

Bosques de la Región Amazónica Ecuatoriana: ¿Qué nos dicen las cifras de deforestación de los últimos 15 años?

Borja María Olga¹, Aragón-Osejo José², Josse Carmen³

1 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
maolgaborja@gmail.com

2 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
sig@ecociencia.org

3 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
carmenjosse@ecociencia.org

RESUMEN

El bosque de la cuenca del Río Amazonas, bosque tropical continuo más extenso del mundo, almacena grandes cantidades de carbono, alberga pueblos indígenas y colonos, y provee servicios ecosistémicos de importancia global. A pesar de varias iniciativas, la deforestación, una de las principales fuentes de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, continúa sin disminución. Los análisis indican que la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE) ha perdido 1.1% de sus bosques en el último quinquenio 2010-2015, lo que implica una reducción de la deforestación con respecto al quinquenio anterior 2005-2010 de -12%, tendencia similar a la de la Cuenca Amazónica. El análisis demuestra que existió una reducción de la deforestación en Territorios Indígenas (TI, -16%) y en Áreas Naturales Protegidas (ANP, -3%), mientras que en áreas de ANP sin solapamiento con TI ha aumentado (+18%), contrario a la tendencia general. En áreas de solapamiento entre ANP y TI la deforestación ha disminuido (-35%) al igual que en las áreas fuera de ANP y/o TI (-15%).

La preocupación frente a este tema ha convocado la participación de organizaciones científicas en el desarrollo de metodologías para generar información estandarizada sobre las dinámicas de la pérdida de bosque a nivel panamazónico. En este marco, EcoCiencia, como parte de la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), ha producido análisis quinquenales de deforestación (2000-2015) para la RAE, mediante un protocolo metodológico compartido por los 9 países de la cuenca, basados en clasificación de imágenes satelitales y herramientas de procesamiento en la nube.

Palabras clave: **Cuenca Amazónica, deforestación, sensores remotos.**

ABSTRACT

The Amazon River Basin Forest, the world's largest continuous tropical forest, stores large amounts of carbon, shelters indigenous peoples and settlers, and provides ecosystem services of global significance. Despite several initiatives, deforestation, which represents one of the main sources of anthropogenic emissions of greenhouse gases, continues unabated at the global level. Our analysis indicates that the Ecuadorian Amazonian Region (RAE) has lost 1.1% of its forests in the last five years 2010-2015, which implies a -12%

reduction of deforestation in relation to the previous five-year period 2005-2010, a trend similar to that of the Amazon basin. The analysis of deforested areas between these five-year periods shows that deforestation declined within Indigenous Territories (-16%) and within Natural Protected Areas (-3%). However, this latter value combines a decrease in deforestation in areas of overlap between ANP and IT (-35%) and an increase in ANP areas without overlap with IT (+18%). The areas outside ANP and / or IT had a decrease of -15%.

Concern about this issue has called for the active participation of scientific organizations in the development of methodologies to understand and generate standardized information on the dynamics of forest loss at the Pan-Amazonian level. Within this framework, EcoCiencia Foundation, as part of the RAISG, has produced deforestation analyzes for three five-year periods from 2000 to 2015 for the RAE through a methodological protocol shared by the 9 countries of the basin, based on automated classification of satellite imagery and, more recently, cloud processing tools.

Keywords: Amazon basin, deforestation, remote sensing.

I. INTRODUCCIÓN

La Cuenca Amazónica es un espacio de inmensa riqueza cultural y ambiental. Como la define la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), comprende alrededor de 7.78*106 km² y es compartida por 9 países (Brasil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Guayana Francesa, Guyana, Perú, Surinam y Venezuela). Esta extensión cubre un rango altitudinal que va desde 0 hasta aproximadamente 5690 m.s.n.m. (Jarvis, Reuter, Nelson, & Guevara, 2008), con precipitaciones entre 1500 y 3000 mm anuales (Salati & Vose, 1984). La Amazonía alberga a más de 300 nacionalidades indígenas (RAISG, 2017), cuyos territorios cubren 27.5% del bioma (RAISG, 2016a). Para estos habitantes, como para el resto del mundo, la Amazonía provee una amplia variedad de Servicios Ecosistémicos (SE), algunos relacionados con la provisión de aire puro, agua, alimentos, la regulación hidrológica y otros con aspectos culturales y de identidad (Cuenca, Arriagada, & Echeverría, 2016; Kaphengst et al., 2014; McAlpine & Wotton, 2009). El territorio integra países con procesos históricos semejantes de colonización y transformación de la región amazónica.

Incrementos en la pérdida de este bosque por deforestación podrían provocar procesos de erosión, alteración del balance de calor atmosférico y evapotranspiración, reducción de las precipitaciones, con implicaciones climáticas regionales y globales, entre otros cambios que no se pueden prever (Salati & Vose, 1984). La alteración de la cuenca tendría consecuencias en el Cambio Climático (CC) de origen antropogénico, tema que concita la atención mundial. La perspectiva de un deterioro ambiental que comprometa la sobrevivencia del humano ha enfocado los esfuerzos por su mitigación mediante la reducción de emisiones de los gases de efecto invernadero, causados por la deforestación y degradación que liberan a la atmósfera el carbono almacenado en los bosques, por lo se ha dado mucha importancia a la protección de los remanentes de bosque y el equilibrio ecológico. Para analizar la Cuenca Amazónica es necesario entenderla desde una perspectiva panamazónica, donde se la considere en toda su extensión.

La preocupación por la Cuenca Amazónica se manifiesta en la discusión manejada a nivel internacional. En 2005 la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de las Naciones Unidas menciona el éxito de alrededor de 100,000 Áreas Naturales Protegidas (ANP) en la disminución del proceso de degradación de los SE y de la biodiversidad (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La importancia dada al mecanismo de las ANP se ratifica en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD), que los países de la Cuenca Amazónica han firmado y ratificado. En la edición de 2010 de la Conferencia de las Partes (COP) del Convenio sobre la Diversidad Biológica (máximo

órgano del CBD) se propuso la denominada meta 11 de AICHI: “para 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de las aguas interiores y el 10% de las zonas marinas y costeras, especialmente las que revisten particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se habrán conservado por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados, y de otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y estas estarán integradas a los paisajes terrestres y marinos más amplios” (Convention on Biological Diversity, 2010).

Los objetivos de conservación de las ANP amazónicas se ven complementados por los Territorios Indígenas (TI), que, sin ser unidades legales de conservación, han venido cumpliendo un rol de protección de los bosques que en ellos se encuentran, funcionando como fronteras humanas a la expansión de la deforestación (Nepstad et al., 2006), efecto que se ve potencializado cuando los derechos sobre la tenencia de esas tierras han sido asegurados (Ding et al., 2016; Nagendra, 2007; Sunderlin, Larson, & Cronkleton, 2009). En el caso de los TI, la participación de los pueblos indígenas en formas exitosas de gobernanza con respecto a la conservación de bosques se ha debatido en diferentes espacios, en vista de la particular relación que tienen con sus tierras, y de sus prácticas tradicionales agroforestales y de subsistencia (Bremner & Lu, 2006; Davis & Wali, 1994; OEA, 2010; Roldán, 2004). Las diferentes organizaciones indígenas han estado presentes cada vez más en las COP, particularmente en las del Convenio Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático, y son consideradas parte fundamental en la discusión sobre políticas de REDD+. Particularmente con relación a su potencial de mitigación de cambio climático, se ha reconocido que los TI amazónicos almacenan un tercio del carbono total de la Cuenca Amazónica, cantidad mayor a aquella almacenada en los bosques de República del Congo o de Indonesia (Walker et al., 2014).

Estas unidades o categorías de protección (ANP y TI) son parte del análisis espacial de las dinámicas de pérdida del bosque que lleva adelante la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), de la cual la Fundación EcoCiencia forma parte junto con otras organizaciones de la sociedad civil de los diferentes países amazónicos.

Actualmente existen varias fuentes de datos sobre deforestación. Uno de los ejemplos más representativos a nivel global es el “Mapa Global de Alta Resolución del Siglo XXI de Cambio de la Cobertura de Bosque” (Hansen et al., 2013), que se generó a partir de imágenes Landsat 7 mediante el programa Google Earth Engine. Este mapa ha servido de referencia en diversidad de estudios sobre las dinámicas de deforestación debido

a su carácter global y accesibilidad, aunque se pueden dar discrepancias con otras fuentes de información. A nivel nacional, varios países tienen sus propios procesos de monitoreo de la deforestación. El Ministerio del Ambiente de Ecuador, mediante el Sistema Único de Información Ambiental, puso a disposición las coberturas de deforestación para los periodos 1990-2000, 2000-2008 y 2008-2014 (<http://mapainteractivo.ambiente.gob.ec/>) como fuente oficial de datos sobre deforestación. El mapa de Cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental 2013-2014, utilizado como insumo para las coberturas de deforestación mencionadas, se generó desde imágenes Landsat 8 y RapidEye (MAE-MAGAP, 2015).

Tradicionalmente, los esfuerzos de mapeo de la deforestación han implicado grandes inversiones en términos de recursos, personal y tiempo, sin embargo diferencias en la metodología, recursos y temporalidad de cada estudio se ven reflejadas en diferencias en los resultados. La RAISG, ha trabajado con el fin de alcanzar una mirada espacial panamazónica de los procesos de cambios que están sufriendo los bosques amazónicos. Los análisis de la RAISG permiten comparar los procesos de deforestación del Ecuador con respecto al resto de países. A nivel subnacional, el actual estudio reporta las dinámicas de deforestación tanto a nivel de la RAE, como dentro y fuera de territorios considerados como categorías de protección (TI y ANP).

Los objetivos del presente estudio son 1) reconstruir en mapas temáticos el proceso de deforestación ocurrido en la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE) a partir del año 2000, en periodos de cinco años (2000 a 2005, 2005 a 2010 y 2010 a 2015); 2) estimar la extensión de la deforestación tanto a nivel regional (RAE) como subregionalmente, empleando los TI y las ANP como unidades de análisis; y 3) estimar la precisión de los mapas temáticos generados.

