

Análisis Multitemporal y Espacial de la Cobertura de Bosques en Colombia Durante 1992-2015

Posada-Marín, José Andrés^{1,2 (*)}; Chaparro Cañola, Elizabeth²

¹Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental, Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental –GIGA Medellín, Colombia

²Institución Universitaria Digital de Antioquia, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, Medellín, Colombia.

Resumen: Los bosques son ecosistemas claves por la cantidad de bienes y servicios que derivamos de estos. El crecimiento acelerado de la población y el desarrollo de diferentes actividades socio-económicas han detonado serias presiones que inducen variaciones espacio-temporales en sus extensiones que podrían afectar la prestación de bienes y servicios ecosistémicos. En este trabajo se realizó un análisis de la dinámica de las coberturas boscosas en Colombia durante 1992-2015, haciendo uso de la matriz de concordancia de Kappa. Los componentes de la matriz fueron determinados a partir de los cambios observados en mapas anuales de cobertura del suelo obtenidos de información satelital suministrada por la Iniciativa para el Cambio Climático de la Agencia Espacial Europea. Los resultados sugieren que las extensiones boscosas en Colombia se redujeron entre 1992 y 2004 a una tasa de 1.199,7 km²/año, mientras que se recuperaron entre 2004 y 2015 a una velocidad de 414,7 km²/año, lo que representa pérdida neta de 9.834 km² para el total del período de análisis. Las principales transiciones relacionadas con los bosques son detonadas por dinámicas asociadas con la agricultura. Además, este análisis muestra que los departamentos con mayor pérdida de bosques fueron Meta (3.914,9 km²), Caquetá (3.310,4 km²) y Antioquia (3.066,9 km²), mientras que los departamentos con mayor ganancia fueron Antioquia (1.619,0 km²), Santander (1.238,4 km²) y Caquetá (1.050,2 km²). Estos resultados complementan estudios previos realizados en Colombia, muestran la utilidad de una fuente de datos alternativa y se constituyen en un insumo base para la gestión de los territorios y el manejo de los bosques a escala departamental.

Palabras clave: Bosques, Deforestación, Datos satelitales, Cambio en el uso del suelo, Cambio en cobertura del suelo.

Recibido: 9 de diciembre de 2022. Aceptado: 20 de febrero de 2023

Received: December 9th, 2022. Accepted: February 20th, 2023

Multitemporal and Spatial Analysis of Forest Cover in Colombia during 1992-2015

Abstract: Forests provide a wide range of ecosystem services and goods. Accelerated population growth and socio-economic activities have triggered serious environmental pressures. These pressures induce spatio-temporal variations on forests extent affecting ecosystem services and goods supply. In this work, we performed an analysis of forests cover dynamics in Colombia during 1992-2015 based on Kappa's concordance matrix. Matrix's components were determined from observational data of annual maps derived from satellite data by the Climate Change Initiative of the European Spatial Agency. Results suggest that forests cover in Colombia was reduced at a rate of 1.199,7 km²/year between 1992 and 2004, while was recovered at a rate of 414,7 km²/year between 2004 and 2015. The reduction during the first period was higher than the recovery of the second period, representing 9.834 km² of net loss. The main forests-related transitions were triggered by agriculture. Furthermore, our analysis shows that departments with greater loss were Meta (3.914,9 km²), Caquetá (3.310,4 km²) and Antioquia (3.066,9 km²), while departments with greater gain were Antioquia (1.619,0 km²), Santander (1.238,4 km²) and Caquetá (1.050,2 km²). These results complement previous studies in Colombia, show the usefulness of an alternative data source, and constitute a basic input for the territories and forest management in departmental scale.

Keywords: Forests, Deforestation, Satellite data, Land use change, Land cover change.

(*) andres.posada@udea.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

La acción humana ha modificado considerablemente las características de la superficie del planeta en especial en el último siglo (Hansen et al., 2013). El cambio de uso/cobertura del suelo (LUCC por sus siglas en inglés) es uno de los procesos más importantes relacionado con el cambio ambiental global (López et al., 2021). Estas alteraciones toman relevancia ya que las características de la superficie controlan los balances de agua, de cantidad de movimiento y de energía (Bonan, 2008). El LUCC puede modificar diferentes procesos biogeofísicos y biogeoquímicos a partir de perturbaciones en dichos balances, afectando el adecuado funcionamiento de los ecosistemas, y los bienes y servicios que de ellos derivamos (Broxton et al., 2014; Mahmood et al., 2014).

Dentro del LUCC, la deforestación es uno de los cambios que mayor atención recibe, debido a la importancia ecológica de los bosques y las presiones existentes sobre estos ecosistemas (Nasi et al., 2002). Con el crecimiento acelerado de la población se generan complejas dinámicas en torno al uso/cobertura del suelo que amenazan las coberturas boscosas (Curtis et al., 2018). Por ejemplo, la demanda de alimentos de la población lleva a la expansión de la agricultura y la ganadería, cambiando los bosques por tierras de cultivo y pastizales (Skole y Tucker, 1993; Etter et al., 2006). Asimismo, la minería y la urbanización provocan su pérdida, desplazan algunas actividades económicas y modifican el estilo de vida de los habitantes de los territorios intervenidos (Hilson, 2002; D'Amour et al., 2017).

Hansen et al. (2013), haciendo uso de imágenes Landsat, caracterizaron la extensión, la pérdida y la ganancia de los bosques en el mundo entre 2000 y 2012. Según sus resultados, durante este período de análisis se perdieron alrededor de 2,3 millones de kilómetros cuadrados, mientras que 0,8 millones fueron recuperados. Además, como exponen Posada-Marín y Salazar (2022), existe una creciente preocupación de que la deforestación se intensifique por el aumento de los incendios forestales (Moutinho et al., 2020), la intensificación de sequías (Staal et al., 2018) y la expansión agrícola (Pereira et al., 2020).

Esto es preocupante dado que los servicios vitales que estos ecosistemas generan para la humanidad, no pueden ser reemplazados de manera efectiva por la tecnología. Si las tendencias actuales continúan, en unas pocas décadas se alterarán drásticamente una gran parte de los bosques naturales que quedan en la Tierra, con daños irreversibles para la humanidad (Nasi et al., 2002). Los trópicos son los lugares del mundo donde se concentran estos cambios. Por ejemplo, en la Amazonía durante 2010-2015 se perdieron alrededor de 50.000 km², siendo Brasil, Perú y Colombia los países que más contribuyen a su deforestación (Marengo et al., 2018).

En lo que respecta a Colombia, cerca de 1.971,6 km² de bosques fueron perdidos durante 2018 (IDEAM, 2020), siendo la Amazonía y la zona Andina las regiones donde se concentra la mayor parte de la deforestación (González-González et al. 2021). Además, se tiene cierta incertidumbre por lo que podría pasar con los bosques en escenario de posconflicto (Salazar et

al., 2018). Por un lado, el conflicto armado en el país sirvió para conservar algunas zonas, pero también este fenómeno ha generado grandes presiones sobre ecosistemas claves via la siembra de cultivos ilícitos (Erasso y Vélez, 2020). Se teme que, en escenario de posconflicto, se presenten otras dinámicas en torno al LUCC que amenacen los bosques y los servicios ecosistémicos que de ellos derivamos (Salazar et al., 2018).

