



Análisis multitemporal de la deforestación de una zona de amortiguamiento en la Amazonía suroeste, Perú

Multitemporal analysis of deforestation in a buffer zone in the southwestern Amazonia, Peru

Henry Francisco Soria-Díaz^{1*}, Vladimir Deonicio Valeriano-Quispe², Mauro Vela Da-Fonseca²,
Roger Chambi-Legoas², Percy Amílcar Zevallos-Pollito² y Benjamín Soria-Solano³

¹ Universidad Nacional Autónoma de Tayacaja Daniel Hernández Morillo. Departamento Académico de Ingeniería Forestal y Ambiental. Pampas, Huancavelica, Perú.

² Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios. Departamento Académico de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente. Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú.
vladil997vq@gmail.com; mvela@unamad.edu.pe;
rchambi@unamad.edu.pe;
pazpolli@unamad.edu.pe

³ Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Facultad de Ciencias Forestales. Iquitos, Loreto, Perú. besorias@hotmail.com

* Autor de correspondencia. henrysoria@unat.edu.pe

RESUMEN

El análisis multitemporal de la deforestación en zonas de amortiguamiento es muy importante para identificar las actividades antrópicas y estimar la tasa de cambio de la deforestación según el período analizado. En ese sentido, el objetivo del presente estudio fue realizar un análisis multitemporal de la deforestación en la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata en el período 2013-2022, utilizando imágenes satelitales Landsat 8, 7 y Sentinel-2A. La tasa de deforestación de las actividades antrópicas se cuantificó realizando una clasificación supervisada utilizando el método del mapeo del ángulo espectral del complemento “*Semi-Automatic Classification Plugin – SCP*” del software QGIS. Los resultados señalan que desde el 2013 hasta el 2022 hubo una pérdida de cobertura forestal de 14 456,92 ha, donde la “minería” y la “agropecuaria” fueron las dos actividades antrópicas que más contribuyeron a la deforestación. Se concluye que es necesario tomar medidas al respecto frente al avance de la deforestación generada por las actividades antrópicas. Estos resultados ayudarán a los actores involucrados de la administración de la zona de amortiguamiento del área protegida a monitorear y mitigar el avance de la deforestación en aquellas zonas de alta presión antrópica.

PALABRAS CLAVE: actividades antrópicas, cambio de uso, clasificación supervisada, cobertura forestal, índice de Kappa, reserva nacional Tambopata.

ABSTRACT

Multitemporal analysis of deforestation in buffer zones is very important to identify anthropic activities and estimate the rate of change of deforestation according to the period analyzed. In that sense, the objective of the present study was to perform a multitemporal analysis of deforestation in the buffer zone of the Tambopata National Reserve from the period 2013-2022 using Landsat 8, 7 and Sentinel-2A satellite images. The rate of deforestation from anthropic activities was quantified by performing a supervised classification using the spectral angle mapping method of the “*Semi-Automatic Classification Plugin - SCP*” of QGIS software. The results indicate that from 2013 to 2022 there was a loss of forest cover of 14 456,92 ha, where “mining” and “agriculture and livestock” were the two anthropic activities that contributed most to deforestation. It is concluded that it is necessary to take measures to address the advance of deforestation generated by anthropic activities. These results will help the stakeholders involved in the administration of the protected area's buffer zone to monitor and mitigate the advance of deforestation in areas of high anthropic pressure.

KEYWORDS: anthropic activities, change of use, supervised classification, forest coverage, Kappa index, Tambopata national reserve.

INTRODUCCIÓN

La deforestación es una de las actividades que genera mayor emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, además de generar efectos adversos a la biodiversidad, reducir los hábitats de los animales y los servicios ecosistémicos que hay en ella (Dextre et al., 2022; Soria-Díaz et al., 2022; Ocañas y Thomsen, 2023). También, dependiendo de la intensidad y periodicidad de las perturbaciones o los efectos adversos, la organización y composición florística del bosque puede cambiar en ocasiones (Mejía et al., 2023; Benítez-Romero et al., 2024).

En la Amazonía peruana, los bosques forman el ecosistema más grande en cuanto a superficie, con 73 280 424 hectáreas, que representa 57,3% del territorio peruano y cumple un papel importante en el ciclo del agua indispensable para los seres vivos (Ministerio del Ambiente [Minam], 2009; Tito et al., 2022). No obstante, pese a la importancia que tienen los bosques, la deforestación bordea los 9,5 millones de hectáreas, es decir, que más de 15% del total de bosques en el Perú han sido destruidos en las dos últimas décadas, por lo que cada año se pierden unas 150 mil hectáreas de bosque (Minam, 2016; Bax y Francesconi, 2018). La Amazonía suroeste en Perú, específicamente el departamento de Madre de Dios es considerada una de las zonas más biodiversas del planeta debido a su flora y fauna endémica (Alva-Avila et al., 2023), albergando una diversidad de ecosistemas forestales de gran interés turístico y científico (Ocañas y Thomsen, 2023). Sin embargo, existe una evidencia preocupante de la deforestación generada por la minería aluvial aurífera en magnitudes extravagantes que afectan los recursos forestales por medio de las prácticas ilegales y el mal manejo, contribuyendo a la pérdida de cobertura forestal y diversidad de especies en toda la zona (Swenson et al., 2011; Alarcon-Aguirre et al., 2021).

En ese contexto, una de las áreas más afectadas en Madre de Dios es la zona de amortiguamiento de la reserva nacional de Tambopata, donde las actividades antrópicas, como los proyectos de infraestructura, la agropecuaria, la tala y, sobre todo, la minería, son las que alteran la cobertura y el estado natural de los ecosistemas forestales. Además, la

minería es la mayor actividad que está generando presión en la cobertura forestal en los últimos años (Vuohelainen et al., 2012; Alarcon-Aguirre et al., 2021), dando origen a la emisión de gases como el CO₂ que contribuyen al calentamiento global y alteran las condiciones climáticas en esos sectores, sumándose a ello la pérdida de los servicios ecosistémicos que son indispensables para los seres vivos (Comberti et al., 2015; P. M. Fearnside, 2018; Bachi et al., 2020).

Se empleó en el presente estudio una clasificación supervisada, utilizando el método del mapeo del ángulo espectral (*Spectral Angle Mapper* en inglés), que está incluido en el complemento “*Semi-Automatic Classification Plugin – SCP*”, con la finalidad de identificar y clasificar aquellas áreas homogéneas según la respuesta espectral de la cobertura de la tierra analizada (Congedo, 2021). A aquellas áreas identificadas se les denomina “áreas de entrenamiento”, porque se utilizan sus características esenciales para que el algoritmo de clasificación las compare estadísticamente con las de cualquier otra parte de la imagen (Boyd, 1996; Chuvieco-Salinero, 2008; Congedo, 2021).

Un aspecto muy importante es que no existen estudios de la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata con respecto a la pérdida de la cobertura forestal a consecuencia de las actividades antrópicas en las últimas décadas. Además, se plantea la hipótesis al respecto de que la aplicación de técnicas de sistemas de información geográfica (SIG) y el uso de tecnologías como los sensores remotos facilitan el análisis y cuantificación, con precisión, de las tasas de deforestación de las actividades antrópicas en el área de estudio. Ante esta situación, fue necesario realizar estudios para cuantificar la deforestación e identificar las principales actividades antrópicas que están involucradas en ello.

OBJETIVOS

El objetivo del presente estudio fue realizar un análisis multitemporal de la deforestación en la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata durante el período 2013-2022 en la Amazonía suroeste en Perú,



utilizando imágenes satelitales Landsat 8, 7 y Sentinel-2A, para detectar las tasas de cambios en la cobertura forestal según el período establecido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el departamento de Madre de Dios, específicamente en la Amazonía suroeste en Perú, y está delimitada por las coordenadas geográficas $12^{\circ} 9' 14,04''$ a $13^{\circ} 24' 46,08''$ de latitud sur y $68^{\circ} 34' 55,92''$ a $70^{\circ} 25' 9,84''$ de longitud oeste (Fig. 1). La reserva nacional Tambopata (RNT) posee una zona de amortiguamiento que tiene un área de 231 719,17 ha, y se caracteriza por poseer un clima tropical húmedo, con una temperatura

promedio mensual de 26 °C y precipitaciones anuales que superan los 1000 mm (Portal-Cahuana et al., 2023).