II. MÉTODO

A. ÁREA DE ESTUDIO

En Ecuador la Amazonía se define oficialmente siguiendo el límite político-administrativo (provincias) y cubre 116.270 km², que representan 46,8% de la superficie del país (López-Acevedo, Aragón-Osejo, & Ulloa, 2015) y menos del 2% de la macrocuenca. Desde una perspectiva biogeográfica la Amazonía ecuatoriana empieza en las estribaciones de la Cordillera de los Andes, donde bosques transicionales andino-amazónicos ocurren a partir de los 1300 m.s.n.m. aproximadamente. En sus partes más bajas, la RAE puede llegar hasta los 150 m.s.n.m. Sin embargo, dentro de este territorio existen cordilleras propiamente amazónicas, cuyas cumbres pueden llegar a altitudes de hasta 3100 m.s.n.m. (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013b). La Amazonía ecuatoriana comprende 5 sectores biogeográficos y 22 ecosistemas que según el Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013a), incluyen arbustales, bosques inundables e inundados, vegetación lacustre, bosque semidecídulo, bosque siempreverde de penillanura, de llanura, montano, piemontano, bosques sobre mesetas de areniscas de la Cordillera del Cóndor y herbazales inundables y montanos. Estos bosques se caracterizan por ser bosques densos y con altos niveles de diversidad y endemismo. La topografía varía, de plana en el Este a escarpada, conforme se aproxima a la Cordillera de los Andes al Oeste y en sus cordilleras. Para este estudio se utiliza el límite biogeográfico, mostrado en la Figura 1 junto con el límite político-administrativo, junto con áreas de TI, ANP y zonas de solapamiento entre ambos.

El presente documento reporta resultados de análisis únicamente con respecto a la porción ecuatoriana, utilizando la metodología RAISG para monitoreo de deforestación. La RAISG ha desarrollado protocolos y metodologías para la recopilación de información sobre los temas de mayor relevancia en las dinámicas de pérdida del bosque amazónico y la generación de información (detección y mapeo) de deforestación empleando una metodología estandarizada y compartida para los 9 países de la cuenca amazónica. La base de datos de la RAISG recopila la información más reciente en cada país de presiones y amenazas sobre los bosques (e.g. minería, petróleo, vías, fuego). La información compilada y generada ha sido difundida mediante publicaciones referentes al estado de la cuenca amazónica en diversos temas tales como mapas de avance de la deforestación, atlas de presiones y amenazas en la Amazonía, los procesos históricos de creación de ANP y reconocimiento de TI, y contenido de carbono en estos territorios (todos disponibles para descarga en su página web www.amazoniasocioambiental.org).

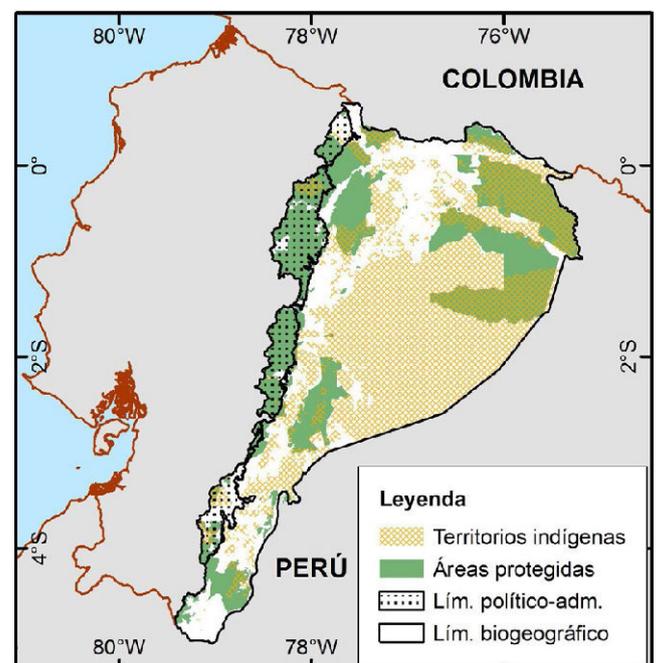


Figura 1: Mapa del área de estudio o RAE.

B. MATERIALES

Empleamos 105 imágenes satelitales del sensor Landsat Thematic Mapper 5 (TM), Landsat Enhanced Thematic Mapper (ETM+) con sus bandas multispectrales 1-5 y 7, y Landsat Operational Land Imager y Thermal Infrared Sensor (OLI/TIRS), con sus bandas 1-7 y 9-10 adquiridas entre 1998 y 2015, para las 11 escenas (path-row) Landsat que cubren la RAE. La resolución espacial de las imágenes es de 30 m, suficientemente fina para detectar cambios en el bosque menores a 1 ha (1 píxel Landsat = 0.09 ha aproximadamente). Se definieron los periodos de análisis 2000-2005, 2005-2010, 2010-2013 y 2013-2015, aunque posteriormente los resultados de estos dos últimos periodos fueron integrados en uno solo, con lo cual se uniformó el análisis a 3 quinquenios. Debido a la alta nubosidad de la zona se definió una ventana de búsqueda con rango mínimo y máximo de fechas a partir del cual se seleccionó aquella imagen o imágenes con la menor cobertura de nubes. Las imágenes de 2000, 2005 y 2010 fueron descargadas sin costo de las siguientes fuentes: Glovis (<http://glovis.usgs.gov/>) y EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). En el caso del

mapa 2015, las imágenes fueron accedidas a través del catálogo en Google Earth Engine (plataforma en la nube para análisis de imágenes de sensores remotos) y se compuso un mosaico anual (i.e. se generó una imagen compuesta por la mediana de los mejores píxeles de imágenes de ese año, de tal modo que píxeles con cobertura de nube fueron remplazados por la mediana de píxeles sin cobertura de nubes de otras imágenes), mejorando significativamente la cobertura de datos.

Adicionalmente, fueron empleadas imágenes de alta resolución capturadas desde Google Earth y georreferenciadas, de fechas de adquisición muy cercanas a las imágenes empleadas para realizar la estimación de la precisión de los datos 2000 a 2010. El método de procesamiento, interpretación y clasificación de series de datos espaciales y temporales Landsat empleado para este estudio se basa en aquel descrito en Souza Jr., Roberts, & Cochrane (2005), Souza Jr. & Siqueira (2013) y Souza Jr. et al. (2013).

Los análisis de categorías de conservación consideraron las coberturas oficiales de Patrimonio de Áreas Naturales del Estado, Bosques Protectores y del Subsistema Autónomo Descentralizado en el caso de ANP (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015), y la cobertura de Territorios Indígenas Amazónicos de EcoCiencia (Fundación EcoCiencia, 2015).

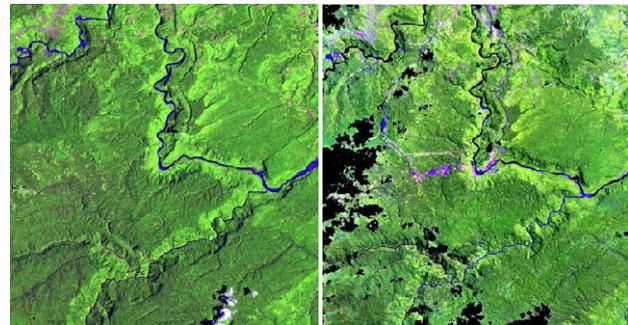
C. PROCESO METODOLÓGICO

La metodología usada se basa en el uso de Modelos de Mezcla Espectral (MME) que descomponen la mezcla espectral comúnmente encontrada en los valores de reflectancia de cada píxel de una imagen adquirida por sensores remotos, en fracciones de materiales puros, conocidos como endmembers (Souza & Siqueira, 2013). Un MME normaliza los datos al generar imágenes de fracciones que son comparables entre distintos sensores, evitando así dificultades relacionadas a valores de reflectancia de bandas que ocupan regiones espectrales diferentes y que no han sido intercalibradas (Souza & Siqueira, 2013). El Índice Normalizado de Diferencia de Fracción (Normalized Difference Fraction Index – NDFI) (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005) fue propuesto para realzar la señal de tala selectiva y quemadas, facilitando la identificación y detección de degradación forestal. Para ello integra fracciones derivadas de un modelo de mezcla espectral (MME) que hasta ese entonces habían sido usadas independientemente y que son esperadas en ambientes forestales como GV, NPV, Sombra y Suelo (Souza & Siqueira, 2013).

Este método ha sido aplicado exitosamente para bosques amazónicos brasileños (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005; Souza Jr., Roberts, & Monteiro, 2005) y fue integrado en un paquete de software desarrollado por el Instituto Imazon (Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, <http://imazon.org.br>) llamado ImgTools, junto con un algoritmo clasificador genérico (Souza & Siqueira, 2013). El ImgTools es un software escrito en IDL (Interactive Data Language, Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado) que integra una cadena de pasos fundamentales para el procesamiento y clasificación de imágenes satelitales con el fin de mapear cambios de cobertura forestal. Fue diseñado originalmente para apoyar el trabajo de Imazon en Brasil pero las fronteras de su aplicación han sido expandidas por una amplia comunidad de usuarios, entre ellos la RAISG.

Para el presente proyecto, bosque se define como un área de cobertura boscosa de dosel tupido, maduro y natural, existente en el área biogeográfica de la Amazonía ecuatoriana. Adicionalmente a la definición de bosque, cobertura forestal viene a ser definida por lo que puede ser detectado con sensores

remotos y clasificada como tal empleando las varias técnicas de procesamiento y clasificación de los datos. La cobertura boscosa y cambio en la misma fue mapeada. La detección de cambio se realizó en comparación al último mapa de deforestación actualizado, donde el año de línea base es 2000, actualizado al 2005, 2010, 2013 y actualmente al 2015.



a) 2002

b) 2015

Figura 2: La utilidad de las imágenes satelitales para la detección de deforestación se puede apreciar al comparar dos imágenes de un mismo sitio en diferentes fechas, en a) son áreas de bosque en 2002 (tonos verde) que en b) 2015 al ser deforestadas tras la construcción de la central hidroeléctrica Coca Codo Sinclair toman tonos de color violeta (zonas negras corresponden a falta de datos debido a nubosidad). (Imágenes Landsat, RGB: 543).

