



Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonia peruana: un estudio de caso en Madre de Dios

Gabriel Alarcón Aguirre^{1,*} , Rembrandt R. Canahuire Robles² , Felipe M. Guevara Duarez³ ,
Liset Rodríguez Achata⁴ , Luis E. Gallegos Chacón¹ , Jorge Garate-Quispe^{2,5}

- (1) Centro de Teledetección para el Estudio y Gestión de los Recursos Naturales (CETEGERN), Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, 17001 Puerto Maldonado, Perú.
(2) Departamento Académico de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios-Perú, 17001 Puerto Maldonado, Perú.
(3) Departamento Académico de Educación, Facultad de Educación, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, 17001 Puerto Maldonado, Perú.
(4) Departamento Académico de Ciencias Básicas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, 17001 Puerto Maldonado, Perú.
(5) Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Biología, 08028 Barcelona, España.

* Autor de correspondencia: G. Alarcón [galarcona@hotmail.com]

> Recibido el 11 de febrero de 2021- Aceptado el 19 de abril de 2021

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

Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonia peruana: un estudio de caso en Madre de Dios

Resumen: La Amazonia occidental, puntualmente la región de Madre de Dios, es conocida como la capital de la biodiversidad del Perú y es reconocida mundialmente como uno de los lugares con mayor biodiversidad de la Tierra. Sin embargo, se ha visto amenazada por un grave problema de pérdida de bosques. Las principales amenazas ambientales se deben a una mala gestión del territorio que ocasionan la concentración de tierras, expansión agrícola, ganadería, minería de oro y la explotación económica descontrolada. El presente estudio analiza la dinámica de pérdida de bosques y los cambios de uso de suelo entre 1999-2018. Para la cuantificación de la pérdida de bosque se utilizaron técnicas de sensoramiento remoto, imágenes Landsat 5 Thematic Mapper (TM) y 8 Operational Land Imagery (OLI). Las imágenes fueron procesadas utilizando una clasificación supervisada denominada Neural Net. La metodología incluye procedimientos de validación utilizando puntos de verificación de campo e imágenes de teledetección de media y alta resolución de diferentes sensores (SPOT-5, PlanetScope, WorldView y Drone). Los resultados mostraron una pérdida de bosque durante 1999-2018 de 1698.63 km², con una tasa anual de -0.21% y una pérdida promedio de 59.28 km²/año. Para los cambios de bosques a otros usos de la tierra, encontramos la conversión 841.41 km² durante 2014-2018. Nuestros resultados indican que la agricultura es la mayor responsable del avance de la deforestación (72.90%), mientras que la minería de oro tiene una mayor incidencia en los sectores focalizados.

Palabras clave: agricultura; agua de disposición residual; cambio de cobertura; minería de oro; redes neuronales; tasa anual de cambio

Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios

Abstract: The western Amazon, specifically the region of Madre de Dios, is known as the biodiversity capital of Peru and is globally recognized as one of the most biodiverse places on Earth. However, it has been threatening by a serious problem of forest loss. The main environmental threats are due to mismanagement of the territory that causes the concentration of land, agricultural expansion, livestock, gold mining, and uncontrolled economic exploitation. This study analyzes the dynamics of forest loss and changes in land use and cover between 1999-2018. Remote sensing techniques were used to quantify forest loss. Landsat 5 Thematic Mapper (TM) and 8 Operational Land Imagery (OLI). The images were processed using a supervised classification called Neural Net. The methodology includes validation procedures using field verification points and medium and high-resolution remote sensing images of different sensors (SPOT-5, PlanetScope, WorldView, and Drone). The results showed a forest loss of 1698.63 km² during 1999-2018, with an annual deforestation rate of -0.21%, and an average forest loss of 59.28 km²/year. For changes from forests to other land use, we found the conversion of 841.41 km² during 2014-2018. Our results indicate that agriculture is the most responsible for advancing deforestation (72.90%), while gold mining has a greater incidence in targeted sectors

Keywords: agriculture; annual exchange rate; cover change; gold mining; neural network; residual disposal water.

Introducción

La región amazónica de Madre de Dios alberga a los bosques tropicales de mayor biodiversidad del mundo (Perz et al. 2016a; Zinngrebe 2016; Recanati y Guariso 2018). Sin embargo, múltiples factores han impulsado el aumento de la pérdida de bosques, como

la agricultura, la tala ilegal y la minería de oro informal e ilegal en mayor proporción en las últimas dos décadas. A estos se suman la recesión mundial de 2008, que aumentó el precio del oro en los mercados internacionales (Swenson et al. 2011), y la pavimentación de la carretera Interoceánica desde el 2006 (Dourojeanni 2002; Dourojeanni et al. 2009; Alarcón et al. 2016; Asner y Tupayachi 2017).

Esta situación, además ha generado el incremento de la migración de otras regiones del Perú, y contribuyen al incremento de la agricultura, la explotación forestal, así como los impactos socioambientales indirectos que derivan de estos. Por ejemplo, movimientos migratorios desordenados, conflictos sociales, riesgos a la salud pública por contaminación con mercurio, inseguridad alimentaria, explotación laboral, trata de personas, delincuencia, drogadicción y aculturación (Swenson et al. 2011; Giudice et al. 2012; Perz et al. 2016a; Goodman et al. 2019; Moody et al. 2020; Soto-Benavente et al. 2020; Velásquez-Ramírez et al. 2020).

El proceso de transformación por la pérdida acelerada de los bosques para otros usos está asociada a diversos factores y problemas socio-ambientales (Alarcón et al. 2016; Asner y Tupayachi 2017). Este cambio se viene acelerando debido a la pérdida progresiva de la cobertura vegetal por actividades productivas y extractivas, crecimiento demográfico desordenado y la falta de actividades productivas alternas en los sectores, y el monitoreo para el control y vigilancia de las autoridades competentes (Perz et al. 2016a; Postigo y Young 2016; Tubbeh 2019).

Según datos del gobierno peruano, al 2018 se han perdido alrededor de 22 848.88 km² de los bosques de la Amazonia. Para el mismo periodo, Madre de Dios reporta una pérdida de 2097.33 km² (9.18%). Con referencia a los departamentos Amazónicos del Perú con mayor superficie de bosque; San Martín (4365.12 km²), Loreto (4302.81 km²), y Ucayali (3844.73 km²), Madre de Dios presenta la tasa más baja de pérdida acumulada de bosques (MINAM 2020).

Estudios recientes reportan que en Madre de Dios la actividad minera de oro es la principal causa de la pérdida focalizada de bosques (Diringer et al. 2019). Esta actividad se viene desarrollando en el corredor minero y sectores como; el distrito de Huepetuhe, Inambari, Madre de Dios, y con mayor impacto en el sector de La Pampa y Guacamayo. Sin embargo, esta actividad se ha trasladado a la zona de amortiguamiento y la Reserva Nacional Tambopata (Recanati et al. 2015; Bax y Francesconi 2018; Cortés-McPherson 2019; Tubbeh 2019), zonas que albergan especies únicas de flora y fauna en el mundo, así como fuente de agua dulce para las comunidades rurales de la región y países vecinos (Perz et al. 2016a; Asner y Tupayachi 2017).

El presente estudio es importante porque permitirá conocer la evolución histórica de la pérdida de bosques y los cambios de uso

del suelo en una de regiones más impactadas por el hombre. Los resultados podrán ser utilizados como una herramienta importante para la gestión del territorio, especialmente en la Amazonia peruana, donde aún quedan muchos espacios sin impacto antrópico y que representan un inmenso valor paisajístico (Dourojeanni 2002, 2006, 2014; Perz et al. 2016a; Postigo y Young 2016; Tubbeh 2019).

El objetivo del presente estudio fue analizar la dinámica de la pérdida de bosques y los cambios de uso de suelo en el sureste de la Amazonia peruana, Madre de Dios, durante el periodo 1999 a 2018, en base a los siguientes objetivos concretos: a) cuantificar la pérdida de bosque por tipo de actividad b) determinar la tasa anual de pérdida de bosque, y c) cuantificar los cambios de uso y cobertura del suelo. Nuestra hipótesis fue que la dinámica de la pérdida de bosques y los cambios de uso y cobertura del suelo en el periodo 1999 a 2018 sigue una tendencia creciente y mostrarán a la agricultura como la principal fuente de deforestación.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la región de Madre de Dios, Perú (10°51'55" y 13°17'27" S, 68°49'10" y 70°53'59" O). Madre de Dios se ubica en el sur este de la Amazonia peruana, limita al sur con la región Puno, Cusco al oeste y Ucayali al norte, internacionalmente con Bolivia y Brasil (Fig. 1), y comprende una superficie aproximada de 85 183.96 km² (6.64 % del territorio peruano), donde habitan cerca de 141 070 personas (INEI 2017). El clima es Tropical Cálido y Húmedo: Bosque Húmedo Tropical (Holdridge 1967), con 2120 mm de precipitación anual promedio y temperatura promedio de 26.5 °C. La altitud del área de estudio varía entre 200 y 550 m s.n.m. (Fig. 1).