González-González et al. (2021), determinaron que la actividad agrícola tiene un papel fundamental en la deforestación en el país y su influencia varía entre regiones. Esto recalca la necesidad de medidas de gestión del uso del suelo adaptadas a las realidades propias de cada territorio, con el fin de enfrentar los desafíos en torno a la conservación y manejo de estos ecosistemas claves. El monitoreo de estas coberturas es necesario para entender las dinámicas en torno a los bosques, tarea fundamental para su adecuada gestión. Dicho monitoreo puede ser realizado en diferentes escalas espaciales y temporales, basado en observaciones in situ o de sensores remotos (p.ej. Hansen et al., 2013).

En esta investigación, se caracterizan las dinámicas multitemporales y espaciales de las coberturas de bosques en Colombia durante 1992-2015. Para esto se determinó a partir de imágenes de satélite: i) su comportamiento temporal, ii) las transiciones dominantes, y ii) la distribución espacial de su pérdida y ganancia, generando una síntesis por departamento. Además, se contrastaron los resultados obtenidos con formulaciones teóricas realizadas por otros autores. La información producto de este análisis complementa la obtenida por previos estudios (p.ej. Finer y Mamani, 2020; González-González et al., 2021) y se constituye en un insumo base para la toma de decisiones en torno al uso del suelo y el manejo de bosques en el país a escala departamental.

2. MARCO TEÓRICO

Se define como bosque un área de más de 0,5 ha con una cobertura de árboles mínima de 10-30 %, siendo un árbol una planta con una altura mayor a 2 m (UNFCCC, 2002). La deforestación ocurre cuando se transforma y reemplaza un bosque por cualquier otro tipo de cobertura, es decir cuando se pierden las características antes mencionadas (Nasaki y Putz, 2009). El conocimiento del proceso de transformación de la Tierra es fundamental para la gestión ambiental y la sostenibilidad de los territorios (p.ej. Yu et al., 2011). Esto dado que el LUCC podría amenazar el funcionamiento adecuado de los ecosistemas y todos los servicios derivados de estos (p.ej. Wang et al., 2018; He et al. 2019). Por ejemplo, la deforestación modifica los flujos hidrológicos causando alteraciones en la capacidad del suelo para regular el agua en términos de cantidad y calidad (p.ej. Setälä et al., 2014; García-Leoz, 2017; Suescún et al., 2017) y podría generar impactos en el clima global, regional y local (p.ej. Lawrence y Vandecar, 2017; Sierra et al., 2021).

Los procesos de toma de decisiones en torno a la planificación territorial y la gestión ambiental, necesitan herramientas para estimar el LUCC y sus posibles implicaciones sobre los recursos naturales y los servicios ecosistémicos (Wang et al.,

2018). La modelación es una de las principales herramientas para proyectar el LUCC y sus potenciales impactos (Xi et al., 2021). Se han desarrollado diferentes modelos para simular la dinámica del cambio de uso/cobertura del suelo (p.ej. Verburg et al., 2002; Soares-Filho et al., 2006; Liu y Deng, 2010).

La mayoría de estos modelos estiman la probabilidad de conversión entre las categorías de uso/cobertura de la Tierra, con base en observaciones históricas, identificando comportamientos, tasas y patrones de cambio (Irwin y Geoghegan 2001, Lawler et al. 2014). El impacto del LUCC sobre los recursos naturales y servicios ecosistémicos, se puede determinar mediante una combinación de proyecciones del LUCC y modelos específicos para evaluar las potenciales alteraciones sobre estos (Haase et al., 2014; Lawler et al., 2014; Zhang et al., 2022). Tal conocimiento es fundamental para el desarrollo de medidas de manejo en torno a la gestión de los recursos naturales.

3. METODOLOGÍA

3.1 Conjunto de datos.

En este trabajo se usaron los datos proporcionados por la Iniciativa de Cambio Climático de la Agencia Espacial Europea (CCI-ESA, por sus siglas en inglés) (p.ej. Liu et al., 2018). A partir de esta fuente, se caracterizaron extensiones, tasas y tendencias históricas de los cambios en la cobertura boscosa en Colombia. Los datos consisten de 24 mapas anuales de uso/cobertura de la Tierra que cubren el período 1992-2015 y tienen una resolución espacial de 300 metros. Este producto fue elaborado a partir de MERIS (Espectrómetro de Imágenes de Resolución Media) que estima la cobertura de la Tierra mediante la reflectancia de la radiación solar dada desde la superficie terrestre (Baudin et al. 1994).

3.2 Procesamientos de los datos.

En la Figura 1 se sintetizan los pasos metodológicos empleados en el procesamiento de los mapas de CCI-ESA. El primer paso consistió en recortar los mapas con el polígono de Colombia. A continuación, las categorías originales del producto se reclasificaron teniendo en cuenta las clases para la detección de cambio de cobertura/uso del suelo sugeridas por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) (Kirches et al., 2014) (Tabla 1). En la Figura 2, se presenta una muestra de los mapas reclasificados para los dos años extremos del período de análisis: 1992 y 2015.

Luego de esto, se construyeron las matrices de concordancia de Kappa (López de Ullibarri y Pita-Fernández, 1999), haciendo uso de los mapas en diferentes años para definir cómo ha sido el cambio de uso/cobertura del suelo en el tiempo. Dichas matrices son cuadradas, su tamaño está dado por el número de categorías de uso/cobertura del suelo (N) (Tabla 2). Los valores de la diagonal principal (C_{ii}) representan los píxeles en los que no hubo cambio en la categoría particular de uso/cobertura del suelo (i). Los valores en el exterior de la diagonal principal (C_{ij}) representan el número de píxeles en los que el uso/cobertura del suelo pasa

de la categoría i en el mapa 1 (año 1) a la categoría j en el mapa 2 (año 2). Estos componentes permiten caracterizar las transiciones en la cobertura boscosa. Los valores marginales se calculan como la suma de cada fila o columna, y serán iguales al área total clasificada en cada categoría por mapa (año). Es así como la matriz de Kappa permite caracterizar extensiones, tasas, probabilidades de ocurrencia, patrones y comportamientos en el cambio de uso/cobertura del suelo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Evolución temporal de las coberturas boscosas en Colombia durante 1992-2015.

En la Figura 3 se presenta la evolución temporal de la extensión boscosa en Colombia durante el período de análisis. En 1992, la cobertura de bosques en el país fue de aproximadamente 721.918 km², pasando a 712.084 km² en el 2015, lo que representa una pérdida neta de 9.834 km². Esto indica una tasa promedio de pérdida de bosques de 427,6 km²/año.

Nuestros resultados muestran dos instantes durante este período con un comportamiento contrastante (Figura 3). El primero ocurre entre 1992-2004, este se caracteriza por reducciones en la cobertura boscosa del país con tasas de pérdida promedio de 1.199,7 km²/año. El segundo se da entre 2004-2015 y ocurre recuperación de bosques a una velocidad promedio de 414,7 km²/año. Además, el análisis visual de esta figura y los valores numéricos de estas tasas, sugieren que la pérdida durante el primer período fue más acelerada a la ganancia que ocurrió durante el segundo período (Figura 3).