La deforestación es el efecto de diferentes fuentes de presiones existentes sobre los bosques, como pueden ser vías, minería, petróleo, fuegos, hidroeléctricas, etc. Para nuestros fines, definimos deforestación como un proceso continuo de conversión de tierras forestales a otros usos de la tierra, tales como pastizales, campos agrícolas, minería o áreas de expansión urbana donde se da una remoción casi total de la cobertura forestal original (Souza et al., 2013) (Figura 2).

La metodología empleada para este estudio, tiene la potencialidad de ser empleada para el mapeo simultáneo tanto de deforestación como de degradación forestal (Souza et al., 2013); sin embargo, como producto del esfuerzo regional panamazónico de la RAISG en el que se enmarca este estudio, la metodología fue aplicada para la totalidad del bioma amazónico para el mapeo de deforestación únicamente. La mayoría de las rutinas de la siguiente cadena de procesamiento se encuentran implementadas en el software ImgTools que para el mapa 2015 migró al code editor de Google Earth Engine.

a. Preprocesamiento

Las imágenes fueron corregistradas empleando las herramientas disponibles en el paquete comercial para visualización de imágenes ENVI 4.7 (Environment for Visualizing Images, Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado) con relación a la imagen referencial del año 2000, con el propósito de asegurar una alta correspondencia entre los píxeles de imágenes de distintos años. Un corregistro de alta precisión (i.e. error menor a 1 píxel) es un requisito esencial para la detección de cambio de coberturas en sets temporales de datos.

b. Corrección radiométrica y atmosférica

La imagen fue convertida de números digitales a valores de radiancia usando ImgTools, a partir de los valores de gains y offsets provistos en la metadata de la imagen. Posteriormente, la imagen de radiancia fue corregida atmosféricamente y transformada a valores de reflectancia empleando el módulo FLAASH para corrección atmosférica, disponible en ENVI (fuera de ImgTools), usando parámetros de visibilidad y vapor

de agua estimados por prueba y error. Las correcciones debidas al ruido atmosférico relacionado a bruma (haze) y humo fueron realizadas con la técnica propuesta por Carlotto (1999), implementada en ImgTools (Souza & Siqueira, 2013). Más detalles sobre esta técnica pueden ser encontrados en Souza et al., (2013) y Souza & Siqueira (2013).

c. Modelo de Mezcla Espectral

Un análisis de mezcla espectral asume que el espectro de una imagen está formado por la combinación lineal de n espectros puros (ecuaciones 1 y 2), de tal modo que:

$$R_b = \sum_{i=1}^n F_i R_{i,b} + \varepsilon_b \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^n F_i = 1 \quad (2)$$

donde R_b es la reflectancia en la banda b , $R_{i,b}$ es la reflectancia del endmember i , en la banda b , F_i es la fracción del endmember i , y ε_b es el error residual de cada banda. El error del modelo es estimado para cada pixel al calcular el error RMS (ecuación 3) del siguiente modo:

$$RMS = \left[n^{-1} \sum_{b=1}^n \varepsilon_b^2 \right]^{1/2} \quad (3)$$

Frente al limitante de tener que adquirir endmembers de referencia y contar con una biblioteca espectral amplia y bien calibrada de los tipos de uso de suelo representativos del área de estudio como insumo esencial para la generación de un Modelo de Mezcla Espectral (MME), Small (2004) propuso un enfoque alternativo que abrió la posibilidad de generar endmembers genéricos y por lo tanto fracciones espectrales estandarizadas y consistentes globalmente, indistintamente del sensor empleado.

Los valores de reflectancia de cada pixel de las imágenes Landsat TM/ETM+/OLI fueron descompuestos en fracciones de Vegetación Verde (Green Vegetation, GV), Vegetación No-Fotosintética (Non-Photosynthetic Vegetation, NPV), Suelo y Sombra mediante un MME. Estos cuatro tipos de fracciones son los esperados en ambientes forestales y sus proporciones varían dependiendo del grado de intervención de los mismos (Souza Jr. et al., 2013; Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). Bosques que han sido talados selectivamente o quemados tienen proporciones de GV menores, y mayores proporciones de NPV y suelo en relación a bosques intactos (Cochrane & Souza Jr., 1998; Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). La fracción de sombra de bosques degradados es también mayor a aquella de bosques intactos (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005).

d. Cálculo del NDFI

El Índice Normalizado de Diferencia de Fracción (Normalized Difference Fraction Index -NDFI) fue propuesto por Souza Jr., Roberts, & Cochrane (2005) como un método que provee información espectral sensible a cambios en el dosel del bosque y sintetiza, en una sola banda, información espectral que ha sido identificada como relevante para la identificación de degradación en bosques amazónicos (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). El NDFI es calculado a partir de las imágenes de fracciones obtenidas del MME (ecuaciones 4 y 5):

$$NDFI = \frac{GV_{shade} - (NPV + Soil)}{GV_{shade} + (NPV + Soil)} \quad (4)$$

donde

$$GV_{shade} = \frac{GV}{100 - Shade} \quad (5)$$

Los valores de NDFI tienen un rango de -1 a 1 (posteriormente reescalados a un rango de 0 a 200). En relación a la señal espectral de un bosque intacto, el NDFI tiene la capacidad de realzar la señal de degradación forestal, reflejando cambios más drásticamente que los cambios que se observarían por el uso individual de fracciones espectrales obtenidas por el MME (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). Los valores de NDFI en bosques intactos se espera que sean altos, cercanos a 1 (NDFI > 0.75), debido a una combinación de altos valores de GV_{shade} , producto de un alto GV y sombra del dosel, junto con valores bajos de NPV y suelo. Conforme un bosque es degradado, los valores de las fracciones de NPV (wood debris) y Suelo incrementan, lo cual hace que el valor de índice se reduzca en relación a aquel de un bosque intacto. Valores entre $0 < NDFI < 0.75$ son asociados con daños en el dosel del bosque. Áreas con valores negativos de NDFI son asociadas con áreas que han sido completamente deforestadas (clear-cut) (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005).

e. Generación de máscaras de agua, nubes y sombras

ImgTools detecta y mapea cuerpos de agua empleando las fracciones de GV, Sombra y Suelo, produce una imagen o máscara de agua con valores de 1 (agua) y 0 (no agua). La aplicación opcional de un filtro espacial facilita la eliminación de píxeles aislados. La sombra relacionada a la topografía del terreno suele generar errores en la clasificación que luego deben ser editados manualmente. A partir de la migración de la metodología a Google Earth Engine en 2015, se incorporó el uso de una capa de relieve de terreno que redujo en gran medida este error. Sin embargo, el mapeo de ríos pequeños y encañonados, como tiende a ocurrir en las partes de la Amazonía de estribación de cordillera, es todavía un reto.

ImgTools también produce una máscara de nubes y sombras con valores de 1 (sombra), 2 (nube) y 0 (no nube). La fracción espectral de nube fue implementada específicamente para apoyar la identificación de nubes. Adicionalmente, se usa como insumo la fracción de Sombra. Filtros espaciales y buffers pueden ser aplicados para mejorar la definición de las nubes (Souza & Siqueira, 2013). A partir de 2013 se incluyó la posibilidad de usar la banda 10 o termal de Landsat 8, como apoyo para la definición de la máscara de nubes.

f. Clasificación empleando árboles de decisión y detección de cambio

Mediante la herramienta de clasificación por árbol de decisión implementada en ImgTools y posteriormente en Google Earth Engine, se empleó reglas jerárquicas de clasificación en un proceso de partición binaria recursiva que usa como insumo las imágenes de fracciones (Souza & Siqueira, 2013). Por ejemplo, el nodo del árbol cuya variable se basa en los valores de GV_{shade} provee información sobre la abundancia de vegetación fotosintéticamente activa en un pixel y apoya a la distinción entre áreas forestadas y no forestadas. Píxeles con valores $GV_{shade} \geq 85\%$ están asociados a cultivos y bosques jóvenes o de crecimiento secundario que, para nuestros fines, son clasificados como deforestación (i.e. áreas previamente

deforestadas). Otro nodo aplica los valores de NDFI, donde sólo aquellos píxeles que satisfacen la variable ($VNDFI \geq 180$) son clasificados como bosque (Souza et al., 2013).

El proceso se apoya en el uso de la imagen de reflectancia como referencia para quien hace la interpretación. El producto es una imagen ráster con las siguientes clases temáticas: bosque (1), no bosque (4), agua (5), nube (6) y deforestación (7). ImgTools tiene la capacidad de generar adicionalmente las clases regeneración (2) y degradación (3), pero éstas no han sido aplicadas en el contexto de la RAISG.

A partir de la imagen del año 2000 se generó una línea base de bosque en la que se distinguió áreas originalmente cubiertas por ecosistemas boscosos (i.e. sujetas a ser deforestadas) de áreas no boscosas. Para ello se empleó el mapa de ecosistemas del Ministerio de Ambiente de Ecuador (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013a). La línea base sirvió como insumo para la detección de cambio (i.e. deforestación) en años posteriores.

A partir del mapa 2005, una vez que un píxel es clasificado como “deforestación”, este pasa a formar parte de la clase “no-bosque” en un siguiente periodo de análisis (i.e. actualiza la línea base). Con ello se busca evitar que una misma área sea contabilizada dos veces. Al momento no se ha incluido en el contexto de la RAISG la contabilidad de áreas regeneradas.