El área de estudio está localizada en uno de los lugares con mayor biodiversidad en el Perú, debido a la diversidad de aves, anfibios, reptiles, insectos, peces y primates que existe en Madre de Dios, además del potencial que puede ser aprovechado de forma sostenible por el turismo (Ocañas y Thomsen, 2023). No obstante, la zona de amortiguamiento de la RNT está sometida cada año a la presión humana que existe en su área jurisdiccional, entre ellas la minería aluvial aurífera y la agropecuaria, las cuales generan efectos adversos en la biodiversidad y la pérdida de cobertura forestal (Giudice et al., 2012; Caballero Espejo et al., 2018; Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Alarcon-Aguirre et al., 2021).

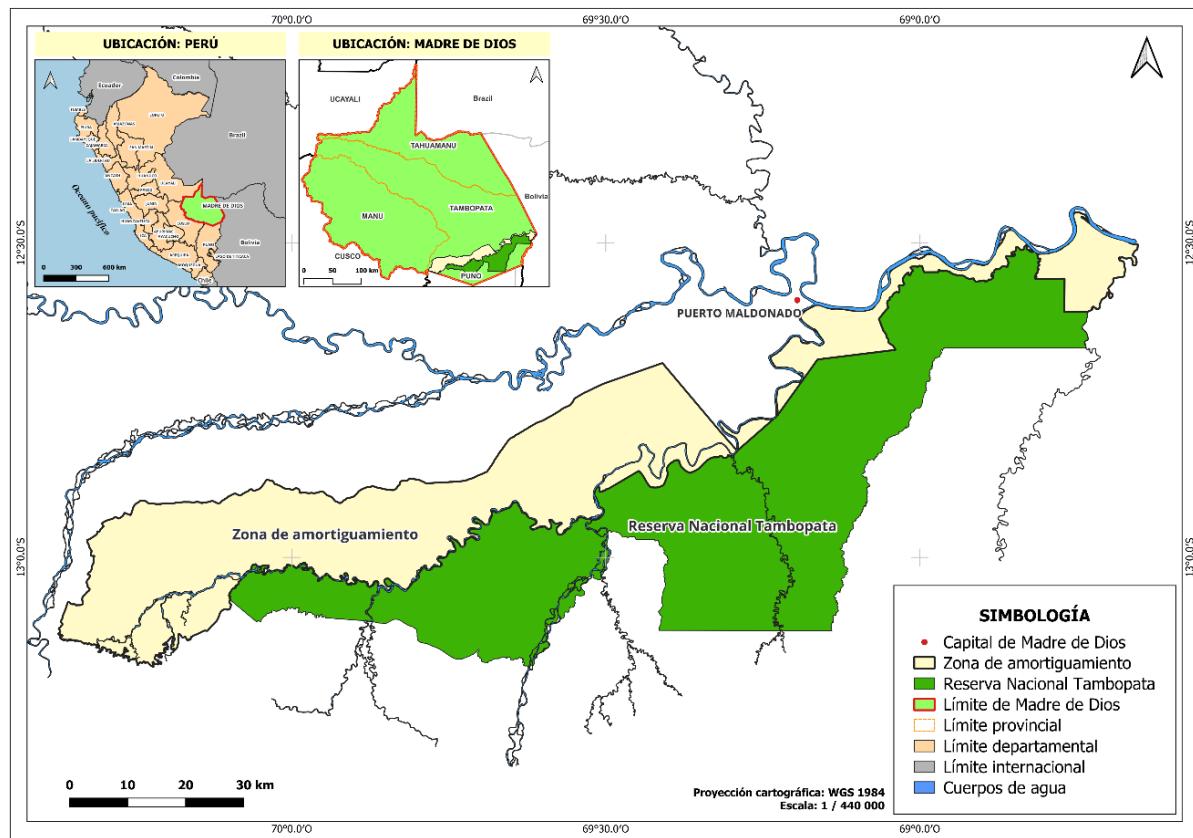


FIGURA 1. Localización de la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

Materiales

Se utilizaron imágenes de satélite Landsat 8, 7 y Sentinel-2A del período 2013-2022 (Tabla 1). El análisis multitemporal de las escenas satelitales fue anual, dando de preferencia a los meses julio a noviembre, que presentaron menor cobertura nubosa (< 20%).

TABLA 1. Sensores satelitales, escenas y fecha de adquisición.

<i>Sensor</i>	<i>Escena</i>	<i>Fecha de adquisición</i>
Landsat 7 ETM+	002/069	2017-07-02
	003/069	2015-11-09
	003/069	2013-08-31
Landsat 8 OLI + TIRS		2013-08-16
		2014-08-19
		2020-07-18
		2015-09-07
	002/069	2019-08-17
	002/069	2016-08-24
		2021-08-22
		2017-07-26
		2022-08-25
		2018-08-30
Sentinel-2A		2018-09-06
		2015-08-29
		2019-08-08
	003/069	2014-08-10
	003/069	2020-04-20
	003/069	2016-09-16
	003/069	2017-09-19
	003/069	2022-09-01
Sentinel-2A	19L	2021-09-01
	19L	2021-09-18

Procedimiento metodológico

El presente estudio se realizó con base en la metodología desarrollada por el Proyecto MapBiomas Perú (2023), el cual ha sido adaptado de acuerdo con los criterios técnicos de las clases identificadas en la zona de amortiguamiento de la RNT. En ese sentido, se desarrolló el siguiente proceso metodológico:

a) Adquisición, corrección atmosférica y composición de bandas de imágenes de satélites

Las imágenes Landsat 8 y 7 se descargaron de *EarthExplorer* del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), y las imágenes Sentinel-2A de *LandViewer* de EOS Inc (*Earth Observing System*). Para las imágenes Landsat se usaron de la Colección 1 y Nivel 1, imágenes que no están ortorectificadas y corregidas al tope de la atmósfera. Se emplearon dos escenas (002/069 y 003/069) de imágenes satelitales con una nubosidad menor a 20%. En vista de que algunas escenas de imágenes Landsat 8 presentaron una nubosidad mayor a 20%, se optó por usar imágenes Landsat 7 y Sentinel-2A para cubrir dichas escenas (Tabla 1).

Las imágenes Landsat 7 y 8 fueron preprocesadas para corregir automáticamente la reflectancia al tope de la atmósfera (TOA) mediante el “*Semi-Automatic Classification Plugin – SCP*” del software QGIS 3.36. En el caso de las imágenes Sentinel-2A, no fue necesario realizar el preprocesamiento, porque ya vienen por defecto ortorectificadas y corregidas al TOA.

Para la composición de bandas, se utilizó el criterio de “análisis de vegetación” en las imágenes de satélite Landsat 7, 8 y Sentinel-2A. En ese sentido, se empleó la composición de bandas B4, B5, B6 para las imágenes Landsat 8, bandas B3, B4, B5 para el Landsat 7 y las bandas B11, B8A, B04 para el Sentinel-2A, con la finalidad de diferenciar mejor los objetos espaciales, es decir, combinar las bandas adecuadas para discernir las zonas deforestadas (agropecuaria, minería, etc.).

b) Mosaico, recorte del área de interés y clases de entrenamiento

Una vez realizada la combinación de bandas, se hizo la unión de las dos escenas para generar el mosaico con el software QGIS 3.36. Además, se hizo un remuestreo o cambio de tamaño de píxel para las imágenes Sentinel-2A que poseen una resolución espacial de 10 m × 10 m a un tamaño de 30 m × 30 m, con el propósito de uniformizar la resolución espacial y tener compatibilidad entre ellos.