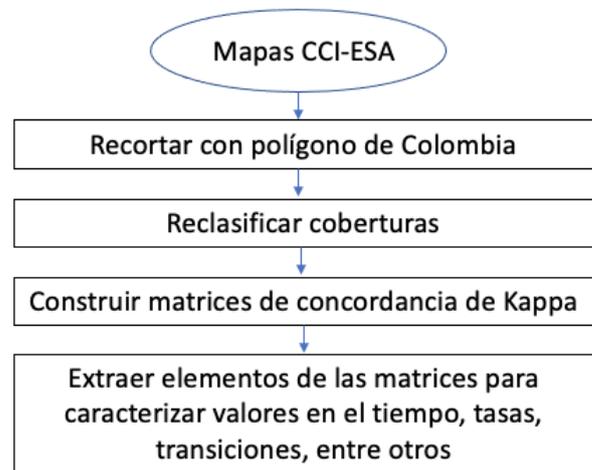


Figura 1. Procedimiento metodológico empleado en este estudio.

4.2. Posibles determinantes del comportamiento temporal de las coberturas.

El contraste entre estos dos instantes puede ser explicado por las dinámicas socioeconómicas en el país. En particular, se tienen dos fenómenos que podrían estar relacionados con este comportamiento. El primero se asocia con la implementación

de la política de defensa y seguridad democrática del gobierno nacional a partir del año 2003. Esta política se caracterizó por un fuerte despliegue militar para combatir la guerrilla y controlar los cultivos ilícitos (Pérez-Hernández, 2018).

Como sugiere García (2012), Este último factor es uno de los principales determinantes de la deforestación en Colombia, por lo que se planteó dentro de dicha política la reforestación con plantaciones forestales para exportación (Correa, 2004). De hecho, el Instituto De Estudios Ambientales y Meteorológicos (IDEAM, 2011), estimó que durante 2002-2010, la tasa de deforestación en Colombia se redujo 336,5 km²/año, esto asociado entre otros factores, a la reducción de cultivos ilícitos.

Otro factor que pudo influir en este comportamiento está relacionado con la implementación del Tratado de Libre Comercio (TLC) con Estados Unidos (p.ej. Ramírez-Gómez et al., 2004; Díaz-Valencia, 2017). Como exponen Ramírez-Gómez et al. (2004), los cambios en las políticas de precios pueden afectar la producción agropecuaria. Particularmente, en cultivos transitorios como el trigo, soya, algodón, sorgo y arroz, la reducción en áreas de cultivo sería casi proporcional a la reducción de los precios por efecto del TLC (Ramírez-Gómez et al., 2004). Nuestros resultados muestran el posible efecto de ambos factores en la extensión de bosque en el país. Sin embargo, puede que otros fenómenos también hayan contribuido a este comportamiento.

4.3. Transiciones de coberturas relacionadas a los bosques.

La Figura 4 muestra los porcentajes de cada cobertura del suelo por la cual fueron reemplazados los bosques deforestados durante el período de análisis. Entre 1992 y 2015, hubo una pérdida de 19.864,7 km², de los cuales el 54,1% de estos fueron reemplazados por cultivos, 11,9% fueron destinados para pastizales y el 31,3% pasó a tener una cobertura de arbustos. Un 2,6% de la extensión deforestada fue usada para establecer suelo urbano. Estas cuatro categorías son las que muestran un impacto directo por la acción del hombre. Por lo que nuestro análisis se concentra en estas.

La Figura 5 muestra los porcentajes de cada cobertura del suelo en las que se recuperó extensión boscosa durante el período de análisis. Entre 1992 y 2015, 13.051,6 km² de bosques fueron recuperados. El 74,5% de esta recuperación se dio en cultivos, 11,5% en pastizales y el 14,0% en arbustos (Figura 5).

El principio de integralidad de las ciencias ambientales (p.ej. Castellano-Bohórquez, 2002), sugiere que no existe un único factor que pueda explicar el comportamiento en estas coberturas boscosas. Existen múltiples factores que contribuyen a dicho comportamiento. Los procesos descritos en la sección 4.2., son ejemplos de dinámicas socioeconómicas reflejadas en la actividad agrícola que pueden generar cambios en las coberturas boscosas. De hecho, analizando la evolución temporal de la extensión de cultivos del país (Figura 6), se puede ver que existe una estrecha relación inversa entre esta y la cantidad de bosque (Figura 3) ($R=-0,88$).

4.4. Distribución espacial de la pérdida y ganancia de los bosques durante 1992-2015.

La Figura 7 muestra la distribución espacial de las áreas donde hubo pérdida y ganancia de bosques durante 1992 y 2015. Los colores hacen referencia a la cobertura por la cual fueron reemplazadas o partir de la cual hubo ganancia. Se pueden identificar algunos focos de deforestación localizados en los departamentos de Antioquia (centro, suroeste y Urabá en límites con chocó), Santander, Meta, Caquetá y Guaviare. En estos tres últimos departamentos existe un arco de deforestación en torno al bosque Amazónico (Martino, 2007). Este patrón espacial es acorde con lo encontrado por González-González et al. (2021).

La transición dominante a través del territorio es la de bosques a cultivos (puntos naranjas), concentrándose en Caquetá y Meta, donde la actividad agrícola ejerce presión sobre el Amazonas (Figura 7). De manera similar, se puede ver cierto efecto del sector ganadero en los departamentos de Meta y Guaviare, donde se concentra la transición de bosques a pastizales (puntos morados). A diferencia de estos patrones espaciales marcados en la pérdida, la ganancia de estos presenta un comportamiento disperso a través del territorio colombiano (Figura 7).

En la Tabla 3 se presenta el ranking de los departamentos de Colombia según el área de pérdida. El departamento del Meta encabeza este listado con aproximadamente 3.914 km² deforestados, de los cuales el 51,4% fueron reemplazados por cultivos y el 45,6% por pastizales. El siguiente departamento que encabeza este listado es Caquetá, donde el 84,7% de la extensión deforestada fue destinada para cultivos. Antioquia es el tercer departamento con mayor pérdida de bosques, aquí el 58,2% del área deforestada fue usada para cultivos y el 40,5% pasó a tener una cobertura arbustiva.

Esto último puede dar cuenta de procesos de transformación menos drásticos que llevan a que en estas áreas se pierdan árboles y se presente la dominancia de arbustos. Los valores registrados muestran diferentes dinámicas socioeconómicas propias de cada departamento. Por ejemplo, en Arauca el 94,1% de los bosques fueron reemplazados por cultivos y tan solo 5,8% fueron destinados para pastizales, mientras que en Guaviare estos porcentajes son 41,4% y 41,8% respectivamente. Esto da cuenta de que en Arauca la actividad agrícola ejerce más presión que la ganadera, mientras que en Guaviare ambas actividades ejercen una tensión similar.

Tabla 1. Correspondencia entre las categorías usadas por CCI-ESA y las categorías usadas para la detección del cambio en la cobertura terrestre según el IPCC.

