

Ciencias de la Tierra

Artículo original

Trayectorias de la degradación y deforestación posteriores a incendios en la Amazonía y la Orinoquia colombo-venezolanas, 2001–2024

Post-fire trajectories of forest degradation and deforestation in the Colombian-Venezuelan Amazon and Orinoco basins, 2001–2024

 Dolors Armenteras^{1,2,*},  Federico Mosquera-Guerra²

¹ Instituto de Ciencias Forestales, Centro Superior de Investigaciones Científicas (ICIFOR-INIA, CSIC), Madrid, España

² Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

Resumen

Los bosques tropicales húmedos del norte de Suramérica almacenan gran parte del carbono terrestre global y albergan una gran biodiversidad, pero las transiciones entre incendios, degradación y deforestación, y el efecto de la gobernanza territorial sobre ellas, siguen sin cuantificarse sistemáticamente. En este estudio caracterizamos las trayectorias posteriores a los incendios (2001–2024) de bosques en las cuencas del Amazonas y del Orinoco de Colombia (CO) y Venezuela (VE) que no presentaban señales de perturbación para el año 2000. Integramos los productos de área quemada ESA CCI Fire (250 m, 2001–2020) y MODIS MCD64A1 (500 m, 2021–2024) con el producto JRC TMF AnnualChanges (30 m) y seleccionamos una muestra de píxeles con detección de quema para seguir su estado año a año. En 2024, el 69 % de la muestra seguía apareciendo como bosque no perturbado, con un contraste marcado entre países: Colombia presentaba una mayor proporción de deforestación (14,6 % frente a 6,3 % en Venezuela) y Venezuela una mayor proporción de degradación (21,7 % frente a 17,5 %). El 62 % de la deforestación en Colombia y el 77 % en Venezuela habían transitado por el estado de degradación previa, con latencias medianas de cinco y seis años (quema a degradación) y de tres y seis años (degradación a deforestación). En la Amazonía colombiana sin protección formal, el 23 % fue deforestado, frente a la ausencia de deforestación en los bosques donde se superponían áreas protegidas y territorio indígena. La cascada de fuego, degradación y deforestación fue la trayectoria dominante, y la coexistencia de gobernanza estatal e indígena se asoció a una menor pérdida de cobertura forestal por fuego.

Palabras clave: bosque tropical húmedo; fuego; Amazonas; Orinoco; áreas protegidas; territorios indígenas.

Abstract

Tropical rainforests in northern South America store a large proportion of the world's terrestrial carbon and host high biodiversity. Yet transitions among fire, degradation, and deforestation, and the effect of territorial governance on them, remain insufficiently quantified. Here we characterized the post-fire trajectories (2001–2024) of forests in the Amazon and Orinoco basins of Colombia (CO) and Venezuela (VE) that showed no sign of disturbance as of 2000. We integrated the European Space Agency Climate Change Initiative Fire (ESA CCI Fire, 250 m, 2001–2020) and Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer MCD64A1 (MODIS MCD64A1, 500 m, 2021–2024) burned area products with the Tropical Moist Forest AnnualChanges observations of the Joint Research Centre (30 m), from which we drew a sample of pixels with detected burning and tracked their state year by year. By 2024, 69% of the sample remained undisturbed forest, with a marked contrast between countries: Colombia showed a higher proportion of deforestation (14.6% versus 6.3% in

Citación: Armenteras D & Mosquera-Guerra F. Trayectorias de la degradación y deforestación posteriores a incendios en la Amazonía y la Orinoquia colombo-venezolanas, 2001–2024. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 2026 Sep 23. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.4156>

Editor: Jesus Orlando Rangel

***Correspondencia:**

Dolores Armenteras;
dolores.armenteras@inia.csic.es

Recibido: 6 de julio de 2026

Aceptado: 17 de agosto de 2026

Publicado en línea: 23 de septiembre de 2026



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Venezuela) and Venezuela a higher proportion of degradation (21.7% versus 17.5%). Deforestation preceded degradation in 62% (CO) and 77% (VE) of cases, with median lags of five and six years (burning to degradation) and three and six years (degradation to deforestation). In the Colombian Amazon where no formal protection existed, 23 % was deforested, whereas no deforestation was recorded in forests where protected area and indigenous territory overlapped. The fire, degradation, and deforestation cascade was the dominant trajectory, and the coexistence of state and indigenous governance was associated with lower fire-driven loss of forest cover.

Keywords: Tropical moist forest; fire; Amazon; Orinoco; protected areas; indigenous territories.