El área de interés (*AOI*, por sus siglas en inglés) se generó a partir del mosaico para establecer la delimitación del área



de estudio, es decir, se recortó el mosaico en formato ráster de acuerdo con la delimitación de la zona de amortiguamiento de la RNT. También, fueron reproyectadas en el sistema de coordenadas cartesianas de Universal Transverse de Mercator (UTM) – Zona 19 Sur.

Las clases de entrenamiento que se identificaron como deforestación fueron: minería, agropecuaria, proyectos de infraestructura y tala, sumándose de forma separada las clases de cuerpos de agua y bosque. En ese contexto, la clase “minería” se refiere a las actividades antrópicas generadas por la minería aluvial aurífera que se desarrolla en los cauces y riberas de los ríos. La clase “agropecuaria” hace hincapié en las actividades de la agricultura y ganadería que se desarrollan, por lo general, en las márgenes de la carreteras principales y secundaria del área de estudio. La clase de “proyectos de infraestructura” abarca vías principales y secundarias como carreteras, así como la instalación y ruta de líneas de tensión. En el caso de la clase “tala”, se consideraron solamente aquellos lugares como suelos sin vegetación que se ubicaban dentro de territorios indígenas y que formaban parte de la zona de amortiguamiento de la RNT.

c) Clasificación supervisada

El presente estudio empleó el método de clasificación del “mapeo del ángulo espectral” que está incluido en el complemento “SCP” del software QGIS. Este clasificador calcula la similitud de dos espectros en función de su distancia angular, suponiendo que forman dos vectores en un espacio n-dimensional (donde n es el número de bandas disponibles). En ese contexto, se utilizaron los valores por defecto del umbral único (*single threshold*) y el umbral de la firma espectral (*signature threshold*).

d) Validación de la clasificación supervisada

Después de generar los resultados de la clasificación supervisada, se utilizó la herramienta de Precisión (*accuracy assessment*) del complemento “SCP”. En ese caso, los resultados se compararon con un ráster de referencia de cobertura del suelo de MapBiomas de Perú (2013-2022), con la finalidad de calcular la precisión global, la precisión

del usuario y el índice de Kappa (Tabla 2). Esta herramienta permite estimar la precisión insesgada del usuario con el ráster de referencia, el área insesgada de las clases según los datos de referencia y el error estándar de las estimaciones del área (Congedo, 2021).

TABLA 2. Valores de validación según el índice de Kappa.

Año	Precisión total (%)	Kappa
2013	92,28	0,65
2014	92,71	0,68
2015	93,08	0,70
2016	91,48	0,66
2017	90,40	0,67
2018	91,31	0,70
2019	90,14	0,67
2020	90,18	0,68
2021	89,02	0,66
2022	88,80	0,66

e) Posclasificación, conversión y cuantificación de áreas deforestadas

Se utilizó la herramienta “cambio de la cobertura del suelo” del complemento “SCP” para la clasificación de cambios en la cobertura forestal. Esta herramienta permitió comparar las clasificaciones del ráster inicial (clasificación supervisada del año 2013) y final (clasificación supervisada del año 2022) para evaluar los cambios en la cobertura del período establecido.

Después de ello, se realizó el proceso de vectorización de dichos resultados en el QGIS 3.36, es decir, los archivos en formato ráster fueron transformados en archivos vectoriales para la posterior cuantificación de áreas deforestadas (ha) por las actividades antrópicas.

Finalmente, se cuantificó la tasa anual de deforestación (ha) originada por cada actividad antrópica del período

analizado (2013-2022). Todo este proceso se realizó en el software QGIS 3.36 y Microsoft Excel® (versión 2403).

Determinación de las tasas de deforestación del período 2013-2022

a) Tasa promedio anual (ha)

Se calculó la tasa promedio anual de deforestación utilizando la ecuación 1 (Ruiz et al., 2011; Forero-Riaño y Polanco-Puerta, 2021):

$$TMAD = \frac{AB_{t1} - AB_{t2}}{n} \quad (1)$$

donde:

$TMAD$ = tasa promedio anual de deforestación

AB_{t1} = área de bosque inicial (ha)

AB_{t2} = área bosque final (ha)

n = diferencia de años entre el bosque inicial y el bosque final ($t_1 - t_2$)

b) Tasa anual (%)

Se calculó la tasa anual de la deforestación (%) utilizando la ecuación 2 (Forero-Riaño y Polanco-Puerta, 2021):

$$Td = \left(\frac{AB_{t1} - AB_{t2}}{AB_{t1} * n} \right) \cdot 100 \quad (2)$$

donde:

Td = tasa de deforestación anual (% año⁻¹)

AB_{t1} = área de bosque inicial (ha)

AB_{t2} = área bosque final (ha)

n = diferencia de años ($t_1 - t_2$)

c) Tasa de cambio de la deforestación según Puyravaud (2003)

Para calcular la tasa de cambio de la deforestación del período se aplicó la ecuación 3 (Forero-Riaño y Polanco-Puerta, 2021):

$$Td P (q) = \left(\frac{1}{(t_2 - t_1)} \cdot \ln \frac{AB_{t2}}{AB_{t1}} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

donde:

$Td P (q)$ = tasa de cambio de la deforestación del período (%)

AB_{t1} = área de bosque inicial (ha)

AB_{t2} = área de bosque final (ha)

t_1 = año del bosque inicial

t_2 = año del bosque final

Cartografía de cambios en la cobertura del suelo del período 2013-2022

Se elaboró la cartografía de cambios en la cobertura del suelo del año 2013 y 2022, así como las cartografías de las actividades antrópicas identificadas mediante el software QGIS 3.36.

RESULTADOS

Cuantificación de la superficie deforestada por las actividades antrópicas

a) Validación de los resultados de la clasificación supervisada

Los resultados mostraron que el índice de Kappa se encuentra entre 0,60 y 0,80, mostrando una precisión total mayor o igual a 88,80% (Tabla 2). En ese sentido, la clasificación supervisada del presente estudio se considera como “sustancial” según el coeficiente de Kappa (Hernández-Cavazos et al., 2023), con el propósito de cuantificar las áreas deforestadas de las clases como minería, agropecuaria, proyectos de infraestructura y tala.

b) Superficie deforestada por las actividades antrópicas

Las clases para la clasificación supervisada fueron: minería, agropecuaria, proyectos de infraestructura, tala, cuerpos de agua y bosque. No obstante, solo se analizó y cuantificó la tasa de deforestación de las actividades antrópicas. La clasificación se realizó para cada año desde el 2013 hasta el 2022 en la zona de amortiguamiento de la RNT. En la tabla 3 se observan los resultados cuantificados de la clasificación



supervisada cuyos valores son acumulativos de acuerdo con el registro de años anteriores.

Minería. En la figura 2 se observa que la clase “minería” como actividad antrópica principal en la zona de amortiguamiento de la RNT exhibe una “fuerte tendencia” de aumento de la deforestación, es decir, la pérdida de cobertura forestal fue de 2,5 veces desde el 2013 (5642,15 ha) con relación al 2022 (14 112 ha).

TABLA 3. Cuantificación de las actividades antrópicas en el área de estudio (2013-2022).