Para la determinación del área estudio, se utilizó el criterio de impacto indirecto en función a áreas de influencia, que para la Amazonia es estimada aproximadamente en 50 km a ambos lados de una carretera en un periodo de 10 años (Dourojeanni 2006; Alarcón et al. 2016). De esta manera se estableció un área de influencia de 29 911.47 km², en el Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Fig. 1). Esta comprende áreas agrícolas, títulos habilitantes de concesiones forestales maderables, productos diferentes a la ma-

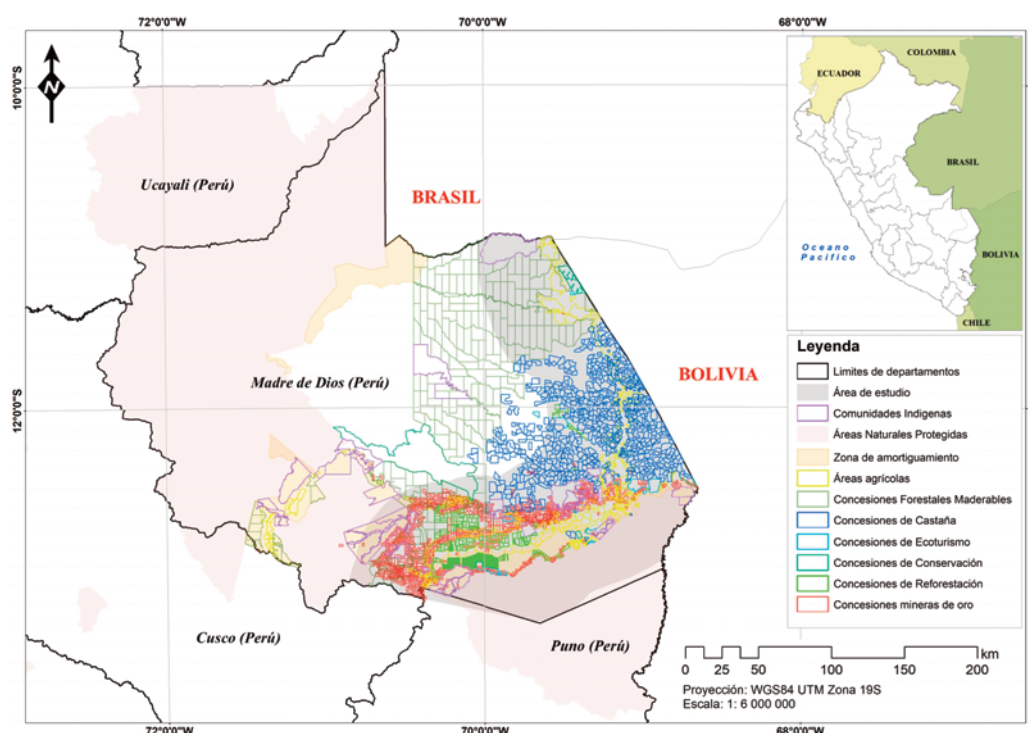


Figura 1. Ubicación del área de estudio, sureste de la Amazonia peruana, Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari) - Madre de Dios.
Figure 1. Location of the study area, southeast of the Peruvian Amazon, Section III of the South Interoceanic Road Corridor (Iñapari - Inambari) - Madre de Dios.

dera (*Bertholletia excelsa* Bonpl. y *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.), concesiones de ecoturismo, conservación, reforestación, mineras, áreas de prospección de petróleo y gas, tierras indígenas, Áreas Naturales Protegidas (ANP) y sus zonas de amortiguamiento y (Dourojeanni 2019).

Monitoreo satelital

Se utilizaron imágenes Landsat 5 Thematic Mapper (TM) correspondientes a 1999, 2004 y 2009, y Landsat 8 Operational Land Imagery (OLI) para el periodo 2014-2018, con datum del Sistema Geodésico Mundial (WGS84) y 30 m de resolución espacial, descargadas a través del portal GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov>) del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, 2018). Las imágenes fueron seleccionadas en base a libre nubosidad o porcentajes menores a 10, para ello se consideró la estación seca (junio a septiembre) (Tabla 1). Para generar los mapas de deforestación se aplicó un algoritmo de clasificación supervisada basado en redes neuronales a las imágenes Landsat. El método de clasificación utilizado también es conocido como Red Neuronal feed-forward en capas, y utiliza “una retro propagación estándar para el aprendizaje supervisado, el aprendizaje se produce al ajustar los pesos en el nodo para minimizar la diferencia entre la activación del nodo de salida y la salida” (Rumelhart et al. 1987; Richards y Richards 1999; Weinstein et al. 2019). Eso significa, que el error se reduce a través de la red y la ponderación del peso presenta un método recursivo, por lo que el método de clasificación se ajusta a un modelo no lineal (Rumelhart et al. 1987; Richards y Richards 1999; Weinstein et al. 2019).

Para el procesamiento y análisis de las imágenes se utilizaron

los programas ENVI 5.3® y ArcMap 10.5® con licencia del Centro de Teledetección para el Estudio y Gestión de los Recursos Naturales (CETEGERN) de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (Perú). Los datos se convirtieron a unidades de radiancia de la parte superior de la atmósfera y a reflectancia aparente de la superficie utilizando el módulo FLAASH de ENVI (Felde et al. 2003; Wang et al. 2019). Para determinar las categorías de clasificación, el cambio de cobertura y uso de suelo, se utilizó la metodología propuesta por CORINE Land Cover (IDEAM 2010), adaptada por la Mesa de Servicios Ambientales y Reducción de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero causadas por la Deforestación y Degradación de los Bosques de Madre de Dios propuesta en el 2013 (MSAR 2013), en ella, se emplea una leyenda jerárquica con un criterio espacial y detalles temáticos (Tabla 2).

La validación de la clasificación se realizó a través de puntos de verificación por medio de salidas de campo e imágenes de mediana y alta resolución: SPOT-5 (2.5 m), PlanetScope (3 m), WorldView (0.38 m) y Drone (0.04 m). Estos fueron contrastados con la información generada en gabinete a través de una matriz de confusión e Índice de Kappa (Lesschen et al. 2005). Se utilizaron 384 muestras en base al método de distribución binomial (Chuvieco y Hantson 2010; Jensen 2015), distribuidos y establecidos sobre el mapa a través de un muestreo aleatorio simple estratificado, según las siguientes categorías: (1) 120 muestras en bosque (bosque, áreas con vegetación arbustiva y pacionales), (2) 100 en áreas agrícolas (agricultura), (3) 100 en áreas de extracción minera, y (4) 64 en aguas de disposición residual. Las muestras para el proceso de validación de 1999, 2004 y 2009 fueron de datos de campo históricos de estudios previos y de imágenes SPOT. Para 2014 y 2018,

Tabla 1. Información de la base datos de imágenes Landsat.

Table 1. Information from the Landsat image database.

Sensor	Path Row	Fecha de Imagen	Sensor	Path Row	Fecha de Imagen
Landsat 5 TM	002 68	10/8/1999	Landsat 5 TM	003 68	13/9/2009
Landsat 5 TM	002 69	10/8/1999	Landsat 5 TM	003 69	28/8/2009
Landsat 5 TM	003 68	2/9/1999	Landsat 8 OLI	002 68	19/8/2014
Landsat 5 TM	003 69	2/9/1999	Landsat 8 OLI	002 69	19/8/2014
Landsat 5 TM	002 68	22/7/2004	Landsat 8 OLI	003 68	13/10/2014
Landsat 5 TM	002 69	22/7/2004	Landsat 8 OLI	003 69	10/8/2014
Landsat 5 TM	003 68	15/8/2004	Landsat 8 OLI	002 68	30/8/2018
Landsat 5 TM	003 69	14/8/2004	Landsat 8 OLI	002 69	30/8/2018
Landsat 5 TM	002 68	6/9/2009	Landsat 8 OLI	003 68	6/9/2018
Landsat 5 TM	002 69	6/9/2009	Landsat 8 OLI	003 69	6/9/2018

Fuente: (USGS, 2018).

Tabla 2. Leyenda de cuantificación de imágenes de satélite (nivel 0 y 1) en base a la metodología propuesta por CORINE Land Cover y adaptada por la Mesa de Servicios Ambientales y Reducción de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero caEE.UU.das por la Deforestación y Degradación de los Bosques de Madre de Dios-Perú, propuesta en 2013.

Table 2. Legend of quantification of satellite images (level 0 and 1) based on the methodology proposed by CORINE Land Cover and adapted by the Bureau of Environmental Services and Reduction of Greenhouse Gas Emissions caused by Deforestation and Degradation of the Forest of Madre de Dios-Peru, proposed in 2013.

