of action and research for the protection of biodiversity and ecosystem services in continental Ecuador. *Biol Conserv* 265, 109404. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109404>
- Kleemann, Janina, Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A.B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J.K., Fürst, C., Thiel, M., 2022. Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land* 2022, Vol. 11, Page 268 11, 268. <https://doi.org/10.3390/LAND11020268>
- Lamine, S., Petropoulos, G.P., Singh, S.K., Szabó, S., Bachari, N.E.I., Srivastava, P.K., Suman, S., 2018. Quantifying land use/land cover spatio-temporal landscape pattern dynamics from Hyperion using SVMs classifier and FRAGSTATS®. *Geocarto Int.* <https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1307460>

- Lantz, B., 2013. The large sample size fallacy. *Scand J Caring Sci* 27, 487–492.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1471-6712.2012.01052.x>
- Laraque, A., Ronchail, J., Cochonneau, G., Pombosa, R., Guyot, J.-L., 2007. Heterogeneous Distribution of Rainfall and Discharge Regimes in the Ecuadorian Amazon Basin. *J Hydrometeorol*. <https://doi.org/10.1175/2007jhm784.1>
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Bruna, E.M., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E.M., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lessmann, J., Fajardo, J., Muñoz, J., Bonaccorso, E., 2016a. Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecol Evol* 6, 4997–5012.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.2099>
- Lessmann, J., Fajardo, J., Muñoz, J., Bonaccorso, E., 2016b. Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecol Evol* 6, 4997–5012.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.2099>
- Li, H., Wu, J., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landsc Ecol* 19, 389–399.
<https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000030441.15628.d6>
- Li, S., Yang, B., 2015. Introducing a new method for assessing spatially explicit processes of landscape fragmentation. *Ecol Indic* 56, 116–124.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.03.031>
- Llerena-Montoya, S., Velastegui-Montoya, A., Zhirzhan-Azanza, B., Herrera-Matamoros, V., Adami, M., de Lima, A., Moscoso-Silva, F., Encalada, L., 2021.

- Multitemporal Analysis of Land Use and Land Cover within an Oil Block in the Ecuadorian Amazon. ISPRS Int J Geoinf 10. <https://doi.org/10.3390/ijgi10030191>
- López, S., 2022. Deforestation, forest degradation, and land use dynamics in the Northeastern Ecuadorian Amazon. *Applied Geography* 145, 102749. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2022.102749>
- MAATE, 2024. Sistema Nacional de Área Protegida SNAP.
- MAATE, 2023a. Bosques y Vegetación Protectora.
- MAATE, 2023b. Area Bajo Conservación PSB.
- MAATE, 2022. Mapa De Cobertura y Uso De La Tierra Del Ecuador Continental año 2020. [WWW Document].
- MAATE, 2019. Mapa De Cobertura y Uso De La Tierra Del Ecuador Continental año 2018. [WWW Document]. URL <http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/> (accessed 10.18.23).
- MAATE, 2017a. Mapa De Cobertura y Uso De La Tierra Del Ecuador Continental año 2016. [WWW Document]. URL <http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/> (accessed 10.18.23).
- MAATE, 2017b. PROTOCOLO METODOLÓGICO PARA LA GENERACIÓN DE MAPAS DE DEFORESTACIÓN DEL ECUADOR CONTINENTAL. Quito.
- MAATE, 2017c. Código Orgánico del Ambiente. Ecuador.
- MAATE, 2016a. Bosques para el Buen Vivir - Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025).
- MAATE, 2016b. Mapa De Cobertura y Uso De La Tierra Del Ecuador Continental año 1990, 2000, 2008, 2014. Quito - Ecuador. [WWW Document]. URL <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/> (accessed 10.18.23).

- MacDougall, A.S., McCann, K.S., Gellner, G., Turkington, R., 2013. Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature11869>
- MAE-MAGAP, 2015. Protocolo metodológico para la elaboración del Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental 2013-2014, escala 1:100.000.
- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R., Killeen, T.J., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science* (1979). <https://doi.org/10.1126/science.1146961>
- Marengo, J.A., Abril, R., 2006. On the hydrological cycle Of the amazOn Basin: a historical review and current state-of-the-art. null. <https://doi.org/null>
- Massa, P., Del Cisne Arcos, R., Maldonado, D., Massa-Sánchez, P., Cisne Arcos, R. del, Maldonado, D., 2018. Minería a gran escala y conflictos sociales: un análisis para el sur de Ecuador. *Problemas del Desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* 49, 119–141. <https://doi.org/10.22201/iiec.20078951e.2018.194.63175>
- McGarigal, K, Cushman, S., 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps.
- McGarigal, Kevin, Cushman, S., 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst.
- McGuffie, K., Henderson-Sellers, A., Zhang, H, Zhang, Huqiang, Durbidge, T.B., Pitman, A.J., 1995. Global climate sensitivity to tropical deforestation. *Glob Planet Change*. [https://doi.org/10.1016/0921-8181\(94\)00022-6](https://doi.org/10.1016/0921-8181(94)00022-6)
- McKnight, P.E., Najab, J., 2010. Mann-Whitney U Test. *The Corsini encyclopedia of ...* <https://doi.org/10.1002/9780470479216.corpsy0524>