Para la generación del mapa 2015 se incorporó la posibilidad de subdividir una escena por rangos de altitudes y de aplicar distintos parámetros de clasificación del árbol de decisión a cada subregión, fortaleciendo el mapeo en áreas de altitud que habían sido problemáticas anteriormente.

g. Revisión y ajuste de fuentes de error (edición manual de máscaras y clasificación)

Las clasificaciones generadas fueron inspeccionadas y editadas manualmente por analistas con el propósito de corregir errores residuales o clasificaciones erradas.

h. Posclasificación: aplicación de filtro temporal

El proceso de posclasificación incluye la aplicación de filtros espaciales y temporales, ambos implementados en ImgTools. Los filtros espaciales tienen la capacidad de reducir ruido en la clasificación. A partir de la definición de un tamaño mínimo o área mínima aceptada para una clase dada, se identifican píxeles individuales aislados, los cuales son substituidos por la clase predominante en su vecindad inmediata (Souza et al., 2013).

Por otro lado, los filtros temporales fueron creados con el propósito de evitar transiciones no permitidas en la serie temporal clasificada (Souza & Siqueira, 2013). Mediante la definición y aplicación de reglas de transiciones aceptadas, los filtros temporales tienen la capacidad de mejorar la calidad de los datos, reduciendo vacíos de información debido a nubes cuando es posible. Por ejemplo, si un píxel ha sido clasificado como bosque en un punto inicial en el tiempo t_1 , como nube en t_2 , y nuevamente como bosque en t_3 , sería seguro asumir que en el periodo intermedio t_2 se mantuvo como bosque. De este modo, un píxel de nube puede ser remplazado y reasignado a una clase más apropiada (Souza Jr. et al., 2013; Souza Jr. & Siqueira, 2013).

i. Estimación de la precisión

Se estimó la precisión de los productos clasificados (mapas temáticos de deforestación) de los años 2000, 2005 y 2010 (no se incluyó el mapa 2015) siguiendo el método descrito en Powell et al. (2004) y Souza Jr. et al. (2013). Esta evaluación se realizó con el apoyo de un set de datos de referencia comprendido por imá-

genes satelitales de muy alta resolución adquiridas entre 2002 y 2011 (cuidando que estos datos de referencia sean de fechas que coincidan con la fecha de la imagen Landsat clasificada).

El protocolo de estimación de la precisión incluyó la definición y diseño de una muestra estratificada para las clases bosque ($n=198$), no bosque ($n=226$), agua ($n=60$) y deforestación ($n=290$). A partir de puntos aleatorios generados en ArcMap, se crearon bloques de 5 píxeles de 30 m, cada uno correspondientes a un píxel Landsat (Figura 3), de tal modo que cada píxel o unidad de muestreo corresponda con la unidad del mapa objetivo. Un total de 155 puntos fueron generados, cubriendo 775 celdas o píxeles.



Figura 3: Ejemplo de un bloque (5 píxeles) utilizado para evaluación de precisión, sobre una imagen de alta resolución.

Un intérprete independiente evaluó cada unidad de muestreo usando los datos de referencia (imágenes de alta resolución), y estimó el porcentaje ocupado por cada clase temática posible (bosque, no bosque/deforestación, agua).

Los valores de error inicial fueron empleados para mejorar el esfuerzo de muestreo hasta asegurar que se cumpla con un muestreo representativo de cada clase. Los resultados fueron incluidos en una matriz de error que compara el grado de acuerdo o desacuerdo (%) entre los datos de referencia y el producto clasificado o mapa temático. La matriz de error genera tanto medidas estadísticas descriptivas como analíticas (Powell et al., 2004). Las medidas descriptivas proveen al usuario potencial del producto clasificado de una medida de la confianza general, como también de la precisión por clase. Las medidas estadísticas analíticas de la precisión del mapa proveen un medio para comparar dos productos de mapas. Sin embargo, la interpretación de los resultados de la matriz de error debe hacerse con precaución, pues la medida de acuerdo o desacuerdo entre el mapa y los datos de referencia puede no ser necesariamente equivalente al grado de acuerdo entre el producto y la realidad en territorio (Foody, 1999).

j. Estimación de tasas de deforestación

Los resultados de los mapas fueron tabulados y usados para estimar valores de deforestación, que expresamos en términos de kilómetros cuadrados (km^2) por quinquenio. Dado que no siempre fue posible adquirir imágenes para el año evaluado debido a la alta nubosidad de la región, lo cual fue exacerbado por el fallo del SLC (Scan Line Corrector) en el satélite Landsat ETM+, fue necesario proyectar los valores medidos empleando métodos matemáticos, de tal modo que los valores de deforestación fueron anualizados para normalizar la variabilidad en las fechas de adquisición de las imágenes y proveer de resultados comparables para los periodos quinquenales (Souza Jr. et al., 2013).

Debido a que en Brasil se ha estandarizado el uso de un periodo de referencia para estimar la deforestación anual que va del 1 del mes de Agosto al 31 del mes de Julio y dado que

este estudio conforma parte de un trabajo en red realizado a la par en todos los países de la cuenca, se decidió adoptar este mismo periodo de referencia para generar resultados comparables entre sí (Souza Jr. et al., 2013).

El cálculo de la tasa de pérdida de cobertura forestal (ecuación 6) se realiza de acuerdo a Puyravaud (2003), en la que se asume que el área de bosque perdido o deforestado decrece en el tiempo a una tasa exponencial dada por:

$$r_{(t-1,t)} = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_{t_2}}{A_{t_1}} \right) \quad (6)$$

donde A_{t_1} y A_{t_2} son las áreas de bosque mapeadas en t_1 y t_2 expresadas en años, empezando con el año inicial ($t_0 = 2000$). El resultado $r_{(t-1,t)}$ representa la tasa porcentual de pérdida de bosque (percentage rate of forest loss) normalizada para un periodo entre $t_2 - t_1$ (en años).

Con el valor r es posible calcular la tasa de deforestación anual (D_t en $\text{km}^2/\text{año}$) para un periodo de referencia (ecuación 7):

$$D_t = A_{t-1} \times (1 - e^{r_{t-1,t}}) \quad (7)$$

Donde A es el área forestal proyectada u observada a la fecha de inicio del periodo de referencia de un año dado (e.g. 1 de Agosto de 2000). Para años subsiguientes, D_t es la tasa anual de deforestación normalizada para el periodo de referencia entre dos años y A_{t-1} está dado por $A_{t-2} - D_{t-1}$ (Souza et al., 2013).

Para estimar los valores de pérdida de cobertura forestal en TI y ANP, aplicamos una máscara con los límites de éstos para cada escena Landsat, de tal modo que se utilizó este método únicamente a las porciones de la escena que correspondían a TI o ANP. Deforestación observada tras un vacío debido a cobertura de nube fue distribuida equitativamente entre los periodos de referencia cubiertos por nubes. En estos casos, se asumió que la tasa se mantuvo igual entre las observaciones.

El proceso de obtención de la cobertura de deforestación requiere de un intensivo trabajo de revisión y monitoreo de cada paso explicado anteriormente, lo que se realiza por técnicos con conocimiento de campo en cada país. Se presenta a continuación (Figura 4) un esquema de este proceso.

III. RESULTADOS

Este estudio forma parte integral de un esfuerzo mayor y coordinado de mapeo de deforestación que ha sido realizado para la totalidad del bioma amazónico por instituciones de los distintos países que lo comparten; sin embargo, el presente

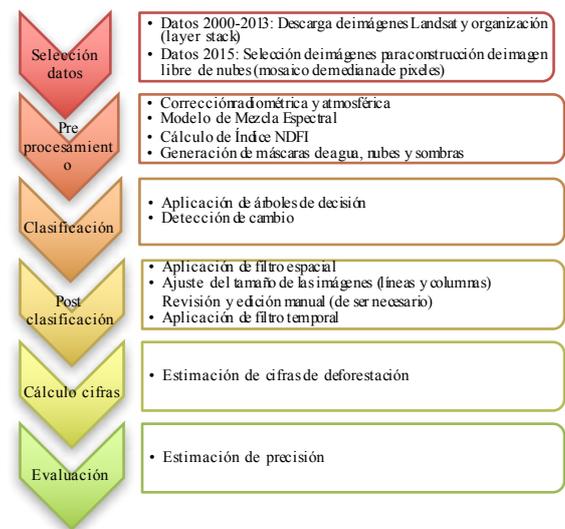


Figura 4: Resumen del proceso metodológico para la obtención de la cobertura de deforestación de la RAISG.

documento reporta los resultados obtenidos únicamente para la porción de la Amazonía ecuatoriana, los cuales presentamos a continuación.

A. BOSQUES ORIGINALES Y BOSQUES REMANENTES AL 2015 EN LA RAE

La presente evaluación ha sido realizada sobre la porción de la RAE que corresponde al bioma amazónico definido por la RAISG (límite biogeográfico de la RAE, Figura 1), el cual cubre una superficie estimada en 103,304 km^2 , o 40% del territorio continental del país. Para nuestro análisis, se estimó que del área total analizada, 93% (96,073 km^2) estaban cubiertos originalmente por ecosistemas boscosos (i.e. área boscosa original o bosque original) como se muestra en la Tabla 1.

De la extensión total de bosques originales de la región analizada, 47.28% (45,427 km^2) de los bosques originales amazónicos ecuatorianos se encontraron en áreas que son exclusivamente TI (i.e. sin solapamiento con ANP). Áreas que son exclusivamente ANP (i.e. sin solapamiento con TI) albergaban 14.56% (13,984 km^2) de los bosques originales amazónicos ecuatorianos, 16.43% (o 15,782 km^2) se encontraron en zonas donde existe un solapamiento de categorías de uso y posesión del suelo (i.e. son tanto ANP como TI) y 21.73% (20,880 km^2) en áreas que están fuera de TI y/o ANP (Tabla 1, Figura 1).