Año	Clases					
	Minería (ha)	Agropecuaria (ha)	Proyectos de infraestructura (ha)	Tala (ha)	Cuerpo de agua (ha)	Bosque (ha)
2013	5642,15	12 676,4	176,77	98,23	4212,95	208 913
2014	6634,96	12 734,1	202,80	109,31	4402,24	207 628
2015	7243,93	12 860,9	259,97	113,63	4510,51	206 718
2016	9251,55	13 364,7	275,78	129,66	4795,69	203 878
2017	11250,51	13 958,9	291,14	134,15	5424,04	200 657
2018	12677,48	14 223,9	324,01	151,50	6056,86	198 275
2019	13144,71	14 282,6	368,23	163,17	6351,19	197 426
2020	13233,71	15 845,1	386,42	171,11	6376,67	195 692
2021	13764,92	16 074,0	393,48	177,59	6376,98	194 920
2022	14112,00	16 165,0	418,75	191,97	6378,57	194 456

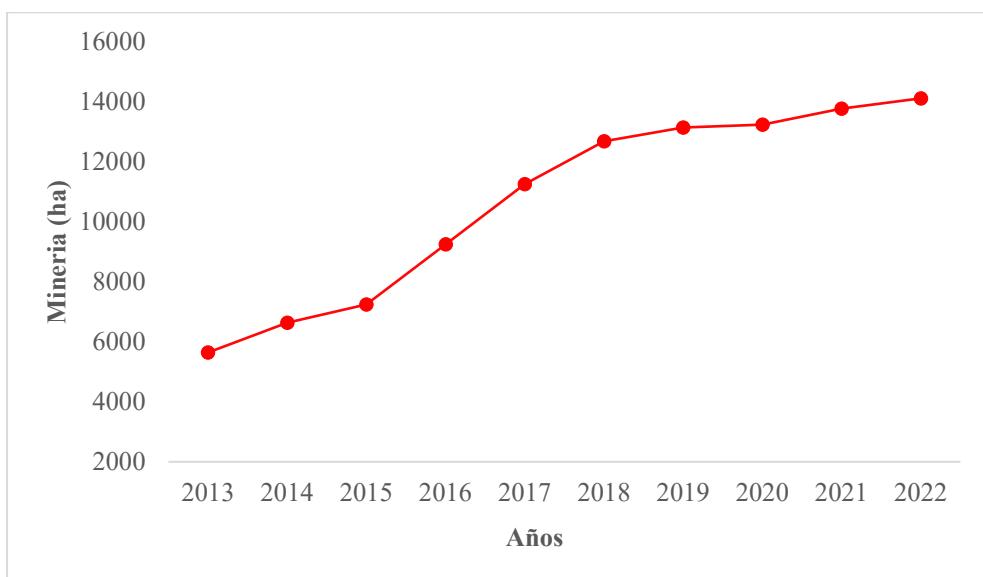


FIGURA 2. Pérdida de la cobertura forestal por la actividad minera en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

Agropecuaria. En la figura 3 se muestra que la clase “agropecuaria”, como actividad antrópica, presenta una “leve tendencia” de aumento de la deforestación desde el 2013 hasta el 2022, con una pérdida de cobertura forestal de 3488,62 ha en el periodo analizado, además de ser la segunda actividad que mayor deforestación generó.

Proyectos de infraestructura. Los resultados muestran que la actividad de proyectos de infraestructura (Fig. 4) presentó una tasa anual de deforestación de 241,98 ha entre 2013 (176,77 ha) y 2022 (418,75 ha), representando un aumento de 136,89%.

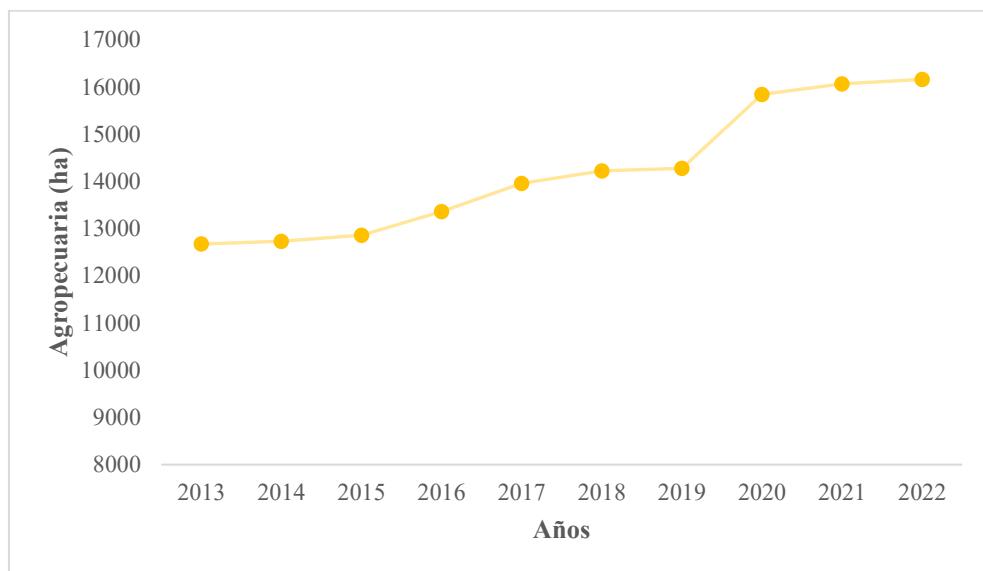


FIGURA 3. Pérdida de la cobertura forestal por la actividad agropecuaria en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

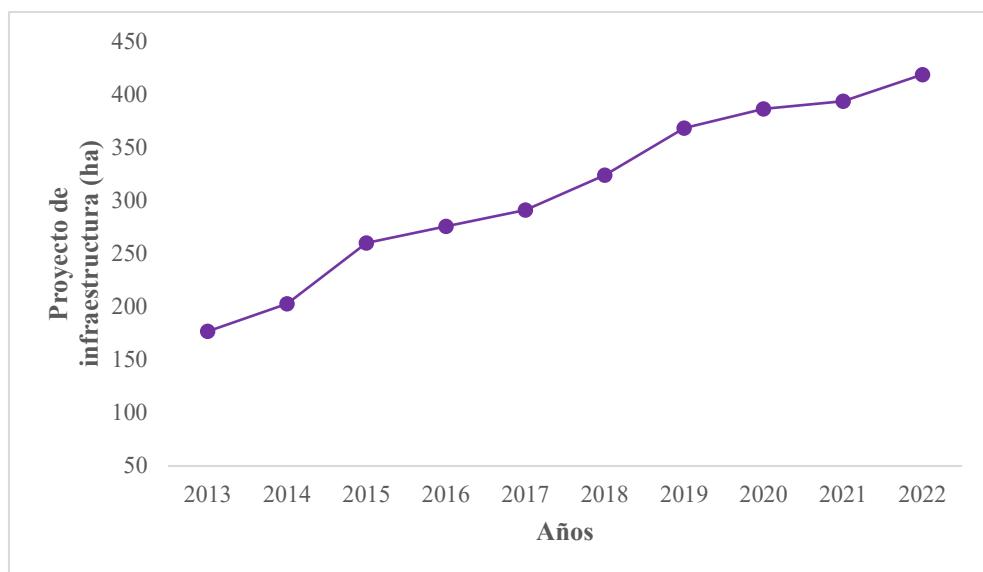


FIGURA 4. Pérdida de la cobertura forestal por la actividad de infraestructura de transporte en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.



Tala. En la figura 5 se observa que la clase “tala” mostró una pérdida de la cobertura forestal de 93,74 ha para el período de 2013 a 2022, indicando un aumento de 95,43% de la tasa de deforestación.

Determinación de la tasa promedio y anual de la deforestación del período 2013-2022

a) Tasa de deforestación

En la tabla 4 se señala la tasa de deforestación anual promedio en hectáreas (ha) y anual en porcentaje (%) de las clases establecidas. Se puede apreciar que, de las actividades antrópicas identificadas en la zona de amortiguamiento de la RNT, la minería generó mayor pérdida de cobertura

forestal en el período de 2013 a 2022 con 941,09 ha año⁻¹, representando una tasa anual de 16,68%, seguida de la actividad agropecuaria con 387,62 ha año⁻¹ y una tasa anual de 3,06%.

b) Tasa de cambio de la deforestación según Puyravaud (2003)

De acuerdo con la tabla 5, la pérdida de cobertura forestal por las actividades antrópicas desde 2013 hasta 2022 se estimó en 14 456,93 ha en la zona de amortiguamiento de la RNT, lo que representa 6,24% del área de estudio y una tasa de cambio de la deforestación de 0,80% (1606,33 ha año⁻¹).