Cobertura CCI-ESA	Traducción	Clases sugeridas por el IPCC	
Cropland rainfed	Cultivos de secano	Cultivos	
Cropland rainfed- Herbaceous cover	Cultivos de secano-herbáceos		
Cropland rainfed - Tree or shrub cover	Cultivos de secano de bosques- arbustos		
Cropland irrigated or post- flooding	Cultivos irrigados o post- inundación		
Mosaic cropland (>50%) / natural vegetation (tree/shrub/herbaceous cover)	Mosaico de cultivos y vegetación natural		
Mosaic natural vegetation (tree/shrub/herbaceous cover) (>50%) / cropland	Mosaico de vegetación natural y cultivos		
Tree cover broadleaved evergreen closed to open (>15%)	Bosques perenne y latifoliar cerrado a abierto	Bosques	
Tree cover broadleaved deciduous closed to open (>15%)	Bosques caducifolio y latifoliar cerrado a abierto		
Tree cover broadleaved deciduous closed (>40%)	Bosques caducifolio y latifoliar cerrado		
Tree cover broadleaved deciduous open (15-40%)	Bosques caducifolio y latifoliar abierto		
Tree cover needleleaved evergreen closed to open (>15%)	Bosques de coníferas perennes cerrado a abierto		
Tree cover needleleaved evergreen closed (>40%)	Bosques de coníferas perennes cerrado		
Tree cover needleleaved evergreen open (15-40%)	Bosques de coníferas perennes abierto		
Tree cover needleleaved deciduous closed to open (>15%)	Bosques de coníferas caducifolio cerrado a abierto		
Tree cover needleleaved deciduous closed (>40%)	Bosques de coníferas caducifolio cerrado		
Tree cover needleleaved deciduous open (15-40%)	Bosques de coníferas caducifolio abierto		
Tree cover mixed leaf type (broadleaved and needleleaved)	Bosques mezclados		
Mosaic tree and shrub (>50%) / herbaceous cover	Mosaico de bosques y arbustos, y vegetación herbácea		
Tree cover flooded fresh or brakish water	Cobertura de bosques inundados por agua dulce o salobre		
Tree cover flooded saline water	Cobertura de bosques inundados por agua salada		
Shrubland	Matorrales o arbustos		Arbustos
Shrubland evergreen	Matorrales o arbustos perennes		
Shrubland deciduous	Matorrales o arbustos caducifolios		
Water bodies	Cuerpos de agua	Agua	

Cobertura CCI-ESA	Traducción	Clases sugeridas por el IPCC
Permanent snow and ice	Nieve o hielo permanente	Hielo
Shrub or herbaceous cover flooded fresh/saline/brakish water	Cobertura de arbustos, herbáceas, inundados por agua	Humedales
Mosaic herbaceous cover (>50%) / tree and shrub	Mosaico de vegetación herbácea y bosques-arbustos	Pastizales
Grassland	Pastizales	
Bare areas	Áreas desnudas	Suelos desnudos
Consolidated bare areas	Áreas desnudas consolidadas	
Unconsolidated bare areas	Áreas desnudas no consolidadas	
Urban areas	Áreas urbanas	Urbano
Lichens and mosses	Líquenes y musgos	Vegetación esparcida
Sparse vegetation (tree/shrub/herbaceous cover)	Vegetación esparcida	
Sparse tree	Bosques esparcidos	
Sparse shrub	Arbustos esparcidos	
Sparse herbaceous cover	Cobertura herbácea esparcida	

Leyenda

Cobertura del suelo

- Bosques
- Cultivos
- Pastizales
- Arbustos
- Vegetación Esparcida
- Humedales
- Urbano
- Suelos Desnudos
- Agua
- Hielo

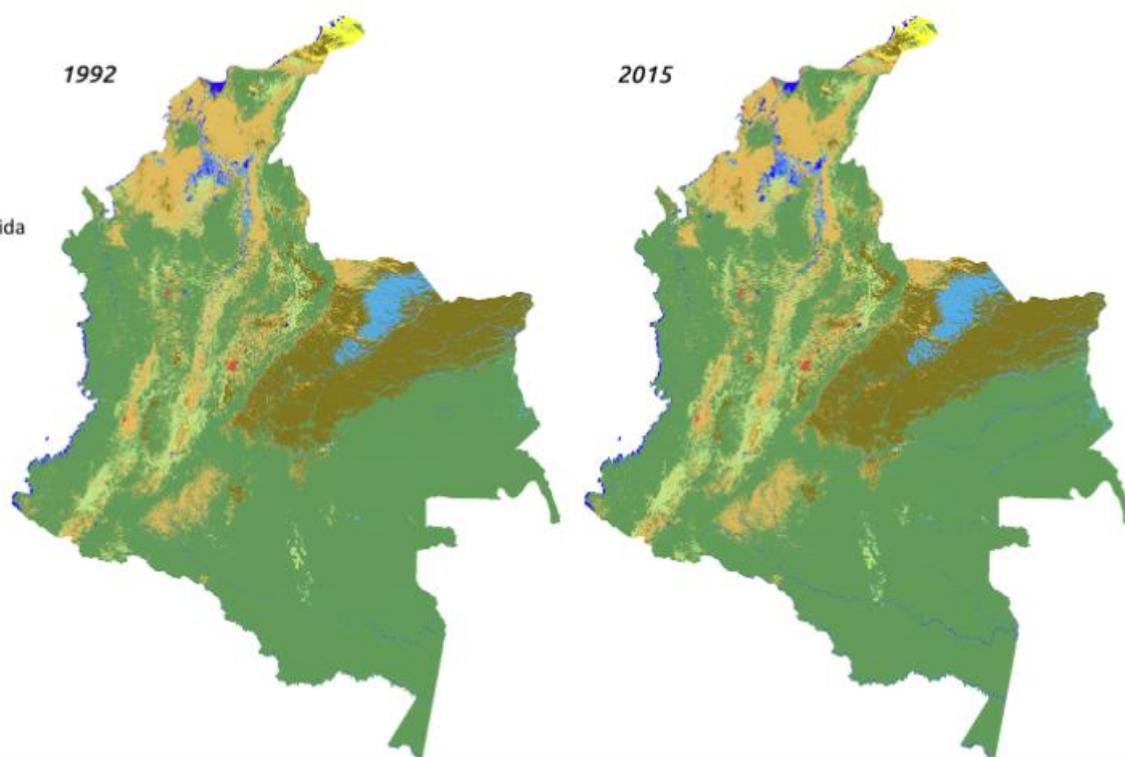


Figura 2. Coberturas del suelo para Colombia en los años 1992 y 2015. Datos procesados a partir de la iniciativa para el cambio climático de la Agencia Espacial Europea (CCI-ESA).

Tabla 2. Matriz de concordancia para el cálculo del índice de Kappa.

Mapa2	Mapa1				Marginal
	1	2	...	n	
1	C ₁₁	C ₁₂	...	C _{1n}	C _{1.}
2	C ₂₁	C ₂₂	...	C _{2n}	C _{2.}
.	.			.	.
.	.			.	.
.	.			.	.
n	C _{n1}	C _{n2}	...	C _{nn}	C _{n.}
Marginal	C _{.1}	C _{.2}	...	C _{.n}	n

En la Tabla 4 se muestra el ranking de los departamentos de Colombia según el área de ganancia de bosques. El departamento de Antioquia encabeza este listado con aproximadamente 1.619 km² recuperados, de los cuales el 69,7% eran originalmente cultivos y el 30,1% arbustos. El

ranking lo continúan los departamentos de Santander y Caquetá, en estos al rededor del 88,0% de los nuevos bosques se presentaron en suelos destinados para cultivos. Al igual que en Antioquia, la segunda cobertura en la que más ocurre recuperación son los arbustos (Figura 5).