TABLA 1
SÍNTESES DE RESULTADOS

	ÁREA BOSCO- SA ORIGINAL (ESTIMADA) KM ²	DEFORESTACIÓN				PORCENTAJE DEL BOSQUE ORIGINAL DEFORESTA- DO ENTRE 2000-2015	PORCENTAJE TOTAL DE- FORESTADO DEL BOSQUE ORIGINAL	PORCENTAJE DEL BOSQUE REMA- NENTE AL 2000 DEFORESTADO ENTRE 2000-2015
		ACUMULADA (PREVIA AL 2000) KM ²	2000-2005 KM ²	2005-2010 KM ²	2010-2015 KM ²			
RAE (límite biogeográfico)	96,073	9,020	1053.62	1089.58	957.40	3.2	12.6	3.5
- TI*	61,209	2,816	482.27	426.99	356.37	2.1	6.7	2.2
- ANP*	29,766	480	239.42	204.76	197.34	2.2	3.8	2.2
- Fuera de ANP y TI	20,880	5,911	475.97	540.39	456.99	7.1	35.4	9.8

* Los valores de extensión de TI y ANP incluyen las áreas de solapamiento entre estas dos categorías (i.e. donde es tanto TI como ANP).

De esta área boscosa original, 9.38% (9,020 km²) habían sido transformados (deforestados) previo al año 2000 (año de línea base). 3.2% adicional (3,100 km²) fue deforestado entre 2000 y 2015.

La extensión en km² del área boscosa original estimada en la RAE para las unidades de análisis (TI, ANP y fuera de TI/ANP), los valores de deforestación ocurrida en periodos anteriores al año 2000 (año de línea base del presente estudio), como para cada quinquenio analizado entre 2000 y 2015 y los porcentajes que estos valores representa en relación al bosque original y remanente al año 2000 se encuentran en la Tabla 1. La deforestación total detectada en la RAE en km² en cada quinquenio y el porcentaje que representa del total detectado entre 2000-2015 se resumen en la Tabla 2.

De estos valores, podemos destacar que las áreas que actualmente son TI en la RAE (áreas exclusivamente TI más áreas con solapamiento) contenían 63.7% (61,209 km²) de los bosques originales de la RAE en 59.25% del área de estudio total, de los cuales se ha deforestado 6.7% hasta 2015 (4,081 km²), 2.1% entre 2000 y 2015.

Por otro lado, áreas con reconocimiento legal de protección o ANP (áreas exclusivamente ANP más áreas con solapamiento) cubren el 31% (29,766 km²) de los bosques amazónicos originales de la RAE, de los cuales se han deforestado 3.8% al 2015 (1,221 km²), 2.2% entre 2000 y 2015.

Las áreas de la RAE que no tienen ninguna categoría de protección (i.e. están fuera de ANP y/o TI) contenían 21.7% (20,880 km²) de los bosques originales de la RAE, 35.4% de los cuales han sido deforestados al 2015, 7.1% de ellos, entre 2000 y 2015.

TABLA 2
ÁREA DEFORESTADA EN LA RAE POR QUINQUENIO

	QUINQUENIO			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
ÁREA (KM²)	1053.62	1089.58	957.40	3100.60
% DE LA DEFORESTACIÓN 2000-2015	33.98%	35.14%	30.88%	100%

De la extensión total de deforestación detectada entre 2000 y 2015, el quinquenio 2005-2010 concentra la mayor porción de la deforestación (35.14%) y el quinquenio 2010-2015 la menor extensión de deforestación de todos: 957 km² (30.88% del total deforestado entre 2000 y 2015).

B. DEFORESTACIÓN EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS (ANP) DE LA RAE

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en la RAE, 641.52 km² ocurrieron en áreas naturales protegidas (ANP) a pesar de sus respectivas categorías de conservación. Las extensiones de deforestación dentro y fuera de ANP por quinquenio y porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 3 y en la Figura 5.

TABLA 3
ÁREA DEFORESTADA EN ANP POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
DENTRO DE ANP	239.42 (22.72%)	204.76 (18.79%)	197.34 (20.61%)	641.52 (20.69%)
FUERA DE ANP	814.21 (77.28%)	884.82 (81.21%)	760.05 (79.39%)	2459.08 (79.31%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.39	3100.60

Dentro de las ANP se perdió 0.7% de los 28,839 km² de área boscosa o bosques remanentes al año 2010 entre 2010-2015. Los valores de deforestación relativa al bosque remanente son mayores en áreas fuera de ANP que dentro de ANP (Tabla 4, Figura 5).

TABLA 4
DEFORESTACIÓN 2010-2015 EN ANP SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010

	ÁREA BOSCO-SA AL 2010 (KM ²)	DEFORESTACIÓN 2010-2015 (KM ²)	PORCENTAJE DE PÉRDIDA 2010-2015 SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010
Áreas Naturales Protegidas	28,839	197.34	0.7 %

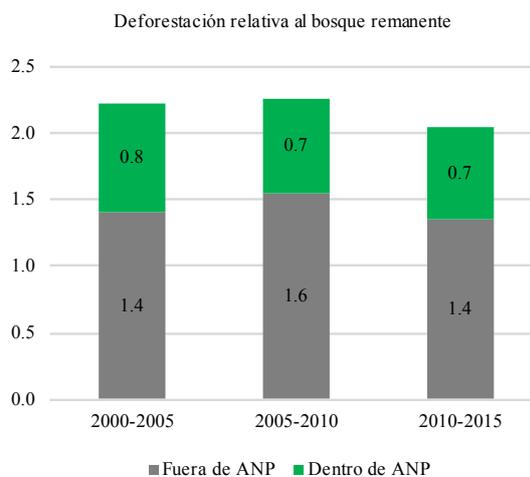


Figura 5: Porcentaje que la deforestación ocurrida dentro y fuera de ANP representa en relación al bosque remanente.

En la RAE, 25 de las 56 ANP experimentaron un incremento en su deforestación en 2010-2015 en relación a la deforestación del quinquenio anterior (Figura 6).

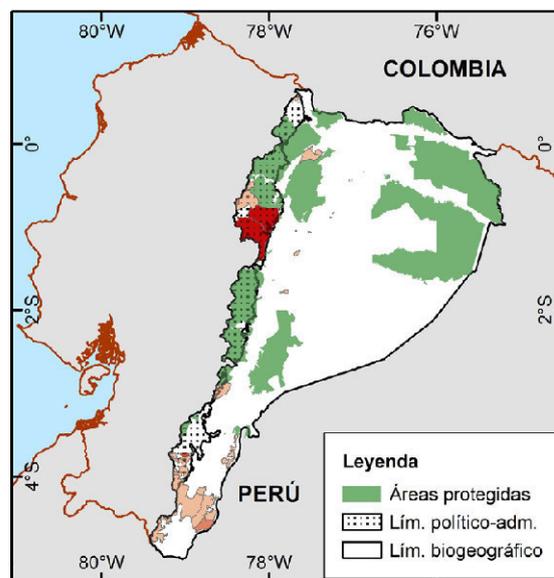


Figura 6: Mapa de las 25 ANP que experimentaron incremento en deforestación en 2010-2015 (elaboración propia). Las áreas en verde presentaron reducciones en su deforestación en el quinquenio 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Las zonas que presentaron incrementos de deforestación se representan en gama de rojo, donde la intensidad es relativa a la magnitud del incremento.

Del total de la deforestación detectada en ANP en el primer quinquenio, 40% (95 km²) se dio en áreas sin solapamiento (i.e. exclusivamente ANP), valor que crece a 60% en el segundo quinquenio (122 km²) y a 73% (144 km²) en el último quinquenio (Tabla 5).

TABLA 5
DEFORESTACIÓN EN ANP EN ÁREAS CON Y SIN SOLAPAMIENTO CON TI

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
EXCLUSIVAMENTE ANP	95.39 (40%)	122.21 (60%)	144.03 (73%)	361.62
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (60%)	82.55 (40%)	53.31 (27%)	279.90
TOTAL	239.42	204.76	197.34	645.35

La deforestación en áreas exclusivamente ANP (sin solapamiento) representó el 9% del total de la deforestación total ocurrida en la RAE durante el primer quinquenio, valor que subió a 11% en el segundo quinquenio y a 15% en el último quinquenio.

C. DEFORESTACIÓN EN TERRITORIOS INDÍGENAS (TI) DE LA RAE

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en toda la RAE, 1,265.63 km² ocurrieron dentro de TI. Las extensiones de deforestación en km² dentro y fuera de TI por quinquenio y el porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 6 y en la Figura 7.

TABLA 6
ÁREA DEFORESTADA EN TI POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
DENTRO DE TI	482.27 (45.77%)	426.99 (39.19%)	356.37 (37.22%)	1265.63 (40.82%)
FUERA DE TI	571.36 (54.23%)	662.59 (60.81%)	601.02 (62.78%)	1834.97 (59.18%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.39	3100.60

Dentro de los TI se perdió 0.6% de los 57,484 km² de área boscosa o bosques remanentes al año 2010 entre 2010-2015 (Tabla 7, Figura 7). Los valores de deforestación relativa al bosque remanente son mayores en áreas fuera de TI que dentro de TI (Figura 7).

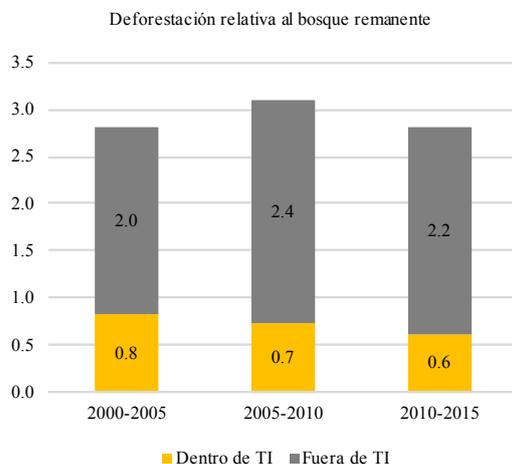


Figura 7: Porcentaje de la deforestación ocurrida dentro y fuera de TI con respecto al bosque remanente.