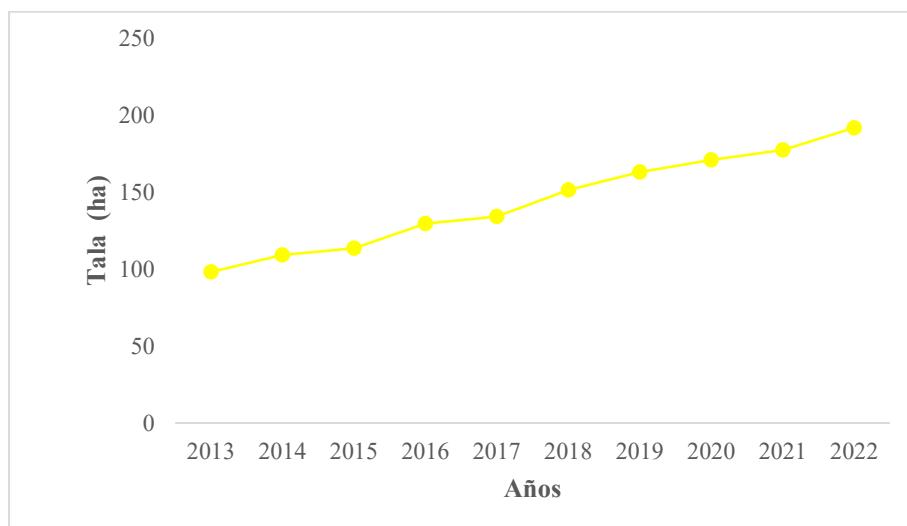


FIGURA 5. Pérdida de la cobertura forestal por la actividad de tala en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

TABLA 4. Tasa de deforestación en el área de estudio (2013-2022).

Clase	Tasa promedio anual (ha)	Tasa anual (%)
Minería	941,09	16,68
Agropecuaria	387,62	3,06
Proyectos de infraestructura	26,89	15,21
Tala	10,41	10,60
Cuerpo de agua	240,62	5,71
Bosque	1606,32	-0,77

TABLA 5. Tasa de cambio de la deforestación del período 2013 y 2022.

<i>Años de comparación</i>	<i>Pérdida de bosque por período (ha)</i>	<i>Período analizado (año)</i>	<i>Tasa de cambio de deforestación (%) Td P (q)</i>
2013-2014	1284,9	1	-0,62
2014-2015	909,7	1	-0,44
2015-2016	2839,7	1	-1,38
2016-2017	3221,4	1	-1,59
2017-2018	2382,0	1	-1,19
2018-2019	848,7	1	-0,43
2019-2020	1734,7	1	-0,88
2020-2021	771,5	1	-0,40
2021-2022	464,3	1	-0,24
2013-2022	14 456,9	9	-0,80

Cartografía de cambios en la cobertura del suelo del período 2013-2022

En las figuras 6 y 7 se observan las cartografías de cambios en la cobertura forestal de 2013 a 2022 de las clases establecidas (minería, agropecuaria, proyectos de infraestructura y tala). Las actividades que generaron cambios significativos fueron la minera y la agropecuaria.

DISCUSIÓN

Cuantificación de la superficie deforestada por las actividades antrópicas

a) Validación de los resultados de la clasificación supervisada

El valor promedio del índice de Kappa (0,67) y precisión total (90,94%) de la clasificación supervisada en la zona de amortiguamiento de la RNT (2013-2022) mostraron valores similares a otros estudios realizados, lo que indica que la clasificación de las clases como minería, agropecuaria, proyectos de infraestructura y tala se consideran como clasificación “acep-

table” (Loza-Del-Carpio y Taype-Huamán, 2021). Por ejemplo, Hernández-Cavazos et al. (2023) señalan que existen muchos criterios técnicos que consideran válida la clasificación supervisada con un coeficiente de Kappa $> 0,60$, así como otros autores que indican un valor > 0.80 (Alarcon-Aguirre et al., 2021).

En ese contexto, von Thaden et al. (2020), en su estudio sobre dinámica de los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal en la reserva de la biosfera Los Tuxtlas en México, obtuvieron un índice de Kappa de 0,81, 0,83 y 0,82 para los años 2006, 2011 y 2016, respectivamente. Además, Hernández-Cavazos et al. (2023), en su trabajo relacionado con el análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en el municipio de Linares, Nuevo León (Méjico), presentaron valores promedio de índice de Kappa de 0,76, considerándose como un nivel de precisión sustancial en la clasificación supervisada. Finalmente, Loza-Del-Carpio y Taype-Huamán (2021), en su estudio sobre análisis multitemporal de asociaciones vegetales y cambios de uso del suelo en una localidad altoandina (Perú), alcanzaron valores entre 0,77 y 0,89 de índice de Kappa, mostrando un grado de precisión considerable desde el 2000 hasta el 2016, valores similares al presente estudio.

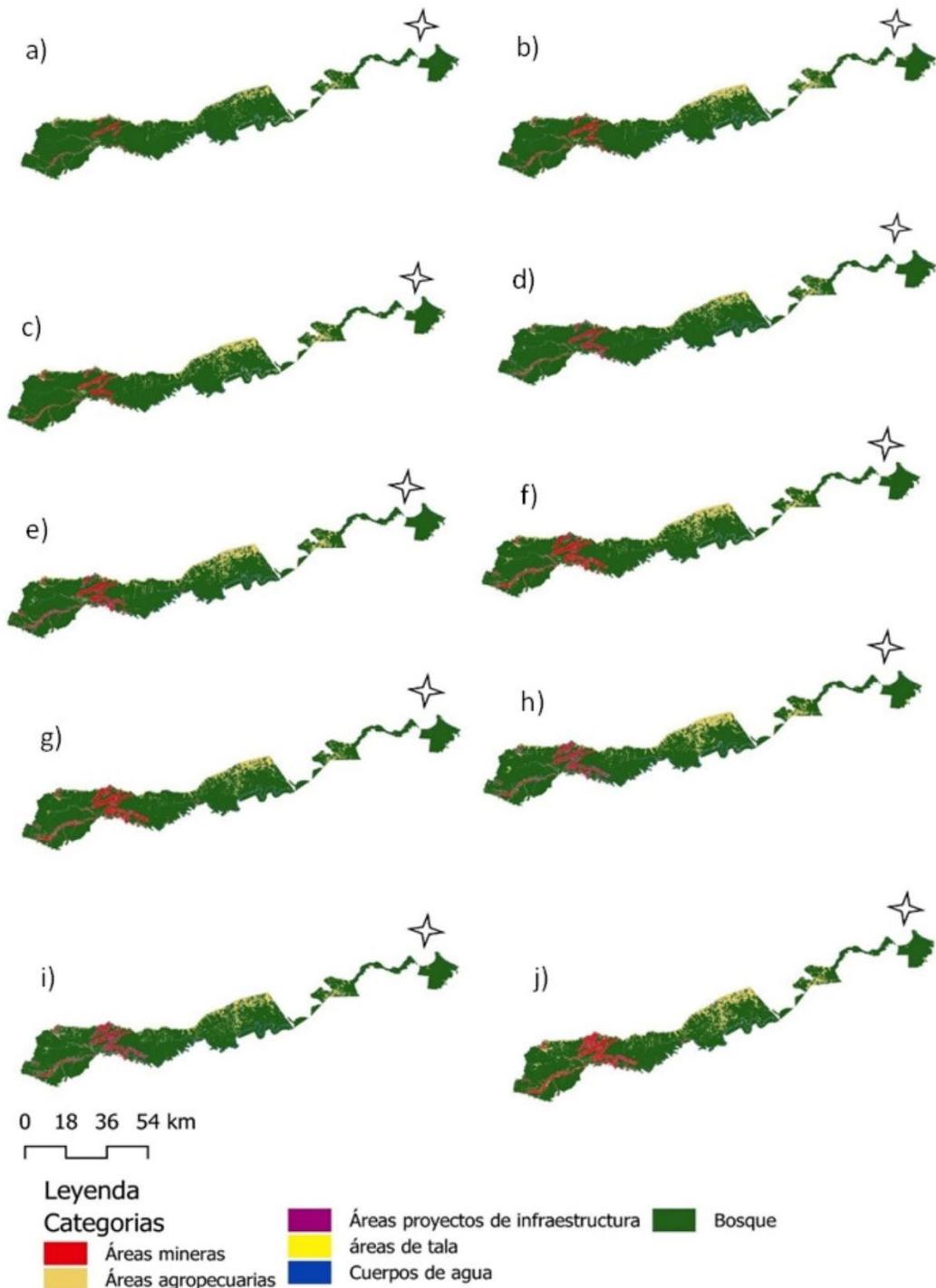


FIGURA 6. Cambios en la cobertura del suelo desde el 2013 al 2022 del área de estudio: 2013 (a), 2014 (b), 2015 (c), 2016 (d), 2017 (e), 2018 (f), 2019 (g), 2020 (h), 2021 (i), 2022 (j).