Descripción y Código Nivel 0	Descripción Nivel 1
Deforestación (3)	Áreas Urbanizadas (1), Área de Extracción Minera (2), Áreas Agrícolas (3), Agua de disposición Residual (11)
Bosque (1)	Bosque (4), Sombra de montaña con vegetación (4.1), Áreas con Vegetación Pacionales y Arbustivos (5), Área Húmedas (7)
No Bosque (2)	Áreas Sin vegetación (Playas) (6), Áreas sin Vegetación – Montaña (6.1), Sabanas (12), Cochass secas (12.1), Nieve (13), Vegetación Ribereña (14)
Cuerpos de Agua (2)	Superficies de Agua (8)
ND (0)	Nubes (9), Sombras de Nubes (10)

Fuente: (MSAR, 2013); Tomado y adaptado de CORINE Land Cover (IDEAM, 2010).

Source: (MSAR, 2013); Taken and adapted from CORINE Land Cover (IDEAM, 2010).

los datos fueron colectados en campo por medio de equipos GPS e imágenes PlanetScope, WorldView, y de Drone.

Según el área mínima cartografiable para diferentes escalas, desarrollada por Vargas (1992), los mapas se estudiaron a una escala de análisis de 1:10 000 y se eliminaron áreas menores a 0.005 km² fusionándolos al vecino más cercano, con la finalidad de tener mejores resultados en la clasificación.

La tasa anual de deforestación se calculó por medio de la matriz de cambio de cobertura, diferencias de áreas iniciales y finales, para un periodo establecido (R) (Ecuación 1) (Puyravaud 2003; Alarcón et al. 2016; Asner y Tupayachi 2017).

$$R = \frac{(A_1 - A_2)}{(t_2 - t_1)} \quad (1)$$

Donde A_2 y A_1 son las áreas de bosque en la fecha final (t_2) e inicial (t_1).

La tasa de cambio anual (q) (Ecuación 2) se calculó con base en la tasa porcentual anual, usualmente aplicada en la cuantificación de pérdida de bosques (Puyravaud 2003; Alarcón et al. 2016).

$$q = \left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{\frac{1}{(t_2 - t_1)}} - 1 \quad (2)$$

Donde A_2 y A_1 son las áreas de bosque en la fecha final (t_2) e inicial (t_1).

El cambio de cobertura entre los periodos analizados, 1999-2004, 2004-2009, 2009-2014, 2014-2018 y 1999-2018, se determinó mediante la diferencia entre las coberturas de cada periodo (Ecuación 3) (Puyravaud 2003; Alarcón et al. 2016).

$$\text{Cambio de cobertura} = (\text{Época 1999} * 10) + (\text{Época 2018}) \quad (3)$$

Resultados

Pérdida de bosque

El análisis y los mapas de pérdida de bosque (deforestación), en el Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari) en Madre de Dios para el periodo 1999 a 2018 (Fig. 2 y 3), sugieren que la agricultura es el principal factor determinante en la pérdida de bosque. Aunque la minería aluvial de oro mostró un crecimiento progresivo y de impactos más severos en áreas focalizadas. Los resultados de la dinámica en el área de estudio (Fig. 2 y 3), mostraron que la pérdida de bosque ha avanzado aceleradamente en periodos muy marcados (2009-2014 y 2014-2018) por la agricultura, la minería y producto de esta actividad el agua de disposición residual.

La precisión de la validación del algoritmo de clasificación Neural Net de los años 1999, 2004, 2009, 2014 y 2018, mostraron una precisión global de 91.10%, 92.30%, 90.30%, 91.20% y 93.55%, respectivamente. Con el coeficiente Kappa encontramos valores de 0.87, 0.88, 0.86, 0.87, y 0.89. Estos valores representan la fuerza de concordancia casi perfecta (> 0.81) y dan fiabilidad a los mapas de pérdida de bosque y cambios de uso de suelo generados para el presente estudio (Lesschen et al., 2005).

Nuestros análisis reportan a dos hallazgos interesantes. Primero, 572.25 km² de bosque fueron deforestados al inicio del monitoreo en 1999 (Fig. 2 y 3). De estos, la minería de oro se focalizó en el distrito de Huepetuhe (60.56 km²), mientras que la agricultura tuvo una mayor incidencia en los distritos de Tambopata e Iberia

(51 168.25 km²). La pérdida de bosques al final de la evaluación (2018) llegó a un máximo de 1698.63 km², y con variaciones en la distribución espacial (Fig. 3). En segundo lugar, si bien las pérdidas relacionadas con la agricultura y la minería de oro siguen una tendencia creciente (Fig. 2), han variado en intensidad según el periodo evaluado. En 2009 se observó un incremento considerable de la pérdida de bosque por la minería de oro y producto de esta actividad se generó el agua de disposición residual (154.01 km²), que alcanzó 401.78 km² en el 2018. Asimismo, la actividad no solo se focaliza en el distrito de Huepetuhe, también se concentra en los distritos de Inambari y Madre de Dios, con mayor incidencia en los sectores denominados La Pampa y Guacamayo, que vienen afectando la reserva Nacional Tambopata. La tendencia del incremento de áreas de extracción minera de oro respecto a periodos anteriores presenta la siguiente evolución: 12.10% en el periodo 1999-2004, 89.58% en 2004-2009, 20.86% en 2009-2014 y 104.99% en 2014-2018 (Fig. 2). En cuanto a áreas de agua de disposición residual producto de la actividad minera de oro se han incrementado en 45.17% para el periodo 2009-2014, y 125.68% para 2014-2018 (Fig. 2).

Por otro lado, la pérdida de bosque por agricultura representa una mayor extensión y se distribuye en mayor proporción en ambos lados de la margen del Corredor Vial Interoceánico Sur (Fig. 3), alcanzado para el 2018, 1296.85 km². Siendo el incremento de la deforestación por la actividad agrícola de 28.17% para el periodo 1999-2004, 3.99% para 2004-2009, 29.55% para 2009-2014, y 46.77% para los años 2014-2018 (Fig. 2).

En un contexto general, la cobertura boscosa presenta una tendencia decreciente en el área de estudio, de 28 041.41 km² en 1999 a 26 915.02 km² en el 2018. Por periodos de análisis, presenta: -0.54% para 1999-2004, -0.40% para 2004-2009, -0.87% para 2009-2014, y -2.31% en el periodo 2014-2018. La pérdida de bosque por la agricultura y minería de oro desde 1999 a 2018 representó un 14.08% y 3.06%, respectivamente (Fig. 2).

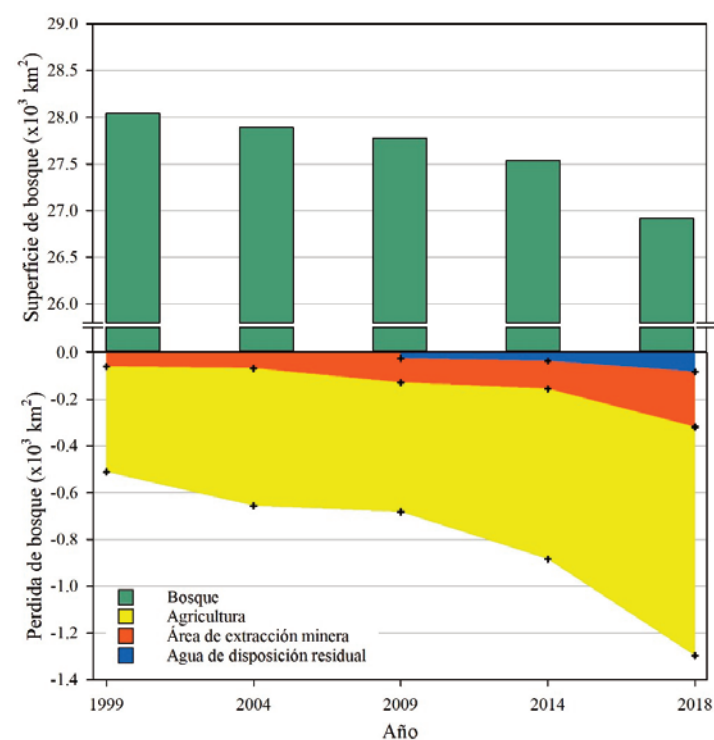


Figura 2. Dinámica de la pérdida de bosques según tipo de deforestación en el Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari), de 1999 a 2018, Madre de Dios – Perú.

Figure 2. Dynamics of forest loss according to type of deforestation in Section III of the South Interoceanic Road Corridor (Iñapari - Inambari), from 1999 to 2018, Madre de Dios - Peru.