TABLA 7
DEFORESTACIÓN 2010-2015 EN TI SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010

	ÁREA BOSCO-SA AL 2010 (KM ²)	DEFORESTA-CIÓN 2010-2015 (KM ²)	PORCENTAJE DE PÉRDIDA 2010-2015 SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010
Territorios Indígenas	57,484	356.37	0.6%
Zona Intangible	1,240	1.30	0.1%

Los territorios de las nacionalidades Kichwa amazónica y Shuar concentran el 83% de la deforestación ocurrida en TI entre 2000 y 2015 (45% en territorios Kichwa y 38% en territorios Shuar). El resto de nacionalidades presentan porcentajes mucho menores. La deforestación detectada entre 2000-2015 en TI, por nacionalidad indígena y el porcentaje que representa del total deforestado en todos los TI se resumen en la Tabla 8.

TABLA 8
DEFORESTACIÓN POR NACIONALIDAD INDÍGENA DE LA RAE

NACIONALIDAD INDÍGENA	DEFORESTACIÓN 2000-2015		TERRITORIO*	
	ÁREA (KM ²)	%	ÁREA (KM ²)	% TI-RAE
Kichwa	568	44.90	22,911	35.1
Shuar	482	38.10	10,849	16.6
Achuar	61	4.82	6,863	10.5
Andoa	3	0.23	661	1.0
Cofán	59	4.74	2,684	4.1
Siona	30	2.35	1,378	2.1
Secoya	10	0.73	424	0.6
Sápara	10	0.79	3,684	5.6
Shiwiar	10	0.73	2,241	3.4
Worani	33	2.60	13,548	20.8
Total	1265.63	100	65,243	100

* Valores obtenidos de Fundación EcoCiencia (2015).

En 3 de las 10 nacionalidades de la RAE la deforestación incrementó en 2010-2015 con relación al quinquenio anterior, correspondientes a los territorios de las nacionalidades Andoa, Cofán y Secoya. Estos incrementos son de apenas +1 km² en el caso de Andoas, +3 km² en territorio Cofán y +17 km² en territorio Secoya en periodos de 5 años. Juntos, estas nacionalidades representan 5.7% de la deforestación ocurrida en 2000-2015 (Figura 8).

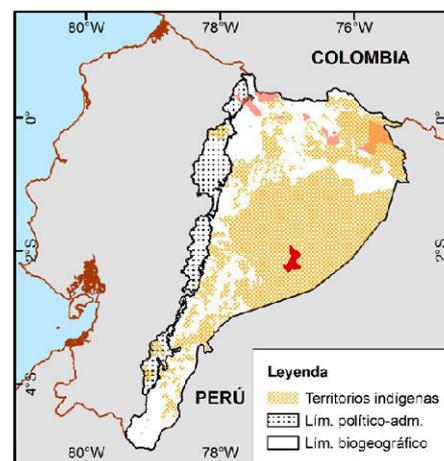


Figura 8: Mapa de las 3 nacionalidades donde la deforestación incrementó en 2010-2015 (elaboración propia). Las áreas en amarillo presentaron reducciones en su deforestación en el quinquenio 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Las zonas que presentaron incrementos de deforestación se representan en gama de rojo.

Del total de la deforestación detectada en TI, 70% de la deforestación (338 km²) del primer quinquenio se dio en áreas sin solapamiento con ANP, valor que crece a 81% en el segundo quinquenio (344 km²) y a 85% (303 km²) en el último quinquenio. La deforestación en áreas exclusivamente TI (sin solapamiento) representó la tercera parte de la deforestación total ocurrida en la RAE para cada quinquenio (32, 32 y 31% respectivamente). Los valores de deforestación en TI en áreas sin y con solapamiento con ANP se presentan en la Tabla 9.

TABLA 9
DEFORESTACIÓN EN TI EN ÁREAS CON Y SIN SOLAPAMIENTO CON ANP

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
EXCLUSIVAMENTE ANP	338.24 (70%)	344.43 (81%)	303.06 (85%)	985.73
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (30%)	82.55 (19%)	53.31 (15%)	279.90
TOTAL	482.27	426.99	356.37	1265.63

D. DEFORESTACIÓN 2000-2015 EN LAS DISTINTAS UNIDADES DE ANÁLISIS

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en toda la RAE, 9% (280 km²) ocurrió dentro de áreas de solapamiento entre TI y ANP, 12% (362 km²) se encontró en áreas que son exclusivamente ANP, 32% (986 km²) en áreas exclusivamente de TI, y 48% (1473 km²) en áreas que no poseen ninguna categoría de protección (fuera de ANP o TI).

A pesar de que en áreas fuera de ANP y TI la deforestación disminuyó en 15% en el último quinquenio con respecto al anterior, estas áreas concentran el mayor porcentaje de la deforestación total detectada (45%, 49% y 47% del total deforestado en cada respectivo quinquenio).

Áreas exclusivamente de TI y áreas fuera de TI y/o ANP presentaron un incremento de su deforestación en el segundo quinquenio con respecto al primero en +6 km² en TI y +64 km² en áreas fuera de TI y ANP, que luego se redujo en el último quinquenio con respecto al anterior en -41 km² y -83 km² respectivamente (Figura 9).

En áreas exclusivamente ANP la deforestación incrementó en +27 km² en el segundo quinquenio con respecto al primero y en +22 km² en el tercer quinquenio con respecto al segundo, pasando de representar el 9% de la deforestación detectada en la RAE entre 2000-2005 al 11% en el segundo quinquenio y a 15% en el último.

La deforestación en áreas de solapamiento representó el 13.67% de la deforestación del primer quinquenio, el 7.58% de la deforestación del segundo quinquenio y el 5.57% del último quinquenio. En estas áreas, la deforestación se redujo en -61 km² en el segundo quinquenio con respecto al primero y en -29 km² en el tercer quinquenio con respecto al segundo (Figura 9).

Los valores de deforestación en TI, ANP, en áreas de solapamiento y fuera de ANP y/o TI en km² y el porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 10.

TABLA 10
DEFORESTACIÓN EN ÁREAS DE SOLAPAMIENTO ENTRE TI Y ANP POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
TI	338.24 (32.10%)	344.43 (31.61%)	303.06 (31.65%)	985.73 (32%)
ANP	95.39 (9.05%)	122.21 (11.22%)	144.03 (15.04%)	361.62 (12%)
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (13.67%)	82.55 (7.58%)	53.31 (5.57%)	279.90 (9%)
FUERA DE TI Y ANP	475.97 (45.17%)	540.39 (49.60%)	456.99 (47.73%)	1473.35 (48%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.40	3100.60

Deforestación por áreas de uso y posesión (Km²)

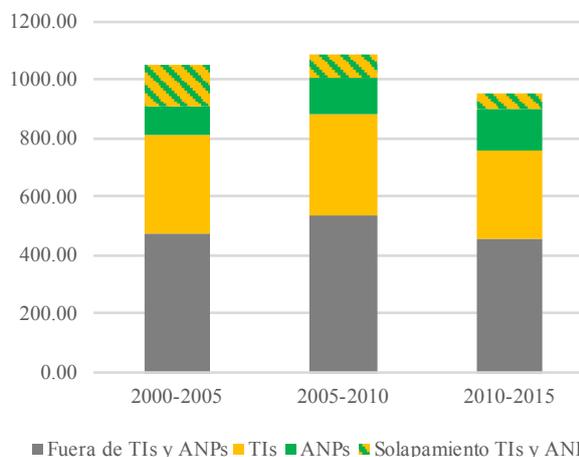


Figura 9: Deforestación (km²) por ANP, TI, áreas de solapamiento entre ANP y TI y áreas fuera de ANP y TI, para los quinquenios 2000-2005, 2005-2010 y 2010-2015.

E. ESTIMACIÓN DE PRECISIÓN DE LOS DATOS 2000-2010

La precisión general para el mapeo de bosque, no bosque, deforestación y agua fue de 0.81, empleando datos de referencia provenientes de Google Earth. A pesar de que empleamos datos de referencia de alta resolución, la combinación de imágenes satelitales junto con datos de campo sobre áreas más extensas probablemente proveería de mejores resultados de validación. La Tabla 11 presenta los resultados de la evaluación de precisión de los resultados clasificados.

TABLA 11
ESTIMACIÓN DE PRECISIÓN DE LOS RESULTADOS

CLASE	DATOS DE REFERENCIA					PRECISIÓN DEL USUARIO
	BOSQUE	NO BOSQUE	AGUA	DEFORESTACIÓN	TOTAL	
Bosque	339	51	3	7	400	0.85
No Bosque	84	403	4	0	491	0.82
Agua	3	1	95	0	99	0.96
Deforestación	106	2	0	304	412	0.74
Total	532	457	102	311	1402	
Precisión del productor	0.64	0.88	0.93	0.98		
Precisión general (1141/1402) = 0.81						

IV. CONCLUSIONES

La RAE representa 1.6% de los 6,012,201 km² de ecosistemas boscosos que tiene la Cuenca Amazónica y que son mapeados por la RAISG. Sin embargo, la deforestación en la RAE en 2010-2015 representó 2% de la deforestación total en la cuenca amazónica. Este porcentaje es mayor al 1.37% que representó el quinquenio 2005-2010 y al 0.96% del quinquenio 2000-2005. Es decir que, si bien la cantidad total de deforestación que ocurre en la RAE no alcanza las extensiones de otros países, llama la atención que no está decreciendo a la misma velocidad que la deforestación para el mismo periodo en el resto de países de la cuenca (INPE-PRODES, 2017; Instituto del Bien Común, 2016; RAISG, 2016b)

Al 2015, Ecuador ha perdido 12.6% de sus bosques amazónicos originales (12,120 de 96,073 km²), lo cual le hace merecedor al segundo lugar (después de Brasil) en el ranking de países que han perdido la mayor porción (porcentaje) de sus bosques amazónicos originales. Ecuador perdió 3.6% de los bosques remanentes al 2000 entre 2000 y 2015; 1.1% de los bosques remanentes al 2010 se deforestaron entre 2010 y 2015.