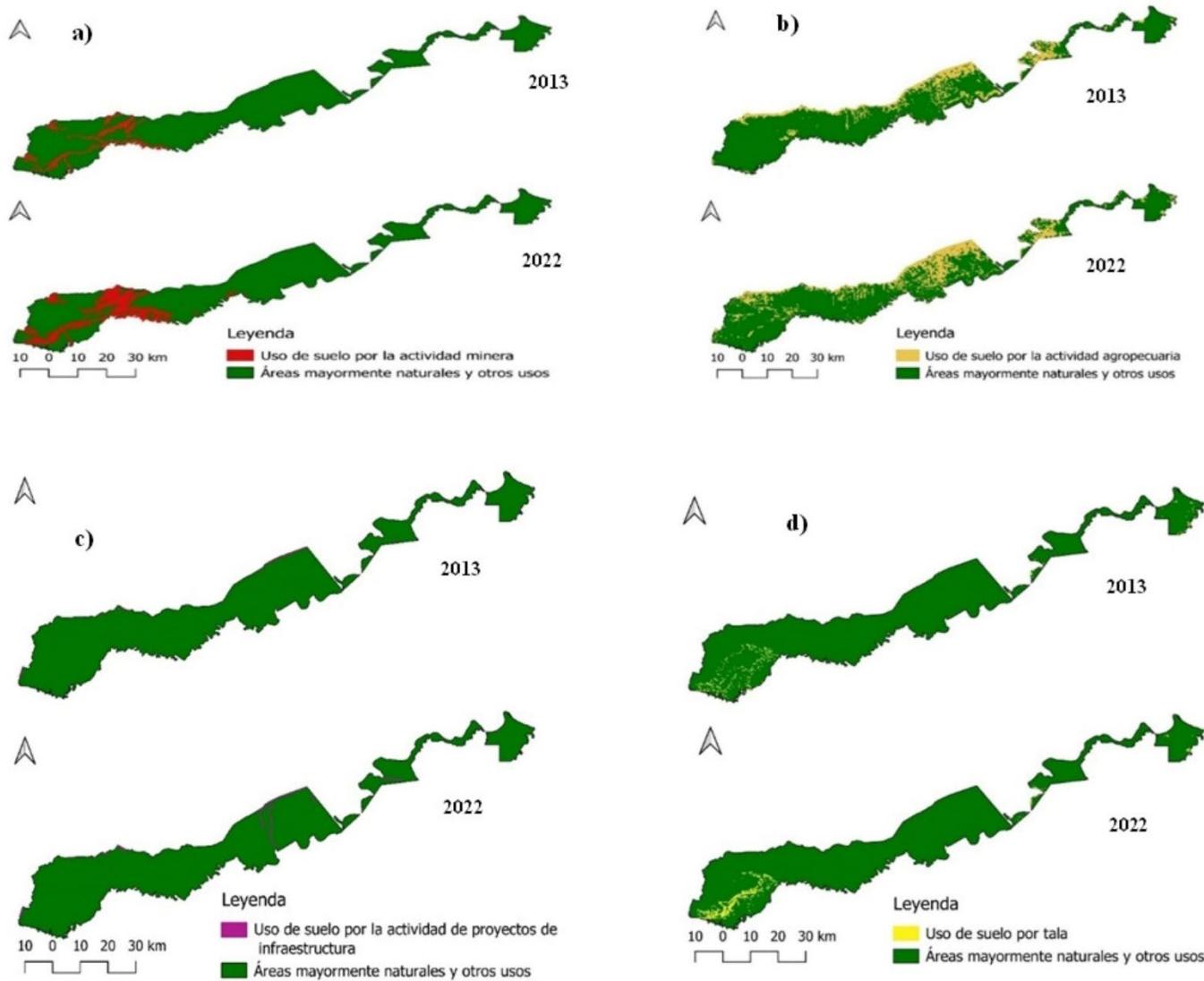


FIGURA 7. Comparación de cambios en la cobertura del suelo por actividad antrópica: minería (a); agropecuaria (b); proyectos de infraestructura (c) y tala (d) en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

b) Superficie deforestada por las actividades antrópicas

La estimación de las áreas deforestadas en la zona de amortiguamiento de la RNT señala una tendencia decreciente con relación a la pérdida de cobertura forestal. Desde el 2013 hasta el 2022, se ha perdido un total de 14 456,93 ha de bosque, lo que representa aproximadamente 16,08% de áreas sin cobertura forestal hasta el 2022, donde 8469,85 ha corresponden a la minería (6,09%); 3488,62 ha a la actividad agropecuaria (6,98%); 241,98 ha a proyectos de

infraestructura (0,18%); 93,74 ha a la tala (0,08%); y 2165,62 ha a cuerpos de agua (2,75%).

En la actualidad, la actividad de la minería aluvial aurífera es uno de los grandes propulsores de la deforestación en Madre Dios, y ha sido la principal actividad que generó una pérdida en la cobertura forestal de 8469,85 ha hasta el 2022 en el área de estudio. Otros estudios realizados por Alarcon-Aguirre et al. (2021) señalan que la minería aurífera deforestó el 25,53% (328,97 km²) en Madre de



Dios, mostrando mayor presión en la cobertura forestal a escala de sectores focalizados como los distritos de Huepetuhe, Madre de Dios, Inambari, Guacamayo y La Pampa, donde los impactos de la minería son mucho más severos, además de mostrarse mayor intensidad en las últimas décadas en la zona de amortiguamiento de la RNT. En ese sentido, Alva-Avila et al. (2023) señalan a la minería aluvial aurífera como una de las actividades que mayores efectos adversos ha tenido en los bosques y la biodiversidad en Madre de Dios, afectando áreas sensibles como zonas de amortiguamiento de áreas protegidas con tasa de deforestación anual de 10 860 ha en el período de 2013 y 2018.

La actividad agropecuaria contribuyó con 27,52% en la pérdida de bosques, y fue la segunda actividad que más deforestó (3488,62 ha) del 2013 al 2022. Otros estudios señalan a la actividad agropecuaria, específicamente la agricultura, como el principal motor de la deforestación en Madre de Dios (Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Alarcon-Aguirre et al., 2021; Alva-Avila et al., 2023). Por ejemplo, Alarcon-Aguirre et al. (2021) indican que la mayor pérdida de bosque se da por la agricultura que se desarrolla con mayor intensidad en las márgenes del Corredor Interoceánico Sur, alcanzando para el 2018 una extensión de 129 685 ha. Del mismo modo, otros autores señalan que el aumento de la tasa de deforestación en Madre de Dios está relacionado con la ganadería extensiva y el incremento de cultivos agrícolas (Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Alva-Avila et al., 2023).