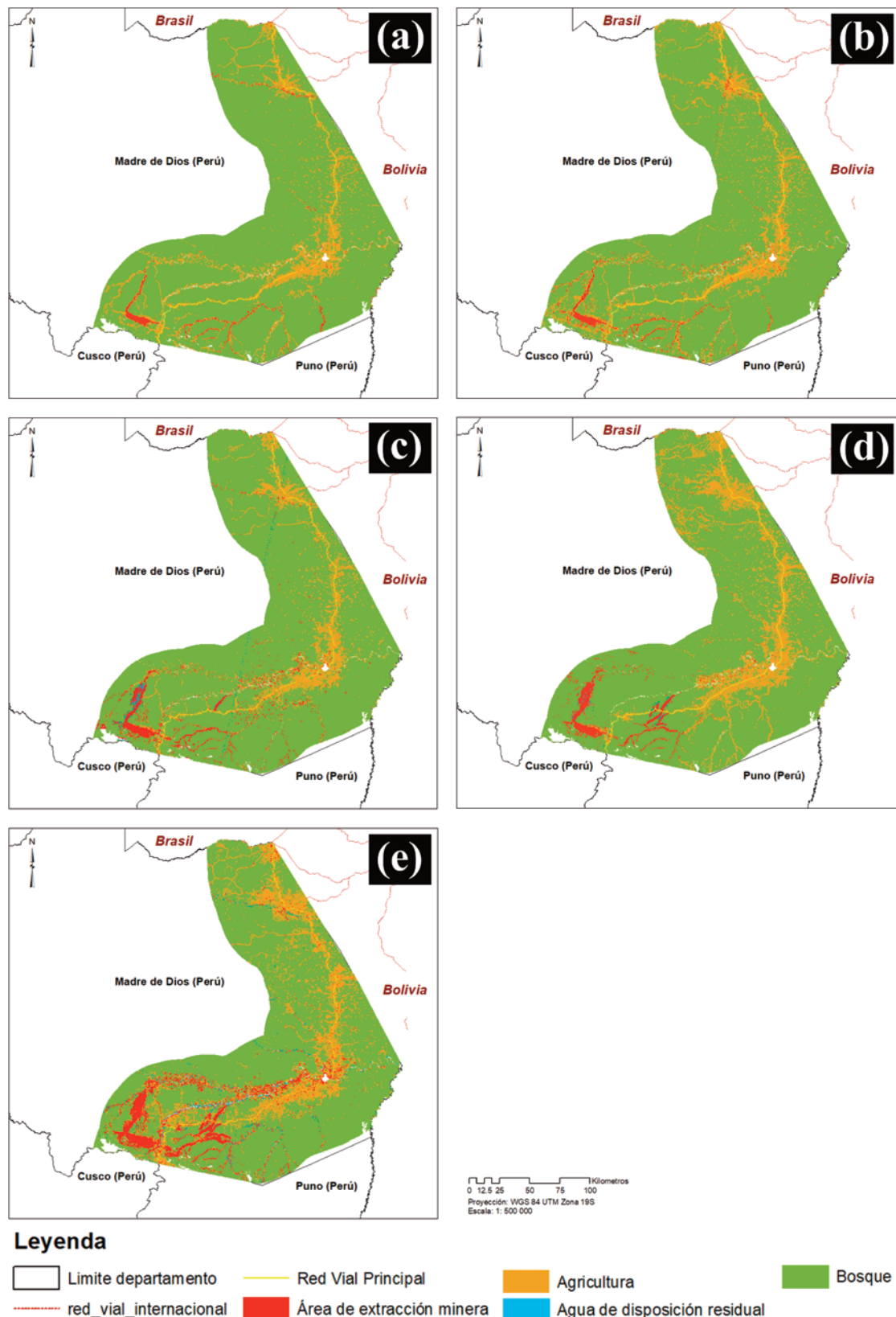


Figura 3. Clasificación supervisada Neural Net de las imágenes Landsat de los años 1999 (a), 2004 (b), 2009(c), 2014 (d), y 2018 (e) del Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari). Madre de Dios - Perú.

Figure 3. Neural Net supervised classification of Landsat images for the years 1999 (a), 2004 (b), 2009 (c), 2014 (d), and 2018 (e) of Section III of the South Interoceanic Road Corridor.

Tasa de pérdida de bosque (deforestación)

La pérdida de bosque relacionada con la agricultura y minería (minería aurífera y agua de disposición residual) ha variado en intensidad en cada periodo, desde un mínimo de 22.46 km²/año (-0.08%) en 2004-2009 a un máximo de 155.69 km²/año (-0.57%) en 2014-2018 (Tabla 3). Los resultados indican una tasa anual de

cambio (q) de -0.11% (30.29 km²/año) para el periodo 1999-2004, y -0.17% (47.97 km²/año) para el periodo 2009-2014 (Tabla 3).

Sin embargo, el análisis multitemporal de los periodos 1999-2018 muestra una tasa anual de deforestación de -0.21% (59.28 km²/año), promedio superior a los periodos 1999-2004, 2004-2009, y 2009-2014. Las mayores tasas se registraron en el periodo 2009-

2014 y 2014-2018, esto debido a la fuerte presión a los bosques (incluidas las ANP) por la agricultura, la minería aurífera, y producto de esta actividad el agua de disposición residual (**Tabla 3**).

Cambio de cobertura y uso del suelo

Los cambios de uso de suelo a través del monitoreo satelital (**Tabla 4 y Fig. 4**) destacan un cambio gradual en la pérdida de bosque debido a la agricultura y la minería. Los 5 periodos analizados de cambio de bosque mostraron un menor cambio en el periodo 2004-2009 con 286.17 km² y una máxima de 841.41 km² para el 2014-2018. La actividad que más aporta al cambio de cobertura (bosque) y uso del suelo es la agricultura con 95.31%, 75.00%, 85.63% y 72.90%, seguido por la minería de oro con 4.69%, 25.00%, 14.37%, y 27.10%, en ambos casos, corresponde a los periodos 1999-2004, 2004-2009, 2009-2014 y 2014-2018 (**Tabla 4**).

A nivel general, el cambio de bosque a otros usos es de 1288.78 km² (1999-2018), la agricultura es responsable del 74.47% y la minería es del 25.53%, a esto debe agregarse la persistencia de las áreas deforestadas en el periodo de análisis de cambio, que en promedio fueron 409.84 km². La cartografía de la pérdida de bosque producidos, así como los cambios producidos confirman una tendencia creciente considerable (**Fig. 4**). Esta dinámica, permitió que las áreas deforestadas se triplicaron desde 1999 hasta 2018 (**Fig. 2**). Sin embargo, existe una pequeña fracción de un tipo de cobertura con vegetación inicial, arbustiva y arbórea con diferentes periodos de abandono de la actividad minera y agrícola que vienen recuperándose, que representa aproximadamente el 12.60% de la conversión de bosque a deforestación (1999-2018), pero están expuestas a reingresos (**Tabla 4 y Fig. 4**).

Discusión

Los países de América Latina vienen siendo afectados por un serio problema de pérdida de bosque, en especial en la Amazonia, como la principal causa se atribuye a la falta de planificación del territorio, que ocasionan la concentración de tierras, expansión de la frontera agrícola, ganadería, minería, y la explotación económica

descontrolada (RAISG 2015; Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016a; Asner y Tupayachi 2017; Carvalho et al. 2019; RAISG 2020). De los nueve países que conforman la Amazonia, solo cinco tienen mayor proporción de área en la Amazonia respecto a su territorio; Guayana (98%), Guayana Francesa (96.5%), Surinam (90.1%), Perú (61%) y Venezuela (51%). Mientras que en proporción a la Amazonia (>7 000 000 km²) son; Brasil (60.3%), Perú (11.3%), Bolivia (6.87%) y Venezuela (6.73%). En este contexto, el ímpetu y la necesidad de desarrollar actividades económicas se contraponen con la conservación de la Amazonia. Más aun, considerando que en la cuenca Amazónica en general, en promedio, se deforesta aproximadamente a un ritmo de 70 km²/día, siendo Brasil el país con mayor pérdida (RAISG 2020). En cuanto a la Amazonia peruana, hasta el 2018 se deforestaron alrededor de 22 848.88 km² (MINAM 2020; RAISG 2020).

La amenaza de la deforestación en la Amazonia es la explotación de su inmensa riqueza, principalmente los recursos forestales, donde la conversión es frecuente para usos agrícolas, zonas de pastoreo, infraestructura vial, extracción de madera y la minería, sean legales o ilegales (Perz et al. 2016a; Postigo y Young 2016). La situación es similar en la Amazonia occidental del Perú, donde la deforestación se da en mayor proporción en la conversión de bosque para usos agrícolas y la minería de oro, esta última con una explosión de actividades focalizadas en la parte sur oeste de la región de Madre de Dios (Asner et al. 2013, 2014; Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016a; Asner y Tupayachi 2017). Nuestros resultados muestran la pérdida de bosque en términos de área afectada al año 2018, la tasa de deforestación y los cambios de usos de suelo en el tiempo evaluado. El área deforestada estimada (1698.63 km²) entre 1999 y 2018, y las causas que los impulsan, se asemejan a realidades de los países vecinos Amazónicos. Brasil, la región más grande del mundo con selva tropical continua, es uno de los países con las tasas más altas de pérdida de bosques (Cabral et al. 2018). La deforestación en la Amazonia brasileña está estrechamente relacionada con las políticas de colonización promovidas a principios de la década de 1960, el programa de inversión en infraestructura que propicio la construcción intensiva de carreteras,

Tabla 3. Tasa y porcentaje de pérdida de bosque (deforestación) anual promedio en el área de estudio.