La diferencia entre los tres periodos es pequeña y los valores de deforestación no presentan una clara tendencia: tras observar un incremento en el segundo quinquenio (2005-2010) con respecto al primero (2000-2005), se observó una reducción de 12% (o 132.18 km²) en los últimos cinco años (2010 al 2015) con respecto al quinquenio anterior.

Las áreas fuera de ANP y TI están perdiendo sus bosques en mayor velocidad que las demás áreas: 3.3% de los bosques remanentes al 2010 en el quinquenio 2010 - 2015.

A pesar de que la deforestación dentro de las ANP se ha reducido en cuanto a su extensión (km²) a lo largo de los tres quinquenios (entre 2005-2010 se redujo en -34 km² con respecto a 2000-2005, y en -7 km² en 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior), esta no se redujo en la misma proporción o velocidad que en el resto de la región (i.e. fuera de ANP). Es decir, que si bien pasó de 239.42 km² deforestados entre 2000-2005 (o 22.72% de la deforestación de ese periodo) a 204.76 km² en 2005-2010 (18.79% de la deforestación de ese periodo), la extensión total del último quinquenio, aunque menor en extensión (197.34 km²) con respecto a periodos anteriores, representa un incremento en la proporción del total deforestado en ese quinquenio: 20.61% de la deforestación detectada entre 2010-2015 (Tabla 3). Esta tendencia difiere (es opuesta) a la observada en la región.

El análisis por áreas de solapamiento permitió ver que estas reducciones en extensión de la deforestación en ANP se dan en su totalidad en áreas de solapamiento con TI, las cuales marcan la tendencia general para las ANP, mientras que en áreas exclusivamente con categoría de ANP, la deforestación incrementó en los tres quinquenios.

Hay que hacer una salvedad con esta tendencia, puesto que el protocolo del análisis de deforestación de RAISG implica usar la capa de ANP más reciente y no se excluyen áreas que en periodos anteriores pueden no haber sido ANP, por lo tanto puede incluirse como deforestación dentro de ANP alguna extensión que al momento de ser deforestada no era parte de una ANP. Este estudio no se enfocó en analizar en qué medida, a partir de la creación de ANP, se detienen o revierten las tendencias de deforestación. Ese análisis debe reunir otras consideraciones ya que la creación y redefinición de límites de ANP son procesos dinámicos.

Independientemente de la tendencia de la RAE, la deforestación en TI presenta reducciones a lo largo de los tres quinquenios, tanto en extensión como en la proporción que esta deforestación representa del cambio total de toda la región. Esta disminución podría estar relacionada a la cultura de conservación de su patrimonio de las nacionalidades y pueblos indígenas amazónicos que resulta en un uso del territorio distinto al de los colonos, o como se ha identificado en otras partes, porque existe una relación entre la legalidad en la tenencia de tierras comunales y la reducción en las tasas de conversión de bosques (Blackman, Corral, Santos Lima, & Asner, 2017). La tendencia a la reducción de la deforestación dentro de TI se ha observado en la Amazonía brasilera donde a niveles moderados de presión los TI demostraron ser al menos tan eficaces para evitar deforestación como las áreas estrictamente protegidas y más eficaces que cualquier otro tipo de protección, a altos niveles de presión (Nolte, Agrawal, Silvius, & Soares-Filho, 2013). Un estudio en el norte de la RAE también encontró una fuerte relación entre una disminución de la deforestación en territorios indígenas que se superponen con ANP o con áreas del patrimonio forestal del Estado (Holland et al., 2014). En su estudio sobre patrones y factores de deforestación en Ecuador continental de 1990 a 2010, Sierra (2013) propone un conjunto de condiciones que explicarían la reducción en la tasa de deforestación que él también encontró, principalmente en la Amazonía norte. Entre ellas, mejoras en la accesibilidad a áreas urbanas y periurbanas, el incremento de los ingresos urbanos y rurales no agropecuarios y una caída en las tasas de natalidad en las poblaciones colonas e indígenas de la Amazonía, las que generan transformaciones importantes en el sector agrícola, influyendo también en los patrones y tasas de deforestación. En Perú se ha detectado la particularidad de que la deforestación dentro de territorios indígenas reconocidos oficialmente se ha venido reduciendo en el mismo periodo 2000-2015, mientras que para TI sin reconocimiento oficial prácticamente se duplicó en el último quinquenio con respecto al primero (Instituto del Bien Común, 2016).

Entre 2005-2010 la deforestación en TI se redujo en -55 km² con respecto a 2000-2005, y en -71 km² en 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Los TI pasaron de 482 km² deforestados entre 2000-2005 (45% de la deforestación en la RAE para ese periodo), a 427 km² en 2005-2010 (39% de la deforestación de ese periodo) y a 356 km² (37% de la deforestación de ese periodo) en el último quinquenio (Tabla 6). Esta reducción se da principalmente (no en su totalidad como en el caso de ANP) en áreas de solapamiento de TI y ANP.

Si bien se podría pensar que la extensión de la deforestación en TI es proporcional a la extensión de los territorios de cada nacionalidad, esto no ocurre. La primera y tercera nacionalidad con mayores extensiones de territorios (Kichwa amazónica y Shuar con territorios cuyas extensiones cubren 22,609 y 11,200 km² respectivamente) concentran el mayor porcentaje (83%) de la deforestación ocurrida en TI entre 2000 y 2015 (45% en territorios Kichwa y 38% en territorios Shuar). Otras nacionalidades con similares extensiones presentan tasas de deforestación muy bajas, como es el caso de los Waorani donde apenas ocurre 2.6% de la deforestación de TI entre 2000-2015 a pesar de tener el segundo territorio más extenso de las nacionalidades amazónicas (Figura 10, Tabla 8). Para siguientes análisis pensamos ponderar estos resultados en relación al tamaño de la población que habita estos territorios.

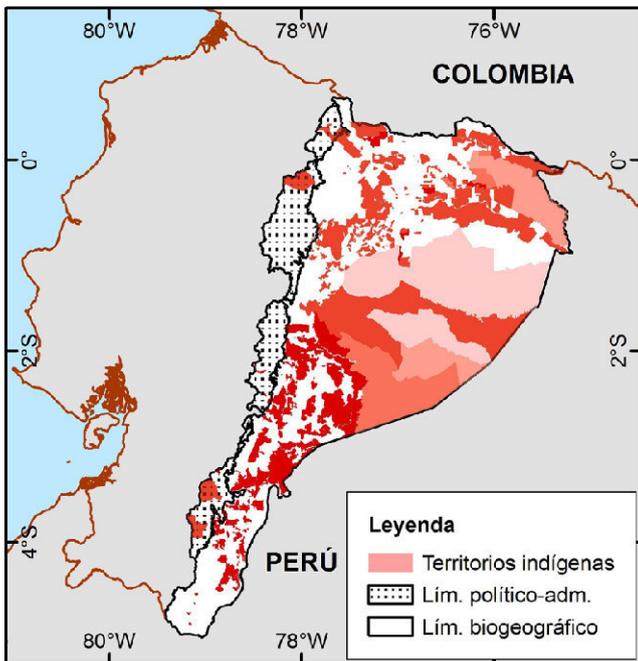


Figura 10: Mapa de la extensión de deforestación 2010-2015 por TI en relación a la extensión total de su territorio (elaboración propia). La intensidad de la gama de rojo representa una mayor magnitud de la deforestación por unidad de área (km²).

TENDENCIAS

Encontramos tres tendencias diferentes en los valores de deforestación: una consistente con la tendencia regional (a modo de campana) con un incremento inicial y un decrecimiento posterior (este es el caso de TI y áreas fuera de TI y ANP), una tendencia a que la deforestación decrezca (este es el caso de áreas de solapamiento entre TI y ANP), y áreas donde la deforestación incrementa (este es el caso de las ANP).

Como puede esperarse, la deforestación se concentra en áreas fuera de ANP y TI (más del 45% de deforestación de cada quinquenio). Alrededor de un tercio (32%) de la deforestación de cada quinquenio se detectó en las áreas de TI que no tienen solapamiento con ANP. Juntas, estas áreas cuyos regímenes de posesión de la tierra son diferentes a tierras públicas, suman más de las tres cuartas partes de la deforestación detectada en cada quinquenio (77%, 81% y 79% en cada respectivo quinquenio).

En la RAE, es posible ver que las categorías de protección implican diferencias en las tasas de deforestación. A pesar de que existe una reducción de la deforestación de -15% en áreas que no corresponden ni a TI ni a ANP, existe una mayor cantidad de deforestación por unidad de área. Dentro de las categorías de protección, las áreas que mayor eficiencia demuestran en cuanto a la reducción de la velocidad de deforestación son

las áreas de solapamiento o las áreas de TI, donde la deforestación se redujo en 35% en el último quinquenio con respecto al anterior.

Globalmente, tanto TI como ANP presentan valores decrecientes de deforestación. Sin embargo, la consideración de áreas de solapamiento entre ANP y TI muestra que las disminuciones corresponden principalmente a reducciones en áreas de solapamiento entre ANP y TI.

Si analizamos globalmente (sin distinguir áreas de solapamiento) podríamos concluir que en los TI la deforestación disminuyó en 16% y en las ANP se redujo en 3%. Sin embargo, la consideración de las áreas de solapamiento en este análisis muestra que estas disminuciones corresponden principalmente a reducciones en áreas de solapamiento entre ANP y TI (donde la deforestación disminuyó en 35%). En áreas exclusivamente ANP (sin solapamiento) la deforestación incrementó en 18% por lo que representan las regiones mayormente afectadas por un incremento de la deforestación.