Introducción

Los bosques cubren aproximadamente un tercio de la superficie terrestre del planeta (~4,06 mil millones de hectáreas) y desempeñan un papel central en el sistema Tierra mediante la provisión de servicios ecosistémicos de regulación climática e hídrica, además de actuar como reservorios de la biodiversidad terrestre y el almacenamiento de carbono (Pan *et al.*, 2011). Más de la mitad (56 %) de los bosques del planeta se encuentran en regiones tropicales (45 %) y subtropicales (11 %), y son justamente esos bosques los que experimentan la mayor parte de la pérdida observada (Hansen *et al.*, 2013). Suramérica conserva aproximadamente el 20 % de los bosques mundiales y la mayor proporción de bosque con respecto a su superficie continental (49 %), pero ha sufrido pérdidas netas continuas desde la década de 1990, con una reducción de 1.028 a 849 millones de hectáreas entre 1990 y 2025 ($\approx 17,5$ % de la cobertura inicial), aunque la tasa anual de pérdida neta descendió de 7,34 Mha año⁻¹ en 1990-2000 a 4,10 Mha año⁻¹ en 2015-2025 (Food and Agriculture Organization, FAO, 2025). Históricamente, el fuego ha sido una perturbación poco frecuente en los bosques tropicales húmedos, debido a que su elevada precipitación anual y alta humedad relativa limitan la propagación natural de los incendios (Cochrane & Laurance, 2002). Su uso ancestral por parte de los pueblos indígenas, generalmente asociado a prácticas de tumba y quema del bosque de baja intensidad, no producía la magnitud ni la persistencia de los efectos observados actualmente en la región tropical. En las últimas tres décadas, sin embargo, la combinación de cambio climático, expansión de la frontera agropecuaria y fragmentación del paisaje ha incrementado significativamente la frecuencia, extensión e intensidad de los incendios en la franja tropical (Armenteras *et al.*, 2021; Brando *et al.*, 2014; Lapola *et al.*, 2023). Aunque el área quemada global se redujo entre 1998 y 2015, esa reducción se concentró en formaciones abiertas herbáceas (sabanas en sentido fitogeográfico y pastizales, entendidos tanto en sentido fisionómico como de uso agropecuario), mientras que el área quemada en bosques de dosel cerrado ha aumentado, asociada al uso del fuego como paso complementario de la tala en el proceso de conversión agropecuaria en los trópicos (Armenteras *et al.*, 2021). Como consecuencia, los incendios contribuyeron aproximadamente al 23 % de la pérdida mundial de bosque entre 2001 y 2015 (Tyukavina *et al.*, 2022) y a emisiones del orden de 454 Tg CO₂ año⁻¹ (van der Werf *et al.*, 2010). La Amazonía brasileña ha sido escenario de una sucesión de temporadas excepcionales (El Niño de 2015, los incendios de 2019, la temporada de 2020) (Aragão *et al.*, 2018; Marengo *et al.*, 2021), y la Amazonía y la Orinoquia colombianas y venezolanas han registrado incrementos concurrentes en el mismo período. El fuego descontrolado representa actualmente uno de los principales motores de degradación forestal en el Neotrópico (Lapola *et al.*, 2023). Entendemos por degradación forestal la alteración de la estructura y la funcionalidad del bosque que reduce su integridad sin eliminar la cobertura arbórea, a diferencia de la deforestación, que implica la pérdida definitiva del dosel y la conversión a un uso no forestal (Vancutsem *et al.*, 2021; Bourgoin *et al.*, 2024).

La conversión del bosque para usos agropecuarios (ganadería y agricultura) predomina como motor de pérdida forestal en América Latina (Armenteras *et al.*, 2017). El proceso de conversión inicia con la remoción del dosel mediante la tala manual o mecanizada, y el fuego se aplica como paso posterior sobre los residuos leñosos para completar la apertura del terreno (Armenteras *et al.*, 2017). El fuego así aplicado escapa con frecuencia al control deliberado, propagándose hacia bosques adyacentes

y degradándolos (Armenteras *et al.*, 2013; Brando *et al.*, 2019). Con el avance de la consolidación del modelo agropecuario, la actividad de quema declina localmente pero el ciclo se desplaza hacia bosques contiguos, donde se establecen las pasturas artificiales dominadas por gramíneas africanas (*Urochloa* spp.) y cultivos con quemas asociadas. Trabajos previos a escala continental han documentado este proceso: aproximadamente el 1,1 % de los bosques de América Latina se quemaron entre el 2002 y el 2003 y cerca del 48 % del área quemada de los bosques húmedos perennifolios fue convertida 15 años después a otros usos (principalmente sabanas y pastizales) (Armenteras *et al.*, 2021). Un único evento de quema basta para inducir una conversión sustancial; además, el aumento de la frecuencia amplifica el efecto y reduce la proporción de bosque que persiste, con apenas un 14 % de los bosques perennifolios que permanecen después de tres o más fuegos en 16 años (Armenteras *et al.*, 2021). El daño posterior a la quema es acumulativo a lo largo de varios años: el dosel se afecta, mueren individuos del estrato medio, se reduce la humedad del sotobosque y se abren vías de entrada para fuegos sucesivos y para la actividad humana extractiva (Armenteras *et al.*, 2013; Brando *et al.*, 2014; Cochrane, 2003). Existen dos vías cualitativamente distintas en esta cascada: la conversión directa por tala y quema de alta intensidad (típica de frontera agropecuaria activa) y la degradación progresiva mediada por fuego que precede a una eventual conversión años más tarde.