Esto puede estar relacionado con la sucesión natural de coberturas, una vez que el hombre abandona estos suelos donde desarrolla actividades económicas, la vegetación que se empieza a formar es de tipo matorral y arbustiva, y en el transcurso del tiempo se puede generar un nuevo bosque (García-Leoz, 2017). Este comportamiento es generalizado a través del territorio colombiano.

A pesar de que hay recuperación, para todo Colombia esta corresponde al 65% de la pérdida total, lo que indica una tendencia a la disminución en los bosques. Sin embargo, existen algunos departamentos donde hay una ganancia neta en esta cobertura (Tablas 3 y 4). Magdalena, Córdoba y Tolima, son los lugares con mayor ganancia neta.

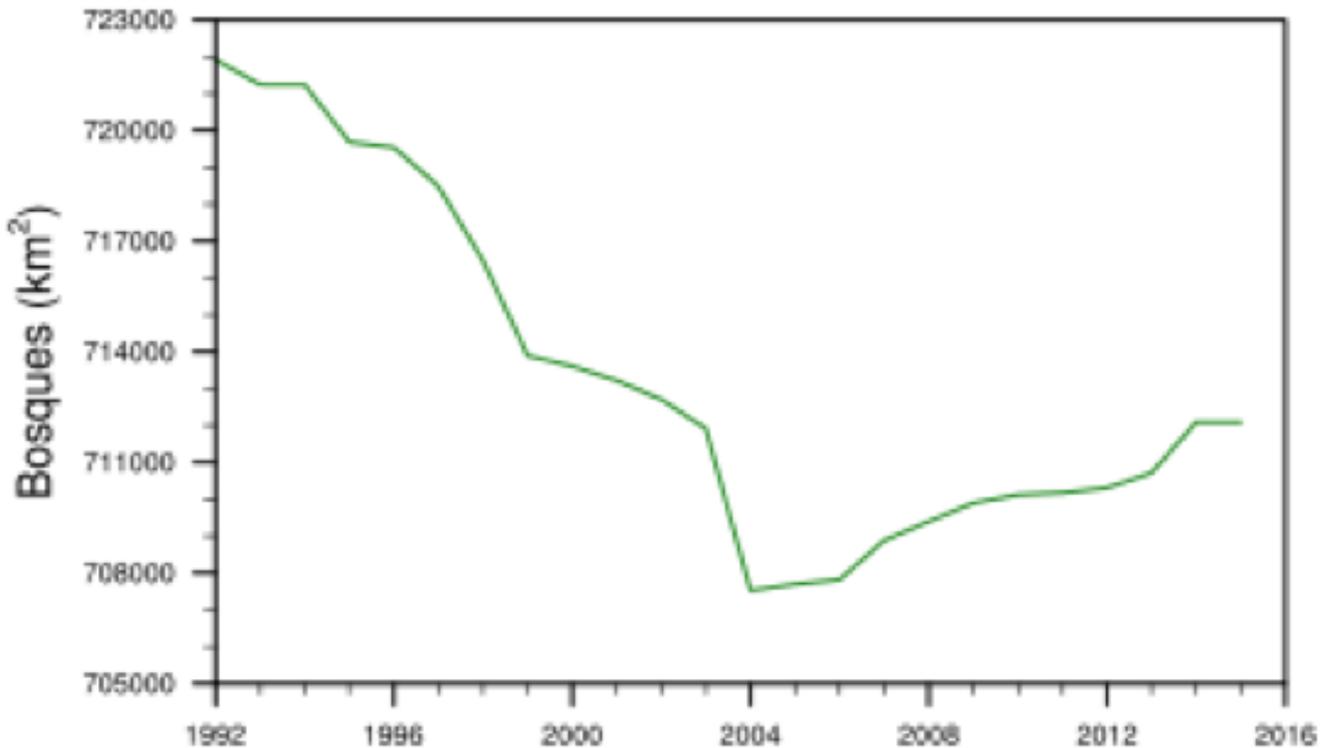


Figura 3. Evolución temporal de las coberturas boscosas en Colombia durante 1992-2015. Elaboración propia a partir del procesamiento de datos de la CCI-ESA.

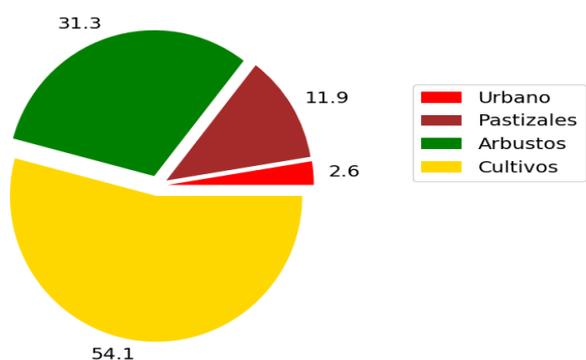


Figura 4. Porcentajes de cada cobertura del suelo por la cual fueron reemplazados los bosques deforestados durante 1992 y 2015. Elaboración propia a partir de datos de la CCI-ESA.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se analizó la variabilidad multitemporal y espacial de las coberturas boscosas en el territorio colombiano, basados en datos de la iniciativa para el cambio climático de la Agencia Espacial Europea (CCI-ESA) durante el período 1992-2015. Dentro del tiempo de análisis se observan dos instantes con comportamientos distintos, en el que primero

ocurre reducción de las coberturas boscosas hasta el año 2004 y una ganancia de las coberturas a partir de aquí hasta el 2015. Las tasas de cambio sugieren que esta pérdida fue más acelerada que la ganancia. En general, para el período completo, comparando 1992 y 2015, se perdieron (ganaron) bosques, los cuales fueron reemplazados (recuperados) principalmente por (de) cultivos.

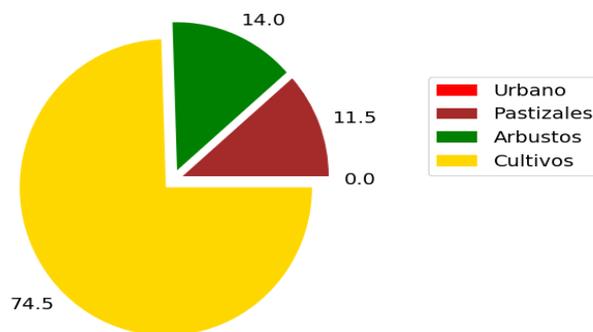


Figura 5. Porcentajes de cada cobertura del suelo en las cuales hubo ganancia de bosques durante 1992 y 2015. Elaboración propia a partir de datos de la CCI-ESA.