Table 3. Average annual rate and percentage of forest lost (deforestation) in the study area.

Periodos	Tasa anual de deforestación (%) (q)	Deforestación total anual promedio (km ²) (r)
1999-2004	-0.11	30.29
2004-2009	-0.08	22.46
2009-2014	-0.17	47.97
2014-2018	-0.57	155.69
1999-2018	-0.21	59.28

Tabla 4. Cambio de uso de suelo del Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari), Madre de Dios - Perú.

Table 4. Change in land use in Section III of the South Interoceanic Road Corridor (Iñapari – Inambari), Madre de Dios - Peru.

Cambio de uso de suelo													
Años	PB (km ²)	PD (km ²)				BAD (km ²)				DAV* (km ²)			
		AEM	ADR	A	Total	AEM	ADR	A	Total	DAEM	DADR	DA	Total
1999-2004	27 724.00	69.20		337.07	406.28	14.90		302.53	317.42	2.69		163.26	165.95
2004-2009	27 603.78	53.89		355.96	409.86	50.64	20.89	214.6	286.17	7.38		306.46	313.84
2009-2014	27 381.94	97.66	21.49	421.02	540.17	60.29	16.67	458.73	535.69	31.05	3.81	121.00	155.86
2014-2018	26 696.39	147.44	32.91	676.86	857.21	167.32	60.72	613.36	841.41	8.12	3.82	206.71	218.65
1999-2018	26 752.65	53.21		356.63	409.84	250.81	78.17	959.80	1 288.78	7.34		155.04	162.38

PB: Persistencia de bosque, PD: Persistencia de deforestación, BAD: Bosque a deforestación, DAV: Deforestación a vegetación, AEM: Área de extracción minera, ADR: Agua de disposición residual, A: Agricultura, DAEM: De área de extracción minera, DADR: De agua de disposición residual, DA: De agricultura.

*Tipo de cobertura con vegetación inicial, arbustiva y arbórea con diferentes periodos de abandono, producto de la actividad minera y agrícola.

así como los incentivos fiscales para la agricultura, relacionadas con la ganadería y la agricultura a gran escala (Lipscomb y Prabakaran 2020). A partir del 2000, las industrias internacionales de carne y soja orientaron la política económica, y se convirtieron en uno de los principales motores de la deforestación y siguen siéndolo en la actualidad (Lipscomb y Prabakaran 2020). Las tasas de deforestación han cambiado mucho en los últimos cincuenta años, con aceleraciones en los años 90 y 2000, más altos en 1995 (29 059 km²/año) y 2004 (27 772 km²/año), y luego una caída progre-

siva a un mínimo histórico de 4571 km²/año en 2012 (INPE 2020; Silva-Junior et al. 2021). En 2013 se produjo una tendencia de reversión, con el valor más alto de los últimos ocho años registrado en 2016 (7893 km²/año), aunque las estimaciones para 2017 (6624 km²/año) y 2018 (7536 km²/año) son más alentadoras (INPE 2020). Por su parte, en la Amazonia ecuatoriana reportaron una de las mayores pérdidas de área de bosque primario, con 2100 km² entre 1990 y 2015, impulsada principalmente por la conversión a la agricultura (Morales-Hidalgo et al. 2015; Bonilla-Bedoya et al. 2018).

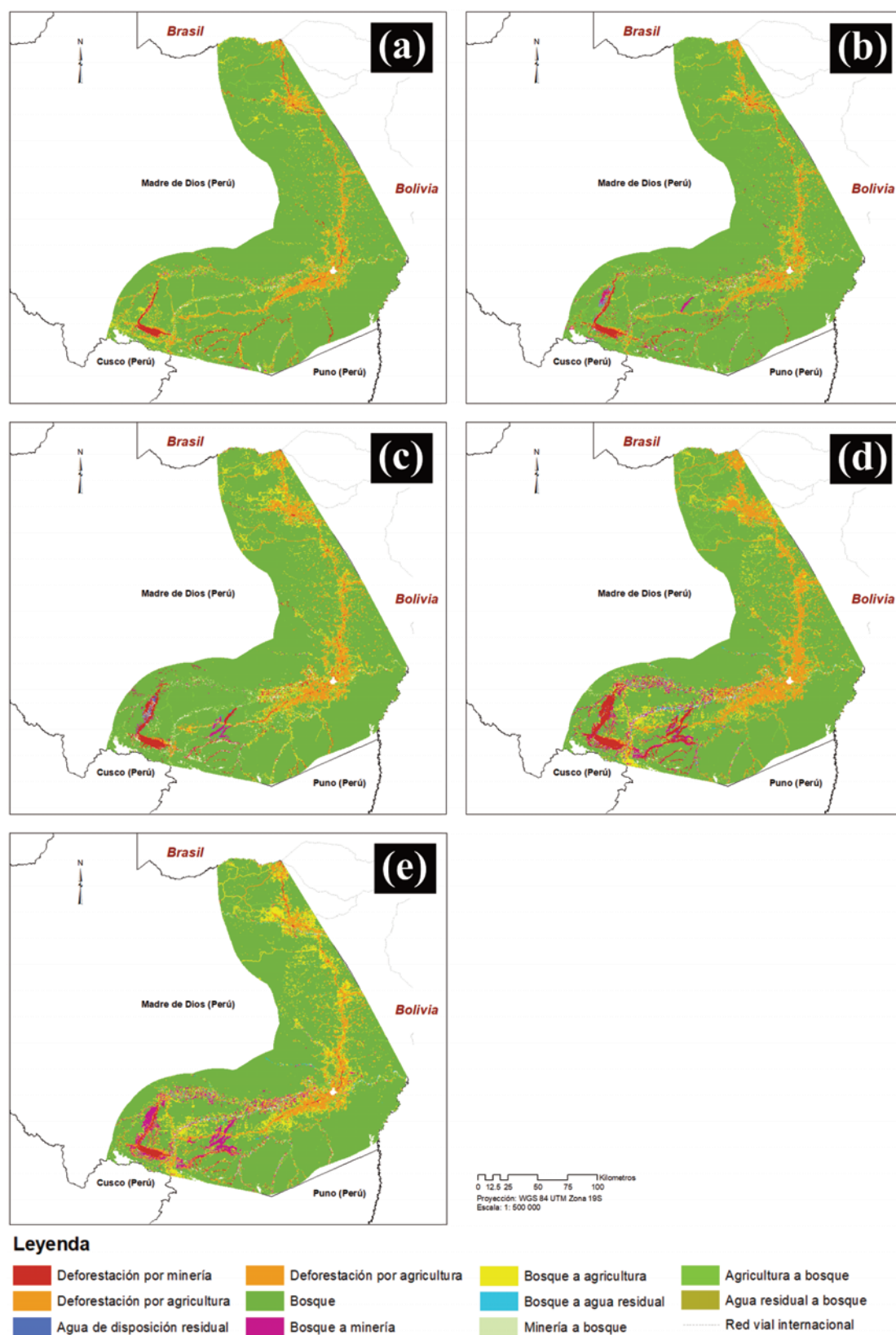


Figura 4. Cambio de cobertura de uso del suelo de los años 1999-2004 (a), 2004-2009 (b), 2009-2014 (c), 2014-2018 (d), y 1999-2018 (e) del Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari). Madre de Dios - Perú.

Figure 4. Change in land use coverage for the years 1999-2004 (a), 2004-2009 (b), 2009-2014 (c), 2014-2018 (d), and 1999-2018 (e) of the Tranche III of the South Interoceanic Road.

Por otro lado, la pérdida de bosques en la Amazonia boliviana en los últimos 18 años corresponde a un área aproximada a España, a una tasa promedio de 2000 km²/año (Andersen et al. 2017).

En cuanto a nivel nacional, los resultados se comparan a estimaciones del gobierno peruano y otras instituciones que desarrollan estudios en la región Madre de Dios. Por el ejemplo, MINAM (2020) estima 2097.33 km² en total de área deforestada para el 2018, aunque este valor corresponde a toda la región Madre de Dios, mientras que los resultados del presente estudio hacen referencia a un área menor, que corresponde a la influencia de los impactos indirectos del Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur. A su vez, Alarcón et al. (2016) determinaron 776.85 km² para el año 2013 de bosque deforestados (para uso agrícola, pastoreo, extracción de madera y minería de oro), con la diferencia que las estimaciones corresponden solo a una porción de nuestra área de estudio, la más impactadas de Madre de Dios. Otros estudios más detallados como Asner y Tupayachi (2017) mostraron 682.28 km² de bosque deforestados por la minería de oro, Swenson et al. (2011) cuantifican aproximadamente 155 km² en total para el 2009, si bien los valores difieren, esto se debería a la escala de trabajo y motores que causan la deforestación.