La actividad de proyectos de infraestructura generó una pérdida de cobertura forestal de 241,98 ha desde 2013 hasta 2022 en la zona de amortiguamiento de la RNT. Fue una de las actividades que mayor cambio presentó, solo por detrás de la minería (16,68%) con una tasa de cambio de deforestación de 15,21%, lo que indica que la pérdida de bosque se intensificó por esta actividad antrópica. En ese sentido, muchos autores señalan que este tipo de actividad no solo facilita la vía de comunicación, sino que permite la inmigración y colonización de poblaciones de otras regiones para expandir la actividad de la agricultura, ganadería, minería y la posterior explotación de los recursos forestales, además de ser considerado como uno de los principales

“drivers” de la deforestación en la Amazonía (Fearnside, 2005; Bax et al., 2016; Fearnside, 2018; Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Alarcon-Aguirre et al., 2021; Cerón et al., 2021; Alva-Avila et al., 2023).

Finalmente, la actividad de tala propició una pérdida de cobertura forestal de 93,74 ha desde 2013 hasta 2022, afectando territorios de las comunidades nativas de Kot-simba, Palma real, Infierno y Sonene, donde se observan indicios de una tala o extracción de especies forestales de gran valor económico, mostrando una tendencia creciente en los últimos años. Esta actividad puede no tener un impacto negativo tan grande en relación con las demás actividades antrópicas, pero influye a escala local en la alteración de los ecosistemas forestales y la pérdida de la biodiversidad (Giudice et al., 2012; Alva-Avila et al., 2023). Adicionalmente, la tala de gran cantidad de árboles – que luego son quemados – con el fin de obtener mayor espacio para áreas de cultivo, facilita la agricultura migratoria. Esta última solo proporciona productividad por un par de años para, posteriormente, migrar a otras áreas de bosque (Angelsen, 1999; Tarazona y Miyasiro-López, 2020).

Determinación de la tasa media y anual de la deforestación del período 2013-2022

La presión de la cobertura forestal en los últimos 10 años por las actividades antrópicas ha generado que se reduzcan los bosques en la zona de amortiguamiento de la RNT, donde la minería y la agropecuaria han sido las principales actividades con tasas de cambio de deforestación anual de 16,68% y 3,06%, respectivamente. Sumado a ello, la actividad de proyectos de infraestructura, que a pesar de presentar una tasa de 26,89 ha año⁻¹, fue, después de la minería, una de las actividades que mayor tasa de cambio presentó (15,21% año⁻¹), debido a los factores descritos anteriormente. En otras regiones del neotrópico, el empleo y cálculo de las tasas de deforestación ha permitido cuantificar la pérdida de cobertura forestal que son originados por la presión humana, tal como es el análisis de la deforestación en La Macarena en Colombia, antes y después de los Acuerdos de Paz, donde el parque nacional natural “Tinigua” pasó de una tasa media de 514,8 ha año⁻¹

a 6570,4 ha año⁻¹, representando un aumento de 1176,1% (Forero-Riaño y Polanco-Puerta, 2021).

Además, de acuerdo con la aplicación de la fórmula de tasa de cambio de la deforestación de Puyravaud (2003) en la zona de amortiguamiento de la RNT, se evidenció que hubo una pérdida de cobertura forestal de 14 456,93 ha (-0,80%) en el período analizado, debido a que las actividades antrópicas identificadas presentaron mayor presión en los bosques, sobre todo, las actividades de la minería y agropecuaria, las principales impulsoras de la deforestación en el área de estudio, coincidiendo con los resultados de otros estudios realizados en la región (Swenson et al., 2011; Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Alarcon-Aguirre et al., 2021; Alva-Avila et al., 2023).

Cartografía de cambios en la cobertura del suelo del período 2013-2022

Los cambios en la cobertura del suelo en la zona de amortiguamiento de la RNT desde el 2013 al 2022 fue evidenciado con más notoriedad por las actividades de la minería y la agropecuaria, debido a su alta proximidad con la carretera interoceánica en dirección a la ciudad de Cusco en Perú, así como de los caminos principales y vecinales, al igual que la minería que se desarrolló en la margen izquierda de la carretera Puerto Maldonado-Cusco (Tarazona y Miyasiro-López, 2020; Cerón et al., 2021). Además, la apertura de proyectos de infraestructura (trochas carrozables, carreteras no pavimentadas, ruta de líneas de tensión) es uno de los “*drivers*” más importantes que promueven la deforestación de manera directa o indirecta, porque facilitan el acceso a los bosques y a zonas que antes eran aisladas o remotas (Nepstad et al., 2001; Fearnside, 2005; Alarcon-Aguirre et al., 2021). De acuerdo con Alarcon-Aguirre et al. (2021), los cambios de uso de suelo en Madre de Dios son impulsados principalmente por la minería y la agricultura, generando una tendencia creciente en la última década, porque la alteración o conversión del bosque a otros usos es muy evidente y alarmante en la Amazonía (Fearnside, 2006,; 2017; Zuloaga-Obregón y Gabriel-Campos, 2023).

A pesar de las limitaciones que existen en el presente estudio, como el tamaño de resolución espacial de las imágenes de satélite, la resolución temporal de las escenas, la cobertura de nubosidad y los resultados del índice de Kappa, la aplicación de técnicas de sistemas de información geográfica (SIG) y el uso de tecnologías como los sensores remotos fue primordial para la cuantificación de la tasa de deforestación y para comprobar la hipótesis planteada.

CONCLUSIONES

Las actividades antrópicas como la minería y la agropecuaria fueron los principales impulsores de la deforestación en la zona de amortiguamiento de la RNT; la minería generó una tasa de 941,09 ha año⁻¹ (16,68%), y la agropecuaria 387,62 ha año⁻¹ (3,06%).

La mayor pérdida de cobertura forestal se dio entre los períodos 2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018, con una tasa de cambio de deforestación de 1,38% (2839,72 ha año⁻¹), 1,59% (3221,40 ha año⁻¹) y 1,19% (2382 ha año⁻¹), respectivamente.

En la tasa de cambios de la deforestación se identificó que la minería y la agropecuaria han sido las actividades que más influenciaron con efectos adversos en la cobertura forestal, donde la deforestación es más notoria en el área de influencia de los principales ejes viales y en la zona centro y suroeste del área de estudio.

Los resultados obtenidos contribuyen como referencia académica y científica para la realización de otras investigaciones más detalladas en el área de estudio, además de servir como base para la elaboración y actualización de los planes maestros y usos turísticos por los actores involucrados de la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata.

REFERENCIAS

- Alarcon-Aguirre, G., Canahuire-Robles, R. R., Guevara-Duarez, F. M., Rodríguez-Achata, L., Gallegos-Chacón, L. E., & Garate-Quispe, J. (2021). Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonía peruana: Un estudio de caso en Madre de Dios: *Ecosistemas*, 30(2), 2175. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>