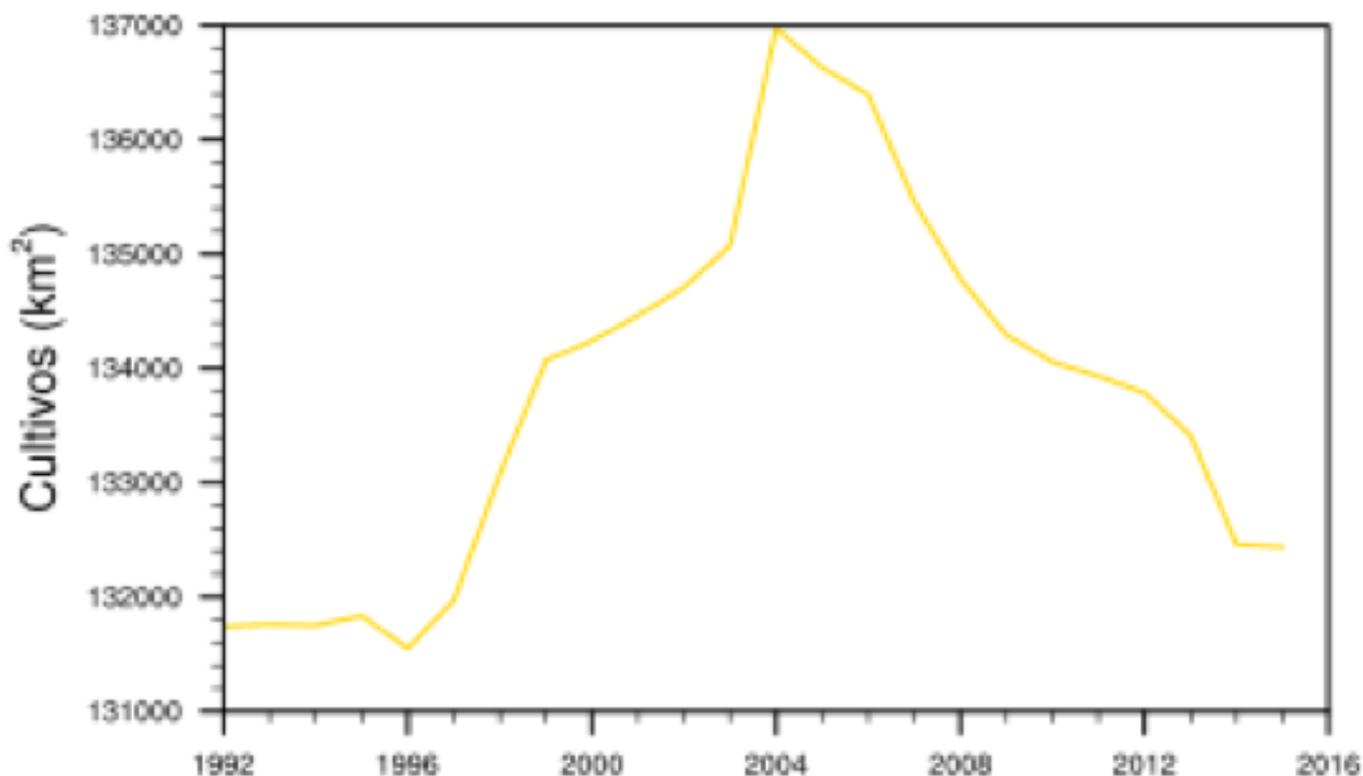


Figura 6. Evolución temporal de la cobertura de cultivos en Colombia durante 1992-2015. Elaboración propia a partir de datos de la CCI-ESA.

En el país ocurrieron diferentes dinámicas socioeconómicas como el tratado de libre comercio con Estados Unidos y la política de seguridad democrática del gobierno nacional, que repercutieron sobre la actividad agrícola y determinaron la

evolución espaciotemporal de las extensiones boscosas. Además, la segunda transición dominante (bosques-Arbustos), muestra procesos de degradación y de sucesión natural de estos ecosistemas.

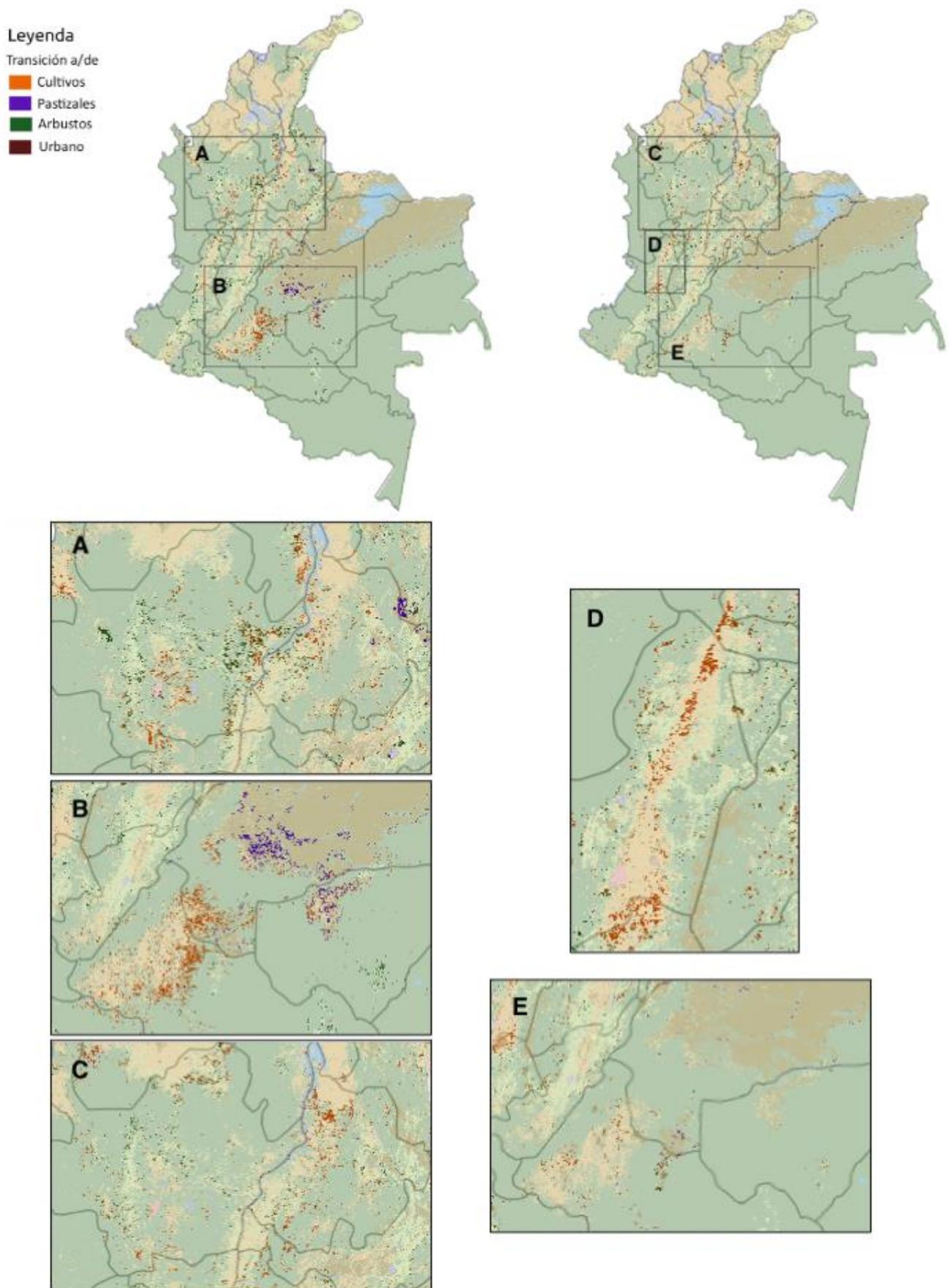


Figura 7. Cobertura del suelo para Colombia en los años 1992 y 2015. Elaboración propia a partir de datos de la CCI-ESA. En los paneles A-E se muestran los focos sobre zonas con mayor cambio en las coberturas boscosas.