Con el monitoreo satelital, observamos un promedio de 59.28 km²/año de pérdida de bosque por la agricultura y la minería de oro entre 1999-2018, con una tasa anual de cambio de -0.21%. La pérdida de bosque por la agricultura supera a todas las otras fuentes de deforestación (Bax y Francesconi 2018; Bennett et al. 2018; Oliveira et al. 2019). Sin embargo, a nivel de sectores focalizados como los distritos de Huepetuhe, Madre de Dios, Inambari, Guacamayo y La Pampa, los impactos de la minería son más severos (Alarcón et al. 2016; Asner y Tupayachi 2017; Duff y Downs 2019; Kahhat et al. 2019; Moody et al. 2020). Si bien esta información es de conocimiento público, el gobierno no desarrolla políticas estrictas para combatir la agricultura migratoria y la minería de oro ilegal e insostenible en Madre de Dios (Scullion et al. 2014; Recanati et al. 2015; Bax y Francesconi 2018; Cortés-McPherson 2019; Goodman et al. 2019; Moody et al. 2020).

La pérdida de 1698.63 km² de bosque en 19 años (Fig. 2), parecen pequeñas en comparación a otras regiones amazónicas del Perú y de la cuenca amazónica (Bennett et al. 2018; Murad y Pearse 2018; Glinskis y Gutiérrez-Vélez 2019; López et al. 2020; RAISG 2020). Madre de Dios, capital de la biodiversidad del Perú y conocida mundialmente por su alta diversidad biológica, alberga diversas ANP como la Reserva Nacional Tambopata y el Parque Nacional del Manu (Dourojeanni 2002, 2019; Postigo y Young 2016; Asner y Tupayachi 2017). Sin embargo, la agricultura y la minería de oro representan un impacto directo y severo sobre los bosques y las ANP (Salo et al. 2016; Duff y Downs 2019; Oliveira et al. 2019; Ofosu et al. 2020). Esto debido a que la agricultura contribuye con la mayor pérdida de bosque con 1296.86 km² (76.35%) respecto a la minería de oro con 401.78 km² (23.65%). Según Tarazona y Miyasiro-López (2020) el incremento de la tasa de deforestación está asociada al aumento de la ganadería extensiva, incremento de cultivos agrícolas, tales como los monocultivos de papaya (*Carica papaya* L.), cacao (*Theobroma cacao* L.), soya (*Glycine max* L.) y arroz (*Oryza sativa* L.) como las más importantes, y que fueron evidenciados por otros investigadores (Recanati et al. 2015; Bennett et al. 2018; Ofosu et al. 2020). El incremento de la deforestación por la minería está relacionada con la crisis financiera mundial del 2008, que generó un aumento considerable del precio del oro en el mercado internacional (Swenson et al. 2011; Asner et al. 2013; Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016a; Salo et al. 2016; Duff y Downs 2019).

Por otro lado, a nivel histórico, la variación espacial de la pérdida de bosque está relacionada al nivel de accesibilidad, como carreteras, ríos y quebradas, usufructo de la tierra (agricultura, minería aurífera aluvial), tierras indígenas, y ANP. Hasta 1999, la pérdida de bosque se concentraba en el eje del Corredor Vial Interoceánico Sur, y en sectores específicos donde se desarrolla la minería de oro. Sin embargo, a partir de los periodos 2009-2014 y

2014-2018, se incrementa la agricultura y la minería de oro aluvial, esta última con mucha expansión en los sectores de Delta, Boca Colorado, Inambari, Río Malinowski, Guacamayo y La Pampa. Respecto al sector La Pampa, esta viene afectando a la Reserva Nacional Tambopata (Fig. 5). Lo indicado se asemeja a lo planteado por Southworth et al. (2011), que mediante un análisis multitemporal de la cobertura de la tierra en la región de Madre de Dios en Perú, Acre en Brasil y Pando en Bolivia (MAP) de 1986 a 2005, determinaron que la pérdida de bosque varía a lo largo de la frontera del MAP, con mayores tasas en Acre, seguida de Madre de Dios, y Pando con la tasa más baja. La distancia a las carreteras influye en las tasas de deforestación, en Acre influye en los bosques aproximadamente con 45 km hacia afuera, Madre de Dios con 18 km en promedio y con menor efecto al valor de la distancia en Pando. Por lo tanto, a mayor pavimentación de la carretera aumenta la conectividad, los flujos de personas y comercio, que aceleran la deforestación y cambio del paisaje (Perz et al. 2016b). Asimismo, Baraloto et al. (2015) contrastó los efectos de la distancia a la carretera sobre la deforestación en la frontera Amazónica Trinacional (MAP) y determina la débil relación entre la proximidad de la carretera y el valor del bosque. Los sectores más cercanos a la carretera presentan una cobertura más baja que las alejadas y las mayores tasas de pérdida de bosque Amazónico ocurren dentro de 5 km de caminos sin pavimentar (Baraloto et al. 2015).

En cuanto al cambio total de bosque a otros usos, en 19 años (1999-2018) alcanzó 1288.78 km², la agricultura fue la mayor responsable con el 74.47% (959.80 km²), mientras que la minería de oro deforestó el 25.53% (328.97 km²). A nivel de periodos, el cambio de cobertura boscosa a agricultura fue también la más determinante (Recanati et al. 2015; Postigo y Young 2016). Sin embargo, la minería de oro inicia un repunte a partir del 2004-2009, siendo responsable del 25% de cambio de cobertura, de igual manera para los años 2009-2014 y 2014-2018 con 14.37% y 27.10%, respectivamente (Tabla 4 y Figs. 3 y 4). El inicio y bases para estos cambios se dan entre los años 2001-2006, cuando el gobierno peruano planificó y supervisó la pavimentación de la Carretera Interoceánica (Alarcón et al. 2016). La pavimentación inminente incrementó el valor de las tierras que originó la expansión de cultivos y pastos, principalmente las más cercanas a la vía (Alarcón et al. 2016). Finalizada la pavimentación de la vía interoceánica en el 2010, y que se extiende a través de la región de Madre de Dios y el área de estudio, más el auge del oro por el alza del precio en el mercado internacional, se da comienzo a la pérdida de bosques más drástica e impactante causada anteriormente (Swenson et al. 2011; Alarcón et al. 2016). Esta infraestructura es la más importante vía de comunicación, pero también, uno de los motores principales de deforestación en Madre de Dios, esta conexión ha facilitado la inmigración a la región de otras regiones de país y de haber favorecido la expansión de la agricultura, la actividad minera, y la explotación forestal (Swenson et al. 2011; Asner et al. 2013; Alarcón et al. 2016).

La realidad de la pérdida de bosques en países Amazónicos como Brasil y Bolivia, no difiere demasiado, la agricultura y la ganadería extensiva siguen siendo los principales impulsores de la deforestación (Lipscomb y Prabakaran 2020). Sin embargo, la actividad minera (minería artesanal a pequeña escala) en Brasil juegan un papel importante en la pérdida de bosques amazónicos, los cuales se extienden más allá de la zona de extracción. Los impactos indirectos fuera de la zona de extracción causaron el 9% de pérdida de bosques entre 2005 y 2015, siendo 12 veces que las minas (Silqueira-Gay et al. 2020). A nivel local, nuestros resultados se aproximan a los reportados por otros estudios, donde a nivel de sectores focalizados; distrito de Huepetuhe, Madre de Dios e Inambari, con mayor impacto en los Sectores de La Pampa y Guacamayo, en el que las áreas afectadas por la minería de oro son mayores (Perz et al. 2013; Alarcón et al. 2016; Postigo y Young 2016).

A nivel del gobierno del Perú, se viene tratando de controlar el crecimiento de la deforestación a través de la implementación ejes prioritarios, como la gestión integral del territorio, fortalecer la institucionalidad y gobernanza, la producción sostenible y la lucha con-