Colombia y Venezuela siguen el patrón regional descrito por estudios previos: la mayor parte de la pérdida forestal se asocia a la expansión agropecuaria, con el fuego como herramienta directa de apertura de estas áreas. Colombia contiene aproximadamente el 8 % del bosque amazónico (IDEAM, 2010). El frente de colonización y transformación de la Amazonía colombiana en los departamentos de Caquetá, Putumayo y Guaviare es histórico y activo desde por lo menos la década de 1980 (Etter *et al.*, 2006; Rincón-Ruiz & Kallis, 2013), pero las tasas anuales de deforestación se aceleraron notablemente tras el acuerdo de paz en 2016, con la secuencia habitual de apertura del territorio: tala manual o mecanizada del dosel, limpia del material leñoso y quema de los residuos no maderables, y establecimiento posterior de pasturas introducidas y de cultivos de uso ilícito (Armenteras *et al.*, 2019; Clerici *et al.*, 2020; Murillo-Sandoval *et al.*, 2020). Venezuela contiene la mayor parte del Orinoco septentrional (incluidos los Llanos y el Escudo Guayanés) y una franja amazónica reducida en el extremo suroccidental del estado Amazonas. Durante la última década, la crisis institucional y económica de Venezuela ha reducido la capacidad operativa para la gestión de las áreas protegidas, el monitoreo de la biodiversidad y el seguimiento de los bosques, particularmente en regiones afectadas por la expansión de la minería, así como para la investigación científica (Pacheco-Angulo *et al.*, 2021; Stachowicz *et al.*, 2024), generando un escenario de gobernanza de facto que difiere marcadamente del colombiano (Rosales, 2019; Terán-Mantovani, 2025). El contraste entre los dos países (frontera agropecuaria activa pero con estructura institucional formal en Colombia, presión más difusa y debilitamiento institucional en Venezuela) ofrece un escenario empírico de interés para evaluar si los modos de pérdida posteriores a la quema responden al contexto institucional.

Las áreas protegidas y los territorios indígenas se han caracterizado, separadamente, como las dos figuras de gobernanza territorial más eficaces para conservar la cobertura forestal en la región tropical (Nepstad *et al.*, 2006; Schleicher, 2018). En estudios pantropicales recientes se sugiere que la efectividad de los territorios indígenas iguala o supera la de las áreas protegidas estatales en distintas áreas geográficas (Garnett *et al.*, 2018; Soares-Filho *et al.*, 2010), con la ventaja adicional de combinar el estatus formal de uso combinado con prácticas de manejo comunitario (Sze *et al.*, 2021; Walker *et al.*, 2020). En las cuencas del Amazonas y del Orinoco de Colombia y Venezuela, sin embargo, la evidencia comparativa a nivel de cuenca biogeográfica sobre la efectividad relativa de estas figuras de conservación frente al fuego y la cascada posterior a la quema es limitada, y aun más lo es la evidencia sobre el efecto del solapamiento espacial de ambas (áreas protegidas dentro de territorios indígenas o viceversa), donde podría esperarse sinergia institucional o redundancia administrativa según el caso.

La cuantificación de la trayectoria temporal de bosque desde un estado no perturbado, pasando por estados intermedios de degradación, hasta la deforestación, ha sido elusiva durante décadas, principalmente por la dificultad de capturar mediante teledetección los cambios sutiles de estructura asociados al estado degradado (Lapola *et al.*, 2023; Silva-Junior *et al.*, 2021). Los trabajos a escala continental basados en los datos de MODIS sobre cobertura del suelo (≥ 250 m) han permitido documentar la magnitud agregada del fenómeno y su gradiente con la frecuencia de fuego (Armenteras *et al.*, 2021). Los conjuntos de datos del Tropical Moist Forest del Joint Research Centre (JRC TMF) (Bourgoin *et al.*, 2024; Vancutsem *et al.*, 2021), basados en una serie temporal global de Landsat, clasifican cada píxel de bosque tropical húmedo a 30 m de resolución en una de cuatro clases anuales: (i) no perturbado, (ii) degradado, (iii) deforestado o (iv) regenerado, y permiten reconstruir la trayectoria temporal de cualquier píxel desde 1990.