Tabla 3. Pérdida de bosques y transición de coberturas por departamento.

Departamento	Área perdida (km ²)	Cultivos (%)	Pastizales (%)	Arbustos (%)	Urbano (%)
Meta	3914,9	51,4	45,6	3,0	0,0
Caquetá	3310,4	84,7	0,8	14,5	0,1
Antioquia	3066,9	58,2	0,3	40,5	1,0
Santander	1177,2	68,7	8,0	22,9	0,3
Guaviare	1000,8	41,4	41,8	16,7	0,1
Norte De Santander	779,3	44,0	19,6	36,1	0,2
Cundinamarca	628,1	46,4	15,3	37,5	0,8
Boyacá	619,9	66,2	13,3	20,3	0,1
Valle del Cauca	570,0	51,1	1,8	45,9	1,3
Bolívar	546,8	71,8	0,2	27,7	0,3
Putumayo	529,9	64,5	1,3	33,6	0,6
Cauca	494,9	24,5	0,9	74,3	0,2
Nariño	401,0	78,0	5,4	16,4	0,3
Cesar	325,2	30,6	1,6	67,4	0,4
Caldas	311,9	74,9	0,6	23,7	0,8
Chocó	308,9	73,8	23,6	2,2	0,3
Tolima	283,0	31,2	2,9	65,0	0,9
Huila	279,5	55,9	1,5	42,5	0,1
Arauca	271,0	94,1	5,8	0,0	0,2
Casanare	269,8	57,1	42,2	0,4	0,3
Vichada	236,8	25,8	69,3	4,9	0,0
Magdalena	104,8	40,1	3,2	53,4	3,4
Risaralda	83,3	72,4	2,9	22,2	2,5
La Guajira	75,4	30,9	6,1	63,0	0,0
Vaupés	54,3	40,3	5,8	46,1	7,8
Quindío	50,4	51,1	1,1	44,6	3,2
Córdoba	44,9	80,4	2,2	16,6	0,8
Amazonas	40,2	58,6	5,1	13,0	23,3
Guainía	32,7	49,3	22,9	15,7	12,1
Bogotá	27,3	42,6	26,7	19,1	11,6

Departamento	Área perdida (km ²)	Cultivos (%)	Pastizales (%)	Arbustos (%)	Urbano (%)
Atlántico	15,7	34,5	2,3	54,6	8,6
Sucre	9,5	36,2	1,9	59,0	2,9

Tabla 4. Ganancia de bosques y transición de coberturas por departamento.

Departamentos	Área ganada (km ²)	Cultivos (%)	Pastizales (%)	Arbustos (%)
Antioquia	1619,0	69,7	0,2	30,1
Santander	1238,4	88,6	2,7	8,7
Caquetá	1050,2	87,1	3,2	9,7
Cundinamarca	778,4	83,1	2,4	14,5
Valle del Cauca	637,5	86,2	0,6	13,2
Bolívar	616,9	93,1	0,4	6,5
Cauca	603,8	75,5	0,3	24,2
Tolima	588,1	64,8	0,6	34,6
Putumayo	538,0	70,5	0,0	29,4
Magdalena	497,2	96,5	1,7	1,8
Meta	457,8	49,1	45,3	5,6
Boyacá	442,7	87,8	3,4	8,9
Vichada	436,0	16,5	83,5	0,0
Norte De Santander	408,2	91,1	1,3	7,6
Casanare	403,6	43,4	56,6	0,0
Córdoba	377,1	81,2	1,1	17,7
Nariño	329,0	92,8	0,5	6,7
Cesar	324,6	92,2	0,4	7,3
Sucre	307,5	79,0	0,4	20,7
Huila	303,9	75,2	0,3	24,5
La Guajira	258,8	86,4	4,0	9,6
Caldas	252,4	90,0	0,3	9,6
Arauca	139,8	82,7	17,3	0,0
Chocó	138,8	88,9	5,4	5,6
Risaralda	130,8	89,3	0,4	10,3

Departamentos	Área ganada (km ²)	Cultivos (%)	Pastizales (%)	Arbustos (%)
Guaviare	79,8	63,9	5,1	31,0
Quindío	41,6	67,7	0,4	31,8
Bogotá	26,1	45,9	17,9	36,2
Guainía	13,1	16,4	80,1	3,4
Atlántico	12,5	79,9	9,4	10,8
Vaupés	-	-	-	-
Amazonas	-	-	-	-

REFERENCIAS

- Baudin, G., Bessudo, R., & Bezy, J. L. (1994). Medium-resolution imaging spectrometer (MERIS). *Proceedings-spie the International Society for Optical Engineering* (115-115).
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *science*, 320(5882), 1444-1449.
- Broxton, P. D., Zeng, X., Sulla-Menashe, D., y Troch, P. A. (2014). A global land cover climatology using MODIS data. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 53(6), 1593-1605.
- Castellano Bohórquez, H. (2002). Integralidad y relación economía-ambiente o el arte de armar rompecabezas. *Cuadernos del Cendes*, 19(49), 157-171.
- Correa, H. D. (2004). La política de parques con la gente, el conflicto armado interno y el gobierno de la Seguridad Democrática. *Guerra, sociedad y medio ambiente*, 253-296.
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., y Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111.
- Díaz-Valencia, G. A. (2017). Incidencia del Tratado de Libre Comercio con Estados Unidos en la competitividad del sector agrícola colombiano: Casos del arroz y maíz. *Revista de economía del caribe*, (19), 154-182.
- D'Amour, C., Reitsma, F., Baiocchi, G., Barthel, S., Güneralp, B., Erb, K. H., ... y Seto, K. C. (2017). Future urban land expansion and implications for global croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), 8939-8944.
- Erasso, C., y Vélez, M. A. (2020). ¿Los cultivos de coca causan deforestación en Colombia? Documento Temático-CESED, 5, 1-14.
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., y Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, ecosystems y environment*, 114(2-4), 369-386.
- Finer, M., y Mamani, N. (2020). Deforestation in the Colombian Amazon-2020.
- García, H. (2012). Deforestación en Colombia: Retos y perspectivas.
- García-Leoz, V., Villegas, J. C., Suescún, D., Flórez, C. P., Merino-Martín, L., Betancur, T., & León, J. D. (2018). Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Regional Environmental Change*, 18(4), 1117-1129.
- González-González, A., Villegas, J. C., Clerici, N., y Salazar, J. F. (2021). Spatial-temporal dynamics of deforestation and its drivers indicate need for locally-adapted environmental governance in Colombia. *Ecological Indicators*, 126, 107695.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... & Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413-433.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... y Townshend, J. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), 850-853.
- He, X., Liang, J., Zeng, G., Yuan, Y., y Li, X. (2019). The effects of interaction between climate change and land-use/cover change on biodiversity-related ecosystem services. *Global Challenges*, 3(9), 1800095.
- Hilson, G. (2002). An overview of land use conflicts in mining communities. *Land use policy*, 19(1), 65-73.