METODOLOGÍA

La metodología aquí presentada representa una alternativa para el monitoreo de bosques y pérdida de los mismos. El uso del NDFI provee de mayor sensibilidad para detectar aperturas en los doseles del bosque.

El acceso a imágenes libres de cobertura de nube es crítico para el monitoreo de deforestación y quizá uno de los mayores retos enfrentados en estos 15 años de monitoreo. Sin embargo, esta es un área donde hemos experimentado uno de los más destacables avances al poder componer, a partir de la migración al Google Earth Engine, para el análisis del año 2015, una imagen mosaico de píxeles, aprovechando así la totalidad de datos disponibles para un periodo de estudio y potencializando nuestra capacidad de monitoreo de los bosques.

El uso del NDFI en la Amazonía se había limitado a los bosques brasileños, cuyas características varían de las de los bosques andino-amazónicos, donde la metodología debió adaptarse para responder a los requerimientos específicos de estos territorios debido a su topografía, nubosidad y heterogeneidad. Este fue un reto al que la RAISG debió enfrentarse, pues si bien la extensión del territorio de los países que comparten la cuenca es menor comparada con la de Brasil, la complejidad de sus terrenos dificulta el trabajo de detección de deforestación. A pesar de ello, este trabajo en Red ha demostrado que es posible generar información georreferenciada de la pérdida de los bosques amazónicos con una metodología estandarizada y con uniformidad en los periodos de análisis.

Estamos trabajando en la comparación de nuestras tasas de deforestación y enfoque metodológico con aquellos de otras fuentes, principalmente del organismo gubernamental (Ministerio del Ambiente).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a todas las instituciones de la RAISG que hicieron posible este trabajo, de manera especial a quienes conforman o han aportado a la RAISG desde EcoCiencia: Víctor López, Janette Ulloa, Fabián Santos, Juan Calles, Karla Beltrán, Fernando Espíndola, Adriana Cárdenas, Ana Puyol, Sylvania Villacís. Extendemos nuestro agradecimiento a Sandra Ríos (Instituto del Bien Común, Perú) por sus valiosas observaciones para este artículo, a Imazon (Brasil) por el apoyo en el desarrollo de ImgTools y a los respectivos equipos técnicos de cada una de las organizaciones que conforman la RAISG por su trabajo para adaptar esta metodología al contexto andino-amazónico.

REFERENCIAS

- Blackman, A., Corral, L., Santos Lima, E., & Asner, G. P. (2017). Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16), 4123–4128. <https://doi.org/10.1073/pnas.1603290114>
- Bremner, J., & Lu, F. (2006). Common Property among Indigenous Peoples of the Ecuadorian Amazon. *Conservation and Society*, 4(4), 499–521. Recuperado desde http://www.conservationandsociety.org/temp/Conservat-Soc44499-5862783_161707.pdf
- Carlotto, M. J. (1999). Reducing the effects of space-varying, wavelength-dependent scattering in multispectral imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 20(17), 3333–3344. <https://doi.org/10.1080/014311699211363>
- Cochrane, M. A., & Souza Jr., C. M. (1998). Linear mixture model classification of burned forests in the Eastern Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 19(17), 3433–3440. <https://doi.org/10.1080/014311698214109>
- Convention on Biological Diversity. (2010). Strategic Plan for biodiversity 2011-2020. Further information related to the technical rationale for the Aichi Biodiversity Targets, including potential indicators and milestones. Nagoya - Japan. Recuperado desde <https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/information/cop-10-inf-12-rev1-en.pdf>
- Cuenca, P., Arriagada, R., & Echeverría, C. (2016). How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy*, 56, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.014>
- Davis, S., & Wali, A. (1994). Indigenous Land Tenure and Tropical Forest Management in Latin America. *Ambio*, 23(8), 485–490. Recuperado desde <http://www.jstor.org/stable/4314265>
- Ding, H., Veit, P. G., Blackman, A., Gray, E., Reytar, K., Altamirano, J. C., & Hodgdon, B. (2016). Climate Benefits, Tenure Costs - The Economic Case For Securing Indigenous Land Rights in the Amazon. Recuperado desde http://www.wri.org/sites/default/files/Climate_Benefits_Tenure_Costs.pdf
- Foody, G. M. (1999). The continuum of classification fuzziness in thematic mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65(4), 443–451. Recuperado desde <https://pdfs.semanticscholar.org/4480/03be30073f1469d-8f848997b01878945540c.pdf>
- Fundación EcoCiencia. (2015). Mapa de Territorios Indígenas de la Región Amazónica Ecuatoriana. Quito - Ecuador.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Holland, M. B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B. E., & Suárez, L. (2014). Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*, 55, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.012>
- INPE-PRODES. (2017). Taxas anuais do desmatamento - 1988 até 2016. Recuperado desde http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm
- Instituto del Bien Común. (2016). Amazonía Peruana: Deforestación 2001-2015. Lima - Perú.
- Jarvis, A., Reuter, H. I., Nelson, A., & Guevara, E. (2008). Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. Recuperado desde <http://srtm.csi.cgiar.org>
- Kaphengst, T., Davis, M., Gerstetter, C., Katharina Klaas, McGlade, K., & Naumann, S. (2014). Quality of Life, Wellbeing and Biodiversity | The role of biodiversity in future development Timo. Berlin. Recuperado desde <http://ecologic.eu/11518>
- López-Acevedo, V., Aragón-Osejo, J., & Ulloa, J. (2015). Cartografía histórica de las Áreas Naturales Protegidas y los Territorios Indígenas de la Amazonía Ecuatoriana. Quito - Ecuador.
- MAE-MAGAP. (2015). Protocolo metodológico para la elaboración del Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental 2013 - 2014, escala 1:100.000, 1–49.
- McAlpine, K. G., & Wotton, D. M. (2009). Conservation and the delivery of ecosystem services. *Science for Conservation*, (295), 5–81.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC. Recuperado desde <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013a). Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental. Quito - Ecuador.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013b). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito - Ecuador. Recuperado desde <http://app.sni.gov.ec/sni-link/sni/PDOT/NIVEL NACIONAL/MAE/ECOSISTEMAS/DOCUMENTOS/Sistema.pdf>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). Mapa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Quito - Ecuador.
- Nagendra, H. (2007). Drivers of reforestation in human-dominated forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(39), 15218–23. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702319104>
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., ... Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>

- Nolte, C., Agrawal, A., Silviu, K. M., & Soares-Filho, B. S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), 4956–4961. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214786110>
- OEA. (2010). *Indigenous and Tribal Peoples' rights over their ancestral lands and natural resources - Norms and Jurisprudence of the Inter American Human Rights System*. Washington, DC. Recuperado desde <http://www.oas.org/en/iachr/indigenous/docs/pdf/ancestralands.pdf>
- Powell, R. L., Matzke, N., de Souza, C., Clark, M., Numata, I., Hess, L. L., ... Roberts, D. A. (2004). Sources of error in accuracy assessment of thematic land-cover maps in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 90(2), 221–234. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.007>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- RAISG. (2016a). *Cartografía Histórica de Áreas Naturales Protegidas y Territorios Indígenas en la Amazonia*.
- RAISG. (2016b). *Mapa Amazonia 2016 - Áreas Protegidas y Territorios Indígenas (deforestación 2000-2015)*. Recuperado desde https://www.amazoniasocioambiental.org/wp-content/uploads/2017/04/AMAZONIA2016_espanol_18maio.pdf
- RAISG. (2017). *Territorios Indígenas [Dataset]*. Recuperado desde <https://www.amazoniasocioambiental.org/mapas/>
- Roldán, R. (2004). *Models for Recognizing Indigenous Land Rights in Latin America*. Washington, DC. Recuperado desde <https://pdfs.semanticscholar.org/c517/c40b772aaa59864e4531416a6888abf62cbd.pdf>
- Salati, E., & Vose, P. B. (1984). Amazon basin: a system in equilibrium. *Science (New York, N.Y.)*, 225(4658), 129–38. <https://doi.org/10.1126/science.225.4658.129>
- Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento los próximos 10 años*. Quito - Ecuador. Recuperado desde http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3396.pdf
- Small, C. (2004). The Landsat ETM+ spectral mixing space. *Remote Sensing of Environment*, 93(1–2), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.007>
- Souza Jr., C. M., Roberts, D. A., & Cochrane, M. A. (2005). Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment*, 98(2–3), 329–343. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.013>
- Souza Jr., C. M., Roberts, D. A., & Monteiro, A. L. (2005). Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. *Earth Interactions*, 9(19), 1–25. <https://doi.org/10.1175/EI132.1>
- Souza Jr., C. M., Siqueira, J., Sales, M., Fonseca, A., Ribeiro, J., Numata, I., ... Barlow, J. (2013). Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*, 5(11), 5493–5513. <https://doi.org/10.3390/rs5115493>
- Souza Jr., C. M., & Siqueira, J. V. N. (2013). *ImgTools: a software for optical remotely sensed data analysis*. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1571–1578. Recuperado desde <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1235.pdf>
- Sunderlin, W. D., Larson, A. M., & Cronkleton, P. (2009). Forest tenure rights and REDD+: From inertia to policy solutions. In A. Angelsen, M. Brockhaus, M. Kanninen, E. Sills, W. D. Sunderlin, & S. Wertz-Kanounnikoff (Eds.), *Realising REDD+: National strategy and policy options* (pp. 139–124). Bogor - Indonesia: Center for International Forestry Research. Recuperado desde http://www.cifor.org/publications/pdf_files/books/bangelsen090211.pdf
- Walker, W., Baccini, A., Schwartzman, S., Ríos, S., Oliveira-Miranda, M. A., Augusto, C., ... Campos, E. V. (2014). Forest carbon in Amazonia: the unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas. *Carbon Management*, 5(5–6), 479–485. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.990680>