A pesar de la evidencia continental que vincula fuego, frecuencia de quema y pérdida forestal (Armenteras *et al.*, 2021), persiste una brecha clara con respecto a Colombia y Venezuela: las latencias temporales entre el primer evento de fuego, la primera detección de degradación posterior al fuego y la deforestación, así como la modulación que ejercen las distintas figuras de gobernanza territorial sobre estas latencias, no han sido cuantificadas sistemáticamente. La información sobre estas latencias y trayectorias es esencial para determinar las ventanas operativas de intervención entre el daño inicial y la pérdida total de cobertura, y, además, aporta elementos para alcanzar las metas internacionales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Silva Junior *et al.*, 2020, 2021) y los marcos posteriores al 2020 de Naciones Unidas sobre conservación de la biodiversidad y restauración ecosistémica (Convention on Biological Diversity - CBD, 2022; United Nations Environment Programme y Food and Agriculture Organization - UNEP/FAO, 2020), particularmente en el marco de la meta 3 de Kunming-Montreal, que compromete a los Estados a conservar el 30 % del territorio terrestre y acuático con proyección al 2030 (CBD, 2022). En el presente estudio se aborda esta brecha de conocimiento mediante el análisis de las trayectorias posteriores a la quema reflejadas en píxeles de bosque tropical húmedo sin perturbación detectada en el año 2000 dentro de las cuencas del Amazonas y del Orinoco de los dos países entre el 2001 y el 2024. Los objetivos específicos fueron: (i) cuantificar la proporción de la muestra que permanece como bosque, o ha sido marcada como degradada, deforestada o regenerada al cierre del seguimiento, por país y por cuenca biogeográfica; (ii) estimar las latencias medianas entre el primer fuego, la primera detección de degradación y la primera detección de deforestación, y descomponer la deforestación posterior a la quema en sus dos vías (mediada por degradación versus directa), y (iii) evaluar el efecto modulador de la coexistencia de áreas protegidas y territorios indígenas sobre las trayectorias y las latencias dentro de las dos cuencas focales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El análisis cubre las cuencas hidrográficas del Amazonas y del Orinoco en su porción colombo-venezolana, norte de Suramérica, entre los 4° S y 12° N y entre 79° y 60° O, aproximadamente. Este territorio integra dos regiones biogeográficas claramente diferenciadas, la Amazonía y la Orinoquia, con biomas, formaciones vegetales, regímenes hídricos y presión antrópica distintos, y cuya delimitación en los dos países no coincide exactamente (Rangel-Ch., 2008; Huber, 1995). La extensión del área y la distribución de la muestra analizada se presentan en la **Figura 1**.

La Amazonía colombo-venezolana está dominada por bosques tropicales húmedos siempreverdes de tierra firme sobre suelos oligotróficos y ultisoles, con bosques inundables estacionalmente (várzea) en las llanuras aluviales de aguas blancas y bosques anegados permanentemente (igapó) sobre aguas negras (Rangel-Ch., 2008; Cárdenas-López *et al.*, 2015; Duque *et al.*, 2002). En el flanco occidental, la transición andino-amazónica

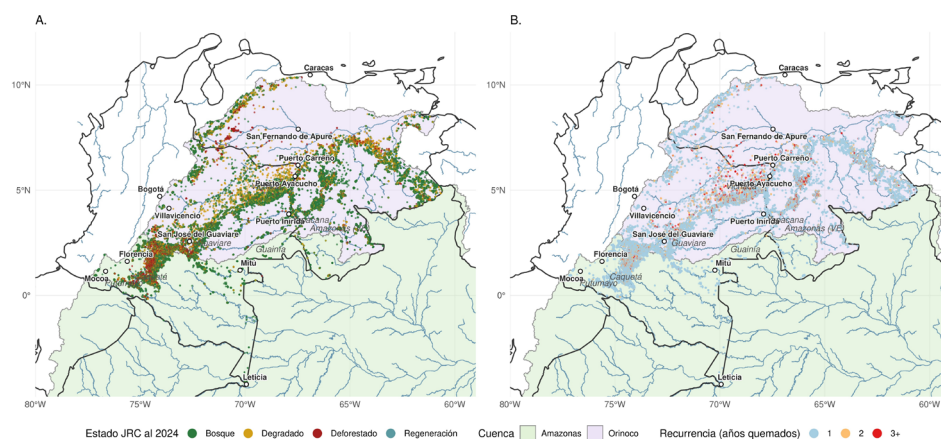


Figura 1. Distribución espacial de la cohorte muestral en la Amazonía y en la cuenca del Orinoco de Colombia y Venezuela. Cada punto representa el píxel centroide (30 m, resolución JRC TMF) de una celda CCI o MCD64A1 con al menos una detección de quema durante 2001–2024 ($n = 59.449$). Polígonos de fondo: cuencas HydroBASINS L3 (Amazonas y Orinoco). Líneas oscuras: fronteras nacionales de Colombia y Venezuela. **(A)** Estado JRC TMF al 31 de diciembre de 2024: Bosque (no perturbado, verde), Degradado (amarillo-naranja), Deforestado (rojo), Regeneración (azul-verdoso). **(B)** Recurrencia de quema 2001–2024, definida como número de años calendario distintos con detección de quema: 1 quema (naranja claro), 2 quemas (naranja intermedio), y 3 o más quemas (rojo oscuro)

conforma el piedemonte amazónico colombiano, con bosques densos de dosel elevado y alta diversidad florística sobre suelos derivados de aportes fluviales andinos (Duque *et al.*, 2002; Etter *et al.*, 2006). En el extremo oriental de la porción colombiana y en la franja amazónica venezolana predomina el Escudo Guayanés, con vegetación de tepuyes, bosques bajos y formaciones abiertas sobre sustratos precámbricos particularmente pobres en nutrientes, así como matorrales esclerófilos y arbustales de tipo “bana” en el Guainía (Huber, 1995; Huber & Alarcón, 1988). Estas formaciones guayanesas constituyen una unidad fitográfica distinta de la selva húmeda amazónica clásica, y su inclusión parcial dentro del análisis se atribuye a la delimitación hidrográfica de HydroBASINS L3 y no a una asimilación biogeográfica.