- Mena, C.F., Bilsborrow, R.E., McClain, M.E., 2006. Socioeconomic Drivers of Deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environ Manage* 37, 802–815. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0230-z>
- Mena, C.F., Laso, F., Martinez, P., Sampedro, C., 2017. Modeling road building, deforestation and carbon emissions due deforestation in the Ecuadorian Amazon: the potential impact of oil frontier growth. *J Land Use Sci* 12, 477–492. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2017.1404648>
- Mestanza-Ramón, C., Cuenca-Cumbicus, J., D’Orio, G., Flores-Toala, J., Segovia-Cáceres, S., Bonilla-Bonilla, A., Straface, S., 2022. Gold Mining in the Amazon Region of Ecuador: History and a Review of Its Socio-Environmental Impacts. *Land (Basel)* 11, 221. <https://doi.org/10.3390/land11020221>
- Ministerio de Energía y Minas, 2021. Pozos petroleros.
- Ministerio de Energía y Minas, 2016. Catastro minero nacional .
- Mitchard, E.T.A., 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>
- Noh, J.K., Echeverría, C., Gaona, G., Kleemann, J., Koo, H., Fürst, C., Cuenca, P., 2022. Forest Ecosystem Fragmentation in Ecuador: Challenges for Sustainable Land Use in the Tropical Andean. *Land (Basel)*. <https://doi.org/10.3390/land11020287>
- Noh, J.K., Echeverria, C., Kleemann, J., Koo, H., Fürst, C., Cuenca, P., 2020. Warning about conservation status of forest ecosystems in tropical Andes: National assessment based on IUCN criteria. *PLoS One* 15, e0237877. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237877>
- Ojeda Luna, T., Eguiguren, P., Günter, S., Torres, B., Dieter, M., 2020. What Drives Household Deforestation Decisions? Insights from the Ecuadorian Lowland Rainforests. *Forests* 11, 1131. <https://doi.org/10.3390/f11111131>

- Olsoy, P.J., Zeller, K.A., Hicke, J.A., Quigley, H.B., Rabinowitz, A.R., Thornton, D.H., 2016. Quantifying the effects of deforestation and fragmentation on a range-wide conservation plan for jaguars. *Biol Conserv* 203, 8–16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.037>
- Ortega-Andrade, H.M., Rodes Blanco, M., Cisneros-Heredia, D.F., Guerra Arévalo, N., López de Vargas-Machuca, K.G., Sánchez-Nivicela, J.C., Armijos-Ojeda, D., Cáceres Andrade, J.F., Reyes-Puig, C., Quezada Riera, A.B., Székely, P., Rojas Soto, O.R., Székely, D., Guayasamin, J.M., Siavichay Pesántez, F.R., Amador, L., Betancourt, R., Ramírez-Jaramillo, S.M., Timbe-Borja, B., Gómez Laporta, M., Webster Bernal, J.F., Oyagata Cachimuel, L.A., Chávez Jácome, D., Posse, V., Valle-Piñuela, C., Padilla Jiménez, D., Reyes-Puig, J.P., Terán-Valdez, A., Coloma, L.A., Pérez Lara, Ma.B., Carvajal-Endara, S., Urgilés, M., Yánez Muñoz, M.H., 2021. Red List assessment of amphibian species of Ecuador: A multidimensional approach for their conservation. *PLoS One* 16, e0251027. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251027>
- Palacios Orejuela, I., Rodriguez Espinosa, F., 2021. Economic valuation of environmental goods and services of the Protector Forest Kutukú – Shaimi, SE Ecuador. *International Journal of Energy, Environment and Economics* 27, 117–132.
- Peh, K.S.-H., Lin, Y., Foster, W.A., Luke, S.H., Luke, S., Luke, S., Turner, E.C., 2014. Forest fragmentation and ecosystem functioning. null. <https://doi.org/10.1079/9781780642031.0096>
- Peralvo, M., Delgado, J., 2010. Metodología para la generación del Mapa de Deforestación Historica. Quito-Ecuador.
- Pozo-Zamora, G.M., Krabbe, N., Mena-Valenzuela, P., Nilsson, J., Brito, J., Pozo-Zamora, G.M., Krabbe, N., Mena-Valenzuela, P., Nilsson, J., Brito, J., 2022. Aves