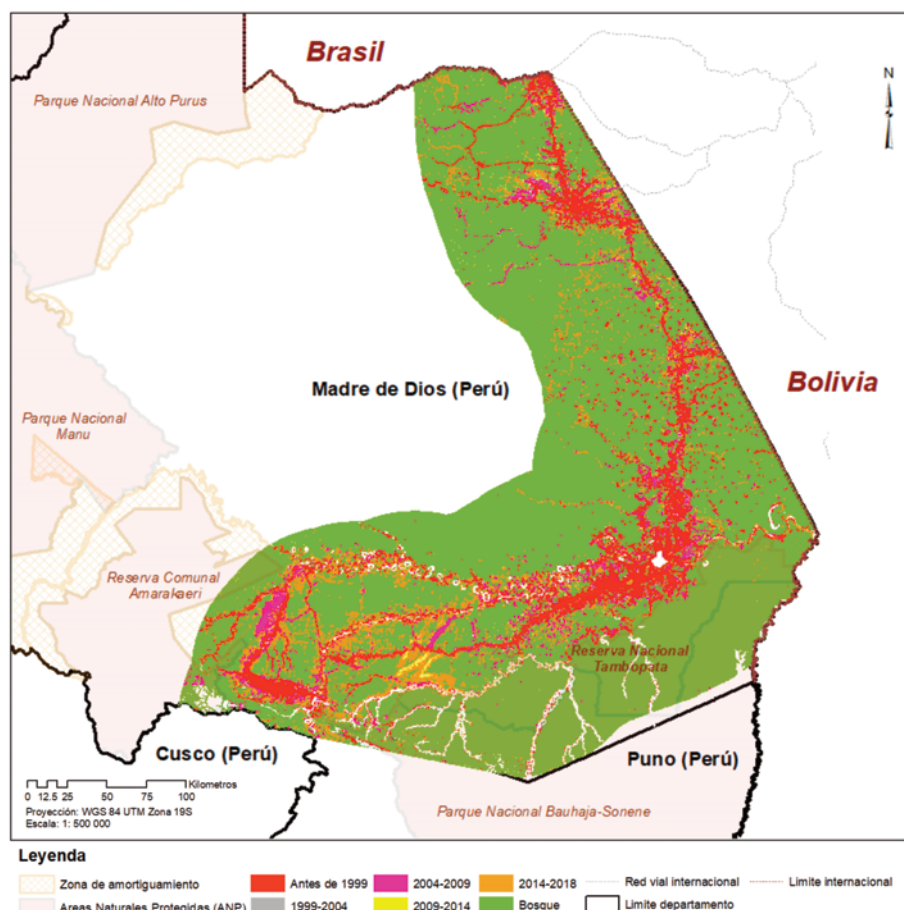


Figura 5. Pérdida de bosque en el sureste de la Amazonia peruana entre los años 1999 al 2018, Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur (Iñapari – Inambari). Madre de Dios.

Figure 5. Forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon between 1999 and 2018, Section III of the South Interoceanic Road Corridor (Iñapari - Inambari). Madre de Dios.

tra las actividades económicas ilegales (Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016b; Postigo y Young 2016). Sin embargo, en la práctica estos han demostrado ser ineficientes. La zonificación ecológica económica y el ordenamiento territorial se contraponen con instrumentos de gestión territorial sectoriales (Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016b; Postigo y Young 2016). Además, la lucha contra la minería ilegal viene siendo un fracaso debido a que las interdicciones realizadas por el gobierno no han frenado el mayor avance de la minería, afectando incluso a áreas naturales protegidas. A pesar de ello, pensamos que una correcta aplicación de las normas, monitoreo ambiental de la Amazonia a través de sensores remotos y con una voluntad política gubernamental se puede disminuir la pérdida de bosque en Madre de Dios (Alarcón et al. 2016; Perz et al. 2016b; Postigo y Young 2016; Tarazona y Miyasiro-López 2020).

Nuestros resultados destacan la importancia del monitoreo de la pérdida de bosque en la Amazonia utilizando sensores remotos. A diferencia de otros estudios, analizamos todos los patrones antrópicos que generan la deforestación, precisando datos históricos y cambios del bosque a otros usos en periodos claves. También, los resultados contribuirán a la gestión ambiental del territorio de Madre de Dios, con la finalidad de plantear estrategias de solución actual y escenarios prospectivos. La precisión dependerá de la escala de trabajo y la resolución de las imágenes. En este sentido, la serie original de satélites de la NASA diseñada específicamente para el monitoreo del cambio de la cubierta terrestre (Landsat), proporcionan a nuestro conocimiento el mejor método disponible para monitorear la deforestación y degradación de los bosques a escala global. A ello, debemos sumar el aporte del Instituto Nacional de Investigación Espacial (INPE) del Gobierno Federal de Brasil a través de los sensores CBERS, la Agencia Espacial Europea (ESA) con los sensores Sentinel, y la empresa Planet con el sensor PlanetScope, disponibles de manera gratuita, aunque esta última con ciertas restricciones en cuanto a superficie.

Conclusiones

Madre de Dios es reconocida mundialmente por su alta biodiversidad, y por consiguiente es y seguirá siendo una frontera atractiva para ser ocupada y explotada durante muchos años. Se encontró que en 19 años (1999 a 2018) se perdieron 1698.63 km² de bosque, con una tasa anual de 59.28 km²/año. La pérdida de bosque más intensa fue en el periodo 2014-2018, con una tasa anual de 155.69 km²/año, más del doble del periodo total. En cuanto al cambio de cobertura y uso de suelo, 1288.78 km² en 19 años, la agricultura fue responsable de la mayor proporción con 959.80 km² (74.47%), mientras que la minería de oro aportó 328.97 km² (25.53%). Nuestros resultados sugieren que la agricultura es el primer impulsor de pérdida de bosques. Aunque, en sectores focalizados como el distrito de Huepetuhe, Madre de Dios, Inambari, y las zonas de La Pampa y Guacamayo, la pérdida de bosque es mayor y más impactante por la minería de oro.

Contribución de los autores

Gabriel Alarcón: Conceptualización, metodología, análisis formal, redacción de borrador original. Rembrandt Canahuire: Investigación y validación. Felipe Guevara: Redacción de borrador original. Liset Rodríguez: Investigación y validación. Luis Gallegos: Investigación, metodología y validación. Jorge Garate-Quispe: Redacción – revisión, edición y visualización.

Financiación

Los autores agradecen al Vicerrectorado de Investigación (VRI) de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD) por el financiamiento de la presente investigación, aprobada con resolución N° 010-2018-UNAMAD-VRI.