La Orinoquia colombo-venezolana está dominada por mosaicos de bosque y sabana en los Llanos, con bosques de galería a lo largo de los principales ejes fluviales (Meta, Casanare, Vichada, Arauca, Apure) y con sabanas herbáceas dominadas por gramíneas nativas de los géneros *Trachypogon*, *Andropogon* y *Paspalum* sobre suelos arenosos y arcillosos según la posición topográfica (Rangel-Ch., 1995; Duno-de Stefano *et al.*, 2007; Huber, 1995). En los Llanos venezolanos las pasturas introducidas dominadas por *Urochloa* spp. han transformado extensiones importantes de la sabana original, particularmente en los estados Guárico y Barinas (Duno-de Stefano *et al.*, 2007). En la porción colombiana, los Llanos del Meta, Casanare y Arauca presentan también un mosaico de bosque y sabana con procesos de conversión agropecuaria activos, especialmente asociados a cultivos de palma y arroz (Etter *et al.*, 2006; Sarmiento *et al.*, 2004). La transición de Amazonía y Orinoquia en Cumaribo (Vichada) y en el norte del Guainía representa un ecotono biogeográfico complejo, con bosques de galería embebidos en matriz de sabana o de formaciones guayanesas (Rangel-Ch., 2008).

La precipitación anual oscila entre 1.500 mm en sectores estacionales del Orinoco medio y más de 4.000 mm en el piedemonte amazónico colombiano, con una estación seca de tres a cinco meses según la posición latitudinal y la exposición al régimen de vientos alisios (Hurtado & Hernández, 2018; Espinoza *et al.*, 2009). La región concentra una de las mayores extensiones de áreas protegidas y territorios indígenas del Neotrópico

(Walker *et al.*, 2020; Bevilacqua *et al.*, 2006), e incluye, además, el arco de deforestación amazónico colombiano, uno de los frentes históricos de colonización y transformación del territorio desde por lo menos la década de 1980 en los departamentos de Caquetá, Putumayo y Guaviare (Armenteras *et al.*, 2019; Etter *et al.*, 2006; Rincón-Ruiz & Kallis, 2013). En Venezuela, la Amazonía y la Orinoquia venezolanas concentran la mayor parte de las áreas protegidas del país (Bevilacqua *et al.*, 2006), aunque en la última década se ha registrado un deterioro documentado de la capacidad operativa del sistema nacional de conservación en un contexto de crisis institucional y de expansión de minería ilegal (Pacheco-Angulo *et al.*, 2021; Stachowicz *et al.*, 2024).

Datos

El análisis integra siete conjuntos de datos públicos derivados de teledetección. La delimitación hidrográfica se basa en HydroBASINS de nivel 3 para Suramérica, versión v1c (Lehner & Grill, 2013), donde las cuencas del Amazonas y del Orinoco corresponden a polígonos únicos. La trayectoria del bosque se reconstruyó con la herramienta JRC Tropical Moist Forest Annual Changes v1_2025 (Vancutsem *et al.*, 2021), que clasifica cada píxel a 30 m de resolución en cuatro clases anuales (1: no perturbado, 2: degradado, 3: deforestado, y 4: regenerado) y cubre el periodo de 1990 a 2024; tomamos diciembre de 2000 como línea base de referencia. La detección del área quemada incluyó dos series sucesivas: ESA CCI Fire Burned Area v5.1 (Chuvieco, Lizundia-Loiola, *et al.*, 2018; Chuvieco, Pettinari *et al.*, 2018) a 250 m de resolución para el periodo de 2001 a 2020, y MODIS MCD64A1 Colección 6.1 (Giglio *et al.*, 2018) a 500 m para el periodo de 2021 a 2024, tras la discontinuación de la serie CCI. Las figuras de gobernanza territorial se atribuyeron mediante dos capas vectoriales: la World Database on Protected Areas (WDPA), versión 2025 (IUCN & UNEP-WCMC, 2025), con la categoría de manejo IUCN asociada cuando estaba disponible, y la capa de Territorios Indígenas versión 2025 de la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG, 2025), con códigos de categoría y estatus de reconocimiento. El conjunto de datos Ecoregions 2017 (Dinerstein *et al.*, 2017) provee la atribución biogeográfica de referencia, aunque la muestra principal no se restringe por bioma. El procesamiento previo de los productos satelitales (extracción de píxeles centroides, atribución espacial, exportación) se realizó en Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017).