- de la cordillera del Kutukú, Morona Santiago, sureste de Ecuador. *Rev Peru Biol* 29, e20667. <https://doi.org/10.15381/rpb.v29i1.20667>
- Pryke, A., Mostaghim, S., Nazemi, A., 2007. Heatmap visualization of population based multi objective algorithms. ... 2007, Matsushima, Japan, March 5-8 https://doi.org/10.1007/978-3-540-70928-2_29
- Riitters, K., Wickham, J., O'Neill, R., Jones, K., Smith, E., Coulston, J., Smith, J., 2002. Fragmentation of Continental United States Forests. *Ecosystems* 5, 815–822. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0209-2>
- Rivera-Parra, J.L., Vizcarra, C., Mora, K., Mayorga, H., Dueñas, J.C., 2020. Spatial distribution of oil spills in the north eastern Ecuadorian Amazon: A comprehensive review of possible threats. *Biol Conserv* 252, 108820. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108820>
- Rocha, E.C., Brito, D., Silva, P.M. e, Silva, J., Bernardo, P.V. dos S., Juen, L., 2018. Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. *Biota Neotrop* 18, e20170483. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0483>
- Saunders, D.A., Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Sergio González-Ávila, E.O., Martín, B., 2023. Potential priority areas for forest-dwelling species in Spain based on the degree of forest fragmentation. *J Maps* 19, 2223597. <https://doi.org/10.1080/17445647.2023.2223597>
- Southworth, J., Nagendra, H., Tucker, C.M., 2002. Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landsc Res*. <https://doi.org/10.1080/01426390220149511>

- Tapia-Armijos, M.F., Homeier, J., Espinosa, C.I., Leuschner, C., de la Cruz, M., 2015. Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS One* 10, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Turner, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>
- Uuemaa, E., Antrop, M., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., Mander, Ü., 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews in Landscape Research*. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2009-1>
- Valencia, J.H., Ortega-Andrade, H.M., Laborde, J., Pineda, E., 2023. Species richness, composition, distribution and conservation status of the amphibians and reptiles of the Cordillera del Cóndor, a region between Ecuador and Peru. *Community Ecology* 24, 61–72. <https://doi.org/10.1007/s42974-023-00132-y>
- Vasco, C., Bilsborrow, R., Torres, B., Griess, V., 2018. Agricultural land use among mestizo colonist and indigenous populations: Contrasting patterns in the Amazon. *PLoS One* 13, e0199518. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199518>
- Velastegui-Montoya, A., Lima, A. de, Adami, M., 2020. Multitemporal Analysis of Deforestation in Response to the Construction of the Tucuruí Dam. *ISPRS Int J Geoinf* 9. <https://doi.org/10.3390/ijgi9100583>
- Vergara, D.G., Lasco, R., Walker, R., ..., 2021. Fragmentation Trajectories as a Review of Existing and Proposed Single-valued Fragmentation Indices. *Journal of ...*
- Vogt, P., 2016. GuidosToolbox (Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes): Digital image analysis software collection [WWW Document]. <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos>.

- Vogt Peter, 2016. User Guide of GuidosToolbox.
- Vogt, P.M., Riitters, K.H., 2017. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *Eur J Remote Sens.* <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>
- Wang, X., Blanchet, F.G., Koper, N., 2014. Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods Ecol Evol.* <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12198>
- Wasserstrom, R., Southgate, D., 2013. Deforestation, Agrarian Reform and Oil Development in Ecuador, 1964-1994. *Natural Resources.* <https://doi.org/10.4236/nr.2013.41004>
- Wilson, M.C., Chen, X.-Y., Corlett, R.T., Didham, R.K., Ding, P., Holt, R.D., Holyoak, M., Hu, G., Hughes, A.C., Jiang, L., Laurance, W.F., Liu, J., Pimm, S.L., Robinson, S.K., Russo, S.E., Si, X., Wilcove, D.S., Wu, J., Yu, M., 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landsc Ecol* 31, 219–227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., Herold, M., 2021. Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nat Commun.* <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>