- Alva-Avila, R. O., Briones, I. D. F., Hinsbi-Aguirre, N. A. L., Ramírez-Vega, C. A., Saravia-Inocencio, J. F., Valverde-Ashcalla, S. L., & Malca-Casavilca, N. R. C. (2023). Deforestación en Madre de Dios: Un infierno para la biodiversidad. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 26(51), e24189. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v26i51.24189>
- Angelsen, A. (1999). Agricultural expansion and deforestation: Modelling the impact of population, market forces and property rights. *Journal of Development Economics*, 58(1), 185-218. [https://doi.org/10.1016/S0304-3878\(98\)00108-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3878(98)00108-4)
- Bachi, L., Ribeiro, S. C., Hermes, J., & Saadi, A. (2020). Cultural Ecosystem Services (CES) in landscapes with a tourist vocation: Mapping and modeling the physical landscape components that bring benefits to people in a mountain tourist destination in southeastern Brazil. *Tourism Management*, 77, 104017. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2019.104017>
- Bax, V., & Francesconi, W. (2018). Environmental predictors of forest change: An analysis of natural predisposition to deforestation in the tropical Andes region, Peru. *Applied Geography*, 91, 99-110. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.01.002>
- Bax, V., Francesconi, W., & Quintero, M. (2016). Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon. *Journal for Nature Conservation*, 29, 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.12.002>
- Benítez-Romero, F. M., Ferreira-Neto, J. A., da Gama e Silva, Z. A. G. P., Jacovine, L. A. G., Sagredo-Velasquez, S. I., Benítez-Romero, R. A., Ribeiro, S. C., de Souza, G. S. A., Isbaex, C., Lopes, R. B. de C., Ferreira, F. M., & Fearnside, P. M. (2024). Volume, biomass, and carbon estimates for commercial tree species in a managed forest: A case study in the olivian Amazon. *Forests*, 15(4), 652. <https://doi.org/10.3390/f15040652>
- Boyd, D. S. (1996). A review of "Modelling Deforestation Processes: " A review. *Trees Series B Report* nº 1. By E. F. Lambin. (Luxembourg: European Commission, 1994) [Pp. 113"rsqb; Free, on request. *International Journal of Remote Sensing*, 17(5), 1061-1062. <https://doi.org/10.1080/01431169608949066>
- Caballero Espejo, J., Messinger, M., Román-Dañobeytia, F., Ascorra, C., Fernandez, L. E., & Silman, M. (2018). Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sensing*, 10(12), 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Cerón, L., Miranda, N., & Rubin-de-Celis, E. (2021). Deforestación por actividad minera en el departamento de Madre de Dios-Perú para los años 2000 Y 2017. *Anales Científicos*, 82(1), 122-129. <https://doi.org/10.21704/ac.v82i1.1748>
- Chuvieco-Salinero, E. (2008). *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio* (3a ed.). Ariel Ciencias.
- Comberti, C., Thornton, T. F., Wyllie de Echeverría, V., & Patterson, T. (2015). Ecosystem services or services to ecosystems? Valuing cultivation and reciprocal relationships between humans and ecosystems. *Global Environmental Change*, 34, 247-262. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.007>
- Congedo, L. (2021). Semi-automatic classification plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Dextre, R. M., Eschenhagen, M. L., Camacho Hernández, M., Rangecroft, S., Clason, C., Couldrick, L., & Morera, S. (2022). Payment for ecosystem services in Peru: Assessing the socio-ecological dimension of water services in the upper Santa River basin. *Ecosystem Services*, 56, 101454. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101454>
- Fearnside, P. (2006). Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, 36(3), 395-400. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018>
- Fearnside, P. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, 1-58. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19(3), 680-688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>
- Fearnside, P. M. (2018). Challenges for sustainable development in Brazilian Amazonia. *Sustainable Development*, 26(2), 141-149. <https://doi.org/10.1002/sd.1725>
- Forero-Riaño, J. A., & Polanco-Puerta, M. F. (2021). Análisis de la deforestación en La Macarena, antes y después de los acuerdos de paz. *Colombia Forestal*, 24(2), 9-23. <https://doi.org/10.14483/2256201X.16479>
- Giudice, R., Soares-Filho, B. S., Merry, F., Rodrigues, H. O., & Bowman, M. (2012). Timber concessions in Madre de Dios: Are they a good deal? *Ecological Economics*, 77, 158-165. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.024>
- Hernández-Cavazos, M. C., Sandoval-García, R., Molina-Guerra, V. M., & Alanís-Rodríguez, E. (2023). Análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en el municipio de Linares, Nuevo León. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 10(2), e3743. <https://doi.org/10.19136/era.a10n2.3743>
- Loza-Del-Carpio, A., & Taype-Huamán, I. (2021). Análisis multitemporal de asociaciones vegetales y cambios de uso del suelo en

- una localidad altoandina, Puno-Perú. *Uniciencia*, 35(2), 1-19. <https://doi.org/10.15359/ru.35-2.3>
- Mejía, C. E., Andrade, H. J., & Segura, M. (2023). Estimación de biomasa y carbono con herramientas de teledetección en bosques secos tropicales del Tolima, Colombia. *Revista de Teledetección*, 62, 57-70. <https://doi.org/10.4995/raet.2023.19242>
- Ministerio de Ambiente [Minam] (2009). *Mapa de deforestación de la Amazonía Peruana 2000*. SINIA. Q & P Impresores. <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/mapa-deforestacion-amazonia-peruana-2000>
- Ministerio de Ambiente [Minam] (2016). *La conservación de bosques en el Perú (2011-2016). Conservando los bosques en un contexto de cambio climático como aporte al crecimiento verde*. <http://repositoriodigital.minam.gob.pe/xmlui/handle/123456789/112>
- Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A. C., Alencar, A., Capobianco, J. P., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Silva, U. L., & Prins, E. (2001). Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154(3), 395-407. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00511-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00511-4)
- Ocañas, A. R., & Thomsen, J. M. (2023). Challenges and opportunities of voluntourism conservation projects in Peru's Madre de Dios region. *Tourism Management Perspectives*, 45, 101046. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2022.101046>
- Portal-Cahuana, L. A., Fontana, C., Assis-Pereira, G., Groenendijk, P., Roig, F. A., & Tomazello-Filho, M. (2023). Thirty-four years of dendrochronological studies in Perú: A review of advances and challenges. *Dendrochronologia*, 78, 126058. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126058>
- Proyecto MapBiomas Perú. (2023). *Colección [4.0] de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Perú*. <https://peru.mapbiomas.org/codigos-de-la-leyenda/>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1), 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Ruiz, J., Cárdenas, W., & Baquero, C. (2011). Deforestación y dinámica del bosque secundario en la Amazonía Colombiana 1986-2000. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 531-545.
- Soria-Díaz, H. F., Graça, P. M. L. de A., & Solano, B. S. (2022). Analysis of the carrying capacity of tourist attraction sites in Central Amazonia, Brazil. *Investigaciones Geográficas*, 108, Article 108. <https://doi.org/10.14350/ig.60531>
- Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J.-C., & Delgado, C. I. (2011). Gold mining in the Peruvian Amazon: Global prices, deforestation, and mercury imports. *PLOS ONE*, 6(4), e18875. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018875>
- Tarazona, Y., & Miyasiro-López, M. (2020). Monitoring tropical forest degradation using remote sensing. Challenges and opportunities in the Madre de Dios region, Peru. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 19, 100337. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100337>
- Tito, R., Salinas, N., Cosio, E. G., Espinoza, T. E. B., Muñiz, J. G., Aragón, S., Nina, A., & Roman-Cuesta, R. M. (2022). Secondary forests in Peru: Differential provision of ecosystem services compared to other post-deforestation forest transitions. *Ecology and Society*, 27(3), 12. <https://doi.org/10.5751/ES-13446-270312>
- Von Thaden, J. J., Laborde, J., Guevara, S., & Mokondoko-Delgadillo, P. (2020). Dinámica de los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (2006-2016). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e913190. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3190>
- Vuohelainen, A. J., Coad, L., Marthews, T. R., Malhi, Y., & Killeen, T. J. (2012). The effectiveness of contrasting protected areas in preventing deforestation in Madre de Dios, Peru. *Environmental Management*, 50(4), 645-663. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9901-y>
- Zuloaga-Obregón, J. L., & Gabriel-Campos, E. N. (2023). Cambio de uso de tierra y su impacto en la cobertura vegetal del Parque Nacional Tingo María entre los años 2006-2021. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 12, A-009. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202302.A009>

Manuscrito recibido el 09 de abril de 2024

Aceptado el 11 de octubre de 2024

Publicado el 12 de diciembre de 2024

Este documento se debe citar como:

Soria-Díaz, H. F., Valeriano-Quispe, V. D., Da-Fonseca, M. V., Chamby-Legoas, R., Zevallos-Pollito, P. A., & Soria-Solano, B. (2024). Análisis multitemporal de la deforestación de una zona de amortiguamiento en la Amazonía suroeste. *Madera y Bosques*, 30(3), e3032678. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3032678>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.