Muestreo y manejo de la escala espacial

Construimos la muestra de píxeles para el análisis en cinco pasos sucesivos sobre los píxeles centroides de las celdas parentales del área detectada como quemada llevados a la resolución nativa del conjunto de datos JRC TMF (30 m). Primero, compilamos todas las celdas con quema confirmada por CCI o MCD64A1 entre el 2001 y el 2024. El cambio del conjunto de datos entre el 2020 y el 2021 obedeció a la discontinuación de la serie CCI, así que tratamos este empalme como controlable analíticamente al conservar la escala parental original (250 m o 500 m) como covariable para el diagnóstico de sensibilidad. Segundo, extraímos de cada celda parental quemada el píxel centroe a la resolución JRC TMF nativa. El píxel JRC de 30 m fue la unidad de análisis, mientras que las celdas parentales actuaron como estratificadores que identificaban qué píxeles entraban a la muestra y en qué año se quemaron, sin constituir la unidad de medida (Vancutsem *et al.*, 2021). El uso del píxel centroe como referencia de contexto de quema descansa en dos consideraciones. Una celda parental de 500 m contiene aproximadamente 278 píxeles Landsat de 30 m; el centroe es el punto más protegido de los efectos de borde de esa agregación y, por lo tanto, el que con mayor probabilidad ocupaba un fragmento efectivamente quemado dentro de la celda detectada mediante el dato de fuego. Esta lógica operativa es estándar en estudios de escala continental que integran datos de fuego y de bosque en resoluciones distintas (Armenteras *et al.*, 2021). Además, para acotar la posible mezcla entre bosque y no bosque dentro de la celda, cuantificamos para cada centroe la fracción de píxeles de 30 m JRC TMF clase 1 (bosque no perturbado en diciembre de 2000) en una ventana

circular de 250 m de radio alrededor del centroide, equivalente al área nominal de la celda parental MCD64A1. Esta covariable se utilizó como estratificador en el análisis de sensibilidad en el contexto forestal (ver Análisis de sensibilidad, Resultados). Tercero, conservamos solo los píxeles que estuvieran clasificados como JRC TMF clase 1 (bosque tropical húmedo no perturbado) en diciembre de 2000. Las cuatro clases del conjunto de datos JRC TMF Annual Changes (no perturbado, degradado, deforestado y regenerado) y las transiciones observables entre ellas, cascada mediada por degradación o por vía directa, se resumen en la **Figura 2**. Cuarto, excluimos del análisis principal los píxeles cuya primera detección en los datos de JRC de degradación o deforestación antecedió o coincidió con su primer año de quema, dado que la cascada posterior a la quema no es interpretable cuando la perturbación precede al evento. Esta exclusión afectó al 57,5 % de los píxeles colombianos y al 51,8 % de los venezolanos (n = 73.690 sobre 133.139 píxeles candidatos), y se reporta por separado como diagnóstico estructural en Resultados. Quinto, aplicamos la pertenencia hidrográfica a una de las dos cuencas focales como filtro final, conservando todos los biomas dentro de estas cuencas.

La muestra del análisis principal incluyó 59.449 píxeles (Colombia: 35.499; Venezuela: 23 950). Los píxeles que JRC TMF identificó como bosque húmedo pero que Ecoregions 2017 clasificó como mosaicos de bosque y sabana, típicamente bosques de galería sobre matriz de sabanas en los Llanos, se incluyeron en la muestra como parches legítimos de bosque tropical húmedo relevantes para la dinámica de fuego-degradación-deforestación de la región.

Variables derivadas

Para cada píxel derivamos cuatro variables descriptivas de su trayectoria. Según el estado en el 2024, se clasificó cada píxel según su destino final entre 2001 y 2024 mediante una jerarquía de decisión aplicada sobre las transiciones JRC. Si el píxel registraba al menos una detección de regeneración en el seguimiento, se clasificaba como regenerado, sin importar las perturbaciones previas. En ausencia de regeneración, una detección de la

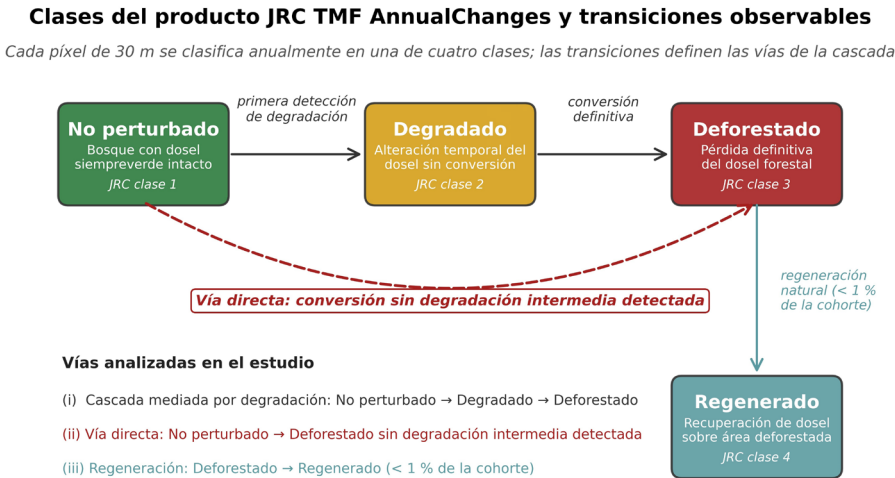


Figura 2. Clases del producto JRC TMF Annual Changes y transiciones observables. Cada píxel de 30 m se clasifica anualmente en una de cuatro clases: no perturbado (bosque con dosel siempreverde intacto, clase 1), degradado (alteración temporal del dosel sin conversión, clase 2), deforestado (pérdida definitiva del dosel forestal, clase 3) y regenerado (recuperación de dosel sobre área deforestada, clase 4). Las flechas sólidas representan la cascada mediada por degradación (no perturbado → degradado → deforestado); la flecha discontinua roja representa la vía directa (no perturbado → deforestado sin degradación intermedia detectada); la flecha azul representa la regeneración post-deforestación (< 1 % de la cohorte). Ambas vías posteriores a la quema: cascada y directa, se cuantifican y comparan en los resultados.

deforestación lo clasificaba como deforestado. En ausencia de regeneración y deforestación, una detección de degradación lo clasificaba como degradado. Los píxeles sin ninguna transición registrada hasta el 2024 permanecieron como no perturbados.

La recurrencia de quemas correspondió al número diferenciado de años calendario en los que cada píxel fue detectado como quemado por el CCI o por MCD64A1 entre el 2001 y el 2024. Las detecciones múltiples dentro de un mismo año calendario, esto es, distintos meses de quema reportados sobre el mismo píxel en el mismo año, se colapsaron en un único evento, en coherencia con la definición operativa habitual de fuegos recurrentes en bosques tropicales. Estratificamos la muestra en tres clases de recurrencia: una sola quema, dos quemas y tres o más quemas. Bajo esta definición, 52.520 píxeles (88,3 %) ardieron en un único año, 4.997 (8,4 %) en dos años distintos y 1.932 (3,2 %) en tres o más años distintos.

Los indicadores de gobernanza se construyeron como dos atributos binarios por píxel: presencia o ausencia dentro de un área protegida WDPA, y presencia o ausencia dentro de un territorio indígena RAISG. El cruce de los dos atributos definió cuatro estratos mutuamente excluyentes: fuera (sin área protegida y sin territorio indígena), solo AP (área protegida sin territorio indígena), solo TI (territorio indígena sin área protegida) y $AP \cap TI$ (solapamiento de ambas figuras).

Calculamos tres latencias temporales como el número de años transcurridos entre eventos sucesivos en la trayectoria del píxel. La latencia de fuego a degradación correspondió a los años entre el primer evento de quema y la primera detección JRC de degradación, calculada únicamente para los píxeles cuya degradación fue posterior al fuego. La latencia de degradación a deforestación midió los años entre la primera detección de degradación y la primera detección de deforestación, calculada para los píxeles con ambas detecciones y deforestación posterior o coincidente con la degradación. La latencia total de fuego a deforestación midió los años entre el primer fuego y la primera detección de deforestación en el subconjunto de píxeles deforestados durante el seguimiento. Para cada latencia se reportaron la mediana, la media, los percentiles 10, 25, 75 y 90, y el máximo, estratificados por país y por cuenca biogeográfica.

Por último, clasificamos los píxeles deforestados en dos vías de cascada mutuamente excluyentes. La vía mediada por degradación (deg-mediada) correspondió a los píxeles cuya primera detección de degradación ocurrió al menos un año antes de la deforestación. La vía directa correspondió a los píxeles cuya primera transición observada en los datos JRC fue directamente al estado deforestado, sin pasar por un año intermedio en estado degradado.

Análisis estadístico y tratamiento de la autocorrelación espacial

Comparamos las distribuciones de estado al 2024 entre países, cuencas, categorías de gobernanza y clases de recurrencia mediante tablas cruzadas. Para cada proporción reportada calculamos intervalos de confianza de 95 % utilizando el método de Wilson para muestras binomiales (Brown *et al.*, 2001) en la muestra completa. Estos intervalos suponen independencia entre las observaciones. En presencia de dependencia espacial, el tamaño efectivo de la muestra es inferior a la n nominal y los intervalos de confianza pueden estar subestimados, lo que motiva el análisis de sensibilidad que se describe a continuación.

Para acotar la pseudo-réplica de píxeles vecinos, complementamos las proporciones de la muestra completa con un análisis de sensibilidad bajo filtrado espacial de 1 km de espaciamiento mínimo. El cribado se realizó por cuadrícula regular en una proyección Lambert acimutal de áreas iguales centrada en 5° N, 70° O (Boria *et al.*, 2014), conservando un píxel aleatorio por celda con la función semilla fija (set.seed) para reproducibilidad. La muestra filtrada resultante ($n = 21.527$; 36,2 % de retención) se utilizó para verificar que la dirección y la jerarquía de las proporciones reportadas se conservaran bajo corrección conservadora por dependencia espacial. Con esta muestra reducida replicamos las cuatro comparaciones principales del análisis: proporciones de estado en el 2024 por país, gradiente de recurrencia, jerarquía institucional $TI \geq AP \geq Fuera$ y latencias medianas de la cascada (ver Resultados, análisis de sensibilidad).

Composición de la muestra y perturbación previa al fuego

Antes de reportar los resultados sobre la cascada posterior a la quema es útil cuantificar el filtro de exclusión aplicado en la construcción de la cohorte y dimensionar la proporción de píxeles quemados que ya estaban degradados o deforestados antes del primer fuego y que, por lo tanto, debían quedar por fuera del análisis principal. Sobre el conjunto de píxeles de bosque tropical húmedo (JRC TMF clase 1 en diciembre del 2000 dentro de las cuencas del Amazonas y del Orinoco) que registraron por lo menos un evento de quema entre el 2001 y el 2024 ($n = 133.139$ píxeles candidatos), el 55,4 % ($n = 73.690$) ya presentaba una detección de degradación o deforestación previa al primer evento de quema. Esta proporción fue del 57,5 % en Colombia y del 51,8 % en Venezuela, e indica que más de la mitad de los píxeles quemados de bosque tropical húmedo de las dos cuencas correspondía a bosque previamente perturbado, sobre el cual la cascada fuego, degradación y deforestación no era analíticamente interpretable como consecuencia del primer fuego. La muestra de análisis principal, restringida a píxeles no perturbados en el momento del primer fuego, comprendió 59.449 píxeles (Colombia: 35.499; Venezuela: 23.950).

La distribución espacial de la muestra sobre las cuencas del Amazonas y del Orinoco se muestra en la **Figura 1**, donde cada píxel se representa coloreado por su estado JRC TMF en el 2024 (panel A) y por su clase de recurrencia de quema (panel B). Los polígonos de fondo identifican las dos cuencas focales según HydroBASINS L3, y los límites grises corresponden a las fronteras de Colombia y Venezuela. Los píxeles aparecieron concentrados en el arco de la frontera de la Amazonía colombiana (Caquetá, Putumayo, y Guaviare), donde se observa también la mayor densidad de quemaduras recurrentes, y en los Llanos colombo-venezolanos, donde predominan píxeles con una sola quema.

El flujo de trabajo analítico posterior al procesamiento en Google Earth Engine se ejecutó en R 4.4 (**R Core Team**, 2024). Empleamos la función `data.table` (**Dowle & Srinivasan**, 2024) para la manipulación de datos, los paquetes `sf` (**Pebesma**, 2018) y `terra` (**Hijmans**, 2024) para el procesamiento espacial vectorial y el ráster y el `ggplot2` (**Wickham**, 2016) con `patchwork` para la visualización.

Resultados

Trayectorias al final del periodo de estudio (2024)

Al cierre del período de seguimiento, el 69,3 % de los píxeles de la muestra permanecía no perturbado en la clasificación JRC TMF, con un contraste entre países marcado: Colombia, con 67,62 % (IC_{95 %}, Wilson: 67, 14–68,11) versus Venezuela 71,71 % (71,13–72,27). El 19,2 % había sido marcado como degradado (Colombia: 17,46 %, IC: 17,07–17,86; Venezuela: 21,67 %, IC: 21,16–22,20), el 11,2 % como deforestado (Colombia: 14,63 %, IC: 14,26–15,00; Venezuela: 6,33 %, IC: 6,03–6,65) y el 0,3 % como regenerado ($\leq 0,3$ % en ambos países). La separación entre los IC de Colombia y Venezuela fue amplia para las tres trayectorias principales, lo que indica que el contraste entre países fue estadísticamente robusto. En la muestra filtrada espacialmente a 1 km ($n = 21.527$), las proporciones de bosque no perturbado descendieron a 60,5 % (CO) y 64,7 % (VE), las de degradado subieron a 22,6 % (CO) y 26,8 % (VE), y las de deforestado a 16,4 % (CO) y 8,2 % (VE), lo que refleja el efecto del filtro de reducir la sobrerepresentación de píxeles supervivientes espacialmente agregados.

La evolución temporal de la muestra en intervalos de cinco años se observa en la **Figura 3** como barras apiladas anuales en los anclajes 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 y 2024. El panel A reporta la composición de estados JRC en la cohorte completa; el panel B la desglosa por país. La muestra partió del 100 % del bosque no perturbado en el 2000 y se redujo al 69 % en el 2024, con la franja degradada creciendo de manera monótonica y consistente con una tasa mayor que la franja deforestada a lo largo de la mayor parte del período; el contraste entre países emergió a partir del 2010, con Colombia ensanchando la franja deforestada más rápidamente que Venezuela.