Referencias

- Alarcón, G., Díaz, J., Vela, M., García, M., Gutiérrez, J. 2016. Deforestación en el sureste de la amazonia del Perú entre los años 1999-2013; caso Regional de Madre de Dios (Puerto Maldonado-Inambari). *Journal of High Andean Research* 18: 319-330.
- Andersen, L., Groom, B., Killick, E., Ledezma, J., Palmer, C., Weinhold, D. 2017. Modelling Land Use, Deforestation, and Policy: A Hybrid Optimisation-Heterogeneous Agent Model with Application to the Bolivian Amazon. *Ecological Economics* 135: 76-90.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Martín, R.E., Tupayachi, R., Anderson, C.B., Mascaro, J., Sinca, F. et al. 2014. Targeted carbon conservation at national scales with high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: E5016-E5022.
- Asner, G.P., Llactayo, W., Tupayachi, R., Luna, E.R. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 18454-18459.
- Asner, G.P., Tupayachi, R. 2017. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters* 12: 094004.
- Baraloto, C., Alverga, P., Quispe, S., Barnes, G., Chura, N., da Silva, I.B., Castro, W. et al. 2015. Effects of road infrastructure on forest value across a tri-national Amazonian frontier. *Biological Conservation* 191: 674-681.
- 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.
- Bennett, A., Ravikumar, A., Paltán, H. 2018. The Political Ecology of Oil Palm Company-Community partnerships in the Peruvian Amazon: Deforestation consequences of the privatization of rural development. *World Development* 109: 29-41.
- Bonilla-Bedoya, S., Estrella-Bastidas, A., Molina, J.R., Herrera, M.Á. 2018. Socioecological system and potential deforestation in Western Amazon forest landscapes. *Science of The Total Environment* 644: 1044-1055.
- Cabral, A.I.R., Saito, C., Pereira, H., Laques, A.E. 2018. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. *Applied Geography* 100: 101-115.
- Carvalho, W.D., Mustin, K., Hilário, R.R., Vasconcelos, I.M., Eilers, V., Fearnside, P.M. 2019. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17: 122-130.
- Chuvieco, E., Hantson, S. 2010. *Plan Nacional de Teledetección de Media Resolución Procesamiento estándar de imágenes Landsat Documento técnico de algoritmos a aplicar*. 1.ª ed. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, España.
- Cortés-McPherson, D. 2019. Expansion of small-scale gold mining in Madre de Dios: 'capital interests' and the emergence of a new elite of entrepreneurs in the Peruvian Amazon. *The Extractive Industries and Society* 6: 382-389.
- Diringer, S.E., Berky, A.J., Marani, M., Ortiz, E.J., Karatum, O., Plata, D.L., Pan, W.K., Hsu-Kim, H. 2019. Deforestation Due to Artisanal and Small-Scale Gold Mining Exacerbates Soil and Mercury Mobilization in Madre de Dios, Perú. *Environmental Science and Technology* 51: 286-296.
- Dourojeanni, M. 2019. Esbozo de una nueva política forestal peruana. *Revista Forestal del Perú* 34: 4-20.
- Dourojeanni, M. 2006. *Estudio de caso sobre la carretera interoceánica en la Amazonía Sur del Perú*. Conservación Internacional Perú, Lima, Perú.
- Dourojeanni, M. 2002. Impactos socioambientales probables de la carretera transoceánica (Río Branco-Puerto Maldonado-Ilo) y la capacidad de respuesta del Perú. *Boletín CF+* S 19: 1-12.
- Dourojeanni, M. 2014. Ocupación humana y áreas protegidas de la Amazonia del Perú. *Ecología Aplicada* 13: 225-232.
- Dourojeanni, M.J., Gómez, A., Dourojeanni, A. 2009. *Amazonía peruana en 2021: explotación de recursos naturales e infraestructura: ¿Qué está pasando? ¿Qué es lo que significa para el futuro?* ProNaturaleza - Fundación Peruana para la Conservación de la Naturaleza, Lima, Perú.
- Duff, P.M., Downs, T.J. 2019. Frontline narratives on sustainable development challenges/opportunities in the 'illegal' gold mining region of Madre de Dios, Peru: Informing an integrative collaborative response. *The Extractive Industries and Society* 6: 552-561.
- Felde, G.W., Anderson, G.P., Cooley, T.W., Matthew, M.W., Berk, A., Lee, J. 2003. Analysis of Hyperion data with the FLAASH atmospheric correction algorithm. En *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, pp. 90-92. IEEE, Toulouse, France.
- 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.
- Glinskis, E.A., Gutiérrez-Vélez, V.H. 2019. Quantifying and understanding land cover changes by large and small oil palm expansion regimes in the Peruvian Amazon. *Land Use Policy* 80: 95-106.
- Goodman, R.C., Harman Aramburu, M., Gopalakrishna, T., Putz, F.E., Gutiérrez, N., Mena Alvarez, J.L., Aguilar-Amuchastegui, N., Ellis, P.W. 2019. Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 439: 18-27.
- Holdridge, L. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica.
- IDEAM 2010. *Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia escala 1: 100.000*. Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá, Colombia.
- INEI 2017. *Magnitud y Crecimiento Poblacional*. Instituto Nacional de Estadística e Informática - INEI, Lima, Perú.
- INPE 2020. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite. Disponible en: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br>.
- Jensen, J. 2015. Change Detection. En: *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*, pp. 501-555. Pearson Education, Glenview, EE.UU.
- Kahhat, R., Parodi, E., Larrea-Gallegos, G., Mesta, C., Vázquez-Rowe, I. 2019. Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian Amazon rainforest. *Science of The Total Environment* 662: 940-951.
- Lesschen, J., Verburg, P., Staal, S. 2005. *Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*. International Livestock Research Institute and LUCC Focus 3 Office Department of Environmental Sciences Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Lipscomb, M., Prabakaran, N. 2020. Property rights and deforestation: Evidence from the Terra Legal land reform in the Brazilian Amazon. *World Development* 129: 104854.
- López, S., López-Sandoval, M.F., Gerique, A., Salazar, J. 2020. Landscape change in Southern Ecuador: An indicator-based and multi-temporal evaluation of land use and land cover in a mixed-use protected area. *Ecological Indicators* 115: 106357.
- MINAM 2020. *Bosque y pérdida de bosque del Perú*. Ministerio del Ambiente (MINAM). Lima, Perú.
- Moody, K.H., Hasan, K.M., Ajlic, S., Blakeman, V.M., Hicks, L.P., Loving, D.C., Moore, M.E. et al. 2020. Mercury emissions from Peruvian gold shops: Potential ramifications for Minamata compliance in artisanal and small-scale gold mining communities. *Environmental Research* 182: 109042.
- Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S., Somanathan, E. 2015. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 68-77.
- MSAR. 2013. Implementación del mecanismo para Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación - REDD+ en Madre de Dios. *Mesa de Servicios Ambientales y REDD MSAR*.
- Murad, C.A., Pearse, J. 2018. Landsat study of deforestation in the Amazon region of Colombia: Departments of Caquetá and Putumayo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 11: 161-171.
- Ofose, G., Dittmann, A., Sarpong, D., Botchie, D. 2020. Socio-economic and environmental implications of Artisanal and Small-scale Mining (ASM) on agriculture and livelihoods. *Environmental Science and Policy* 106: 210-220.
- Oliveira, A.S., Soares-Filho, B.S., Costa, M.A., Lima, L., Garcia, R.A., Rajão, R., Carvalho-Ribeiro, S.M. 2019. Bringing economic development for whom? An exploratory study of the impact of the Interoceanic Highway on the livelihood of smallholders in the Amazon. *Landscape and Urban Planning* 188: 171-179.
- Perz, S., Castro, W., Rojas, R., Castillo, J., Chávez, A., García, M., Guadalupe, Ó. et al. 2016a. La amazonia como un sistema socio-ecológico: Las dinámicas de cambios complejos humanos y ambientales

- en una frontera trinacional. En Postigo, J., Young, K. (eds.), *Naturaleza y sociedad: Perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en América Latina*, pp. 444. Desco, IEP e INTE-PUCP, Lima-Perú.
- Perz, S., Espin, J., Castillo, J., Chavez, A., Rojas, R., Barnes, G. 2016b. Ideal type theories and concrete cases in land science: A multi-step appraisal of the evolutionary theory of land rights in Madre de Dios, Peru. *Land Use Policy* 58: 9-20.
- Perz, S., Qiu, Y., Xia, Y., Southworth, J., Sun, J., Marsik, M., Rocha, K. et al. 2013. Trans-boundary infrastructure and land cover change: Highway paving and community-level deforestation in a tri-national frontier in the Amazon. *Land Use Policy* 34: 27-41.
- Postigo, J., Young, K. 2016. En *Naturaleza y sociedad. Perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en América Latina*. Desco, IEP e INTE-PUCP. Lima, Perú.
- Puyravaud, J. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177: 593-596.
- RAISG 2015. *Deforestación en la Amazonía (1970-2013)*. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/282647885_Deforestacion_en_la_Amazonia_1970_-_2013
- RAISG 2020. *Destrucción del Amazonas: las principales amenazas para la mayor selva tropical del mundo en los 9 países que la comparten (2001-2018)*. BBC News Mundo. Disponible en: <https://www.bbc.com/mundo/noticias-america-latina-51377234>
- Recanatì, F., Allievi, F., Scaccabarozzi, G., Espinosa, T., Dotelli, G., Saini, M. 2015. Global Meat Consumption Trends and Local Deforestation in Madre de Dios: Assessing Land Use Changes and other Environmental Impacts. *Procedia Engineering* 118: 630-638.
- Recanatì, F., Guariso, G. 2018. An optimization model for the planning of agroecosystems: Trading off socio-economic feasibility and biodiversity. *Ecological Engineering* 117: 194-204.
- Richards, J.A., Richards, J.A. 1999. *Remote sensing digital image analysis*. Springer.
- Rumelhart, D.E., McClelland, J.L., PDP Research Group. 1987. *Parallel distributed processing*. MIT press Cambridge, Cambridge, EE.UU.
- Salo, M., Hiedanpää, J., Karlsson, T., Cárcamo Ávila, L., Kotilainen, J., Jounela, P., Rumrill García, R. 2016. Local perspectives on the formalization of artisanal and small-scale mining in the Madre de Dios gold fields, Peru. *The Extractive Industries and Society* 3: 1058-1066.
- Scullion, J.J., Vogt, K.A., Sienkiewicz, A., Gmur, S.J., Trujillo, C. 2014. Assessing the influence of land-cover change and conflicting land-use authorizations on ecosystem conversion on the forest frontier of Madre de Dios, Peru. *Biological Conservation* 171: 247-258.
- Silva-Junior, C., Pessôa, A., Carvalho, N., Reis, J., Anderson, L., Aragão, L. 2021. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology and Evolution* 5: 144-145.
- Siqueira-Gay, J., Sonter, L., Sánchez, L. 2020. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy* 67: 101662.
- Soto-Benavente, M., Rodríguez-Achata, L., Olivera, M., Arostegui, V., Colina, C., Garate-Quispe, J. 2020. Riesgos para la salud por metales pesados en productos agrícolas cultivados en áreas abandonadas por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Scientia Agropecuaria* 11: 49-59.
- Southworth, J., Marsik, M., Qiu, Y., Perz, S., Cumming, G., Stevens, F., Rocha, K. et al. 2011. Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. *Remote Sensing* 3: 1047-1066.
- 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: e18875.
- 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.
- Tubbeh, R. 2019. *Naturaleza y sociedad: perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en América Latina* ed. by Julio C. Postigo y Kenneth R. Young. *Journal of Latin American Geography* 18: 224-226.
- USGS, U.S.G.S. 2018. Earth Resources Observation and Science Center, GLOVIS.
- Velásquez-Ramírez, M.G., Barrantes, J.A.G., Thomas, E., Gamarra Miranda, L.A., Pillaca, M., Tello Peramas, L.D., Bazán Tapia, L.R. 2020. Heavy metals in alluvial gold mine spoils in the peruvian amazon. *CATENA* 189: 104454.
- Wang, D., Ma, R., Xue, K., Loiselle, S.A. 2019. The assessment of Landsat-8 OLI atmospheric correction algorithms for inland waters. *Remote Sensing* 11: 169.
- Weinstein, B.G., Marconi, S., Bohlman, S., Zare, A., White, E. 2019. Individual tree-crown detection in RGB imagery using semi-supervised deep learning neural networks. *Remote Sensing* 11: 1309.
- Zinngrebe, Y. 2016. Learning from local knowledge in Peru—Ideas for more effective biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation* 32: 10-21.