- Instituto De Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, (2011) Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia, Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación. Recuperado de: <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/44688974/An%C3%A1lisis+de+tendencias+y+patrones+espaciales+de+deforestaci%C3%B3n+en+Colombia/06030c14-c433-485a-8541-8367e78038aa?version=1.0>
- Instituto De Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. (2020). Resultados De Monitoreo De Deforestación 2019. [http://www.andi.com.co/Uploads/PRESENTACION%20DEFORRESTACION%202019%20\(julio%209\)%20\(julio%209\)_compressed.pdf](http://www.andi.com.co/Uploads/PRESENTACION%20DEFORRESTACION%202019%20(julio%209)%20(julio%209)_compressed.pdf).
- Irwin, E. G., y Geoghegan, J. (2001). Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1-3), 7-24.
- Kirches, G., Brockmann, C., Boettcher, M., Peters, M., Bomtemps, S., Lamarche, C., Schiert, M., Santoro, M. y Defoumy, P. (2014). Land Cover CCI PRODUCT USER GUIDE VERSION 2. European Spatial Agency, Belgium.
- Latham, J. S., He, C., Alinovi, L., DiGregorio, A., & Kalensky, Z. (2002). FAO methodologies for land cover classification and mapping. In *Linking people, place, and policy* (pp. 283-316). Springer, Boston, MA.
- Lawler, J. J., Lewis, D. J., Nelson, E., Plantinga, A. J., Polasky, S., Withey, J. C., ... & Radeloff, V. C. (2014). Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(20), 7492-7497.
- Lawrence, D., & Vandecar, K. (2015). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature climate change*, 5(1), 27-36.
- Liu, J., & Deng, X. (2010). Progress of the research methodologies on the temporal and spatial process of LUCC. *Chinese Science Bulletin*, 55(14), 1354-1362.
- Liu, X., Yu, L., Si, Y., Zhang, C., Lu, H., Yu, C., & Gong, P. (2018). Identifying patterns and hotspots of global land cover transitions using the ESA CCI Land Cover dataset. *Remote Sensing Letters*, 9(10), 972-981.
- López de Ullibarri, G., & Pita-Fernández, S. (1999). Medidas de concordancia: el índice de Kappa. *Cad Aten Primaria*, 6, 169-171.
- López, S., López-Sandoval, M. F., y Jung, J. K. (2021). New insights on land use, land cover, and climate change in human–environment dynamics of the Equatorial Andes. *Annals of the American Association of Geographers*, 111(4), 1110-1136.
- Mahmood, R., Pielke Sr, R. A., Hubbard, K. G., Niyogi, D., Dirmeyer, P. A., McAlpine, C., ... y Fall, S. (2014). Land cover changes and their biogeophysical effects on climate. *International journal of climatology*, 34(4), 929-953.
- Martino, D. (2007). Deforestación en la Amazonía: principales factores de presión y perspectivas. *Revista del sur*, 169(1), 3-20.
- Moutinho, P., Alencar, A., Rattis, L., Arruda, V., Castro, I., y Artaxo, P. (2020). The Amazon in flames: Deforestation and fire during the COVID-19 pandemic. Tech. Rep. Amazon Environmental Research Institute.
- Nasi, R., Wunder, S., y Campos, J. J. (2002). Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation?.
- Pereira, E. J. D. A. L., de Santana Ribeiro, L. C., da Silva Freitas, L. F., y de Barros Pereira, H. B. (2020). Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. *Land Use Policy*, 92, 104491.
- Pérez Hernández, A. A. Influencia social del narcotráfico y la afectación a los Derechos Humanos entre 2002 a 2010.
- Posada-Marín, J. A., y Salazar, J. F. (2022). River flow response to deforestation: Contrasting results from different models. *Water Security*, 15, 100115.
- Ramírez-Gómez, M., Martínez Covaleda, H. J., Ortíz Hermida, L. X., González Rodríguez, F. A., Barrios Urrutia, C. A., & Agrocadenas, O. (2004). Respuestas de la oferta y la demanda agrícola en el marco de un TLC con Estados Unidos.
- Salazar, A., Sanchez, A., Villegas, J. C., Salazar, J. F., Ruiz Carrascal, D., Sitch, S., ... y Dukes, J. S. (2018). The ecology of peace: preparing Colombia for new political and planetary climates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(9), 525-531.
- Sasaki, N., & Putz, F. E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2(5), 226-232.
- Setälä, H., Bardgett, R. D., Birkhofer, K., Brady, M., Byrne, L., De Ruiter, P. C., ... & Van der Putten, W. H. (2014). Urban and agricultural soils: conflicts and trade-offs in the optimization of ecosystem services. *Urban Ecosystems*, 17(1), 239-253.
- Sierra, J. P., Junquas, C., Espinoza, J. C., Segura, H., Condom, T., Andrade, M., ... & Sicart, J. E. (2022). Deforestation impacts on Amazon-Andes hydroclimatic connectivity. *Climate Dynamics*, 58(9), 2609-2636.
- Skole, D., y Tucker, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *science*, 260(5116), 1905-1910.

Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Ramos, C. A., ... & Schlesinger, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440(7083), 520-523.

Staal, A., Tuinenburg, O. A., Bosmans, J. H., Holmgren, M., van Nes, E. H., Scheffer, M., ... y Dekker, S. C. (2018). Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change*, 8(6), 539-543.

Suescún, D., Villegas, J. C., León, J. D., Flórez, C. P., García-Leoz, V., & Correa-Londono, G. A. (2017). Vegetation cover and rainfall seasonality impact nutrient loss via runoff and erosion in the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 17(3), 827-839.

UNFCCC (2002) Report of the Conference of the Parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001 (FCCC/CP/2001/13/Add.1, UNFCCC, Marrakesh, Morocco, 2001).

Verburg, P. H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V., & Mastura, S. S. (2002). Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental management*, 30(3), 391-405.

Wang, Y., Dai, E., Yin, L., y Ma, L. (2018). Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region, China. *Ecosystem Services*, 34, 55-67.

Xi, H., Cui, W., Cai, L., Chen, M., y Xu, C. (2021). Evaluation and prediction of ecosystem service value in the Zhoushan Islands based on LUCC. *Sustainability*, 13(4), 2302.

Yu, W., Zang, S., Wu, C., Liu, W., & Na, X. (2011). Analyzing and modeling land use land cover change (LUCC) in the Daqing City, China. *Applied Geography*, 31(2), 600-608.

Zhang, L., Jiang, Y., Yang, M., Wang, H., Dong, N., Wang, H., ... y Liu, K. (2022). Quantifying the Impacts of Land Use and Cover Change (LUCC) and Climate Change on Discharge and Sediment Load in the Hunhe River Basin, Liaoning Province, Northeast China. *Water*, 14(5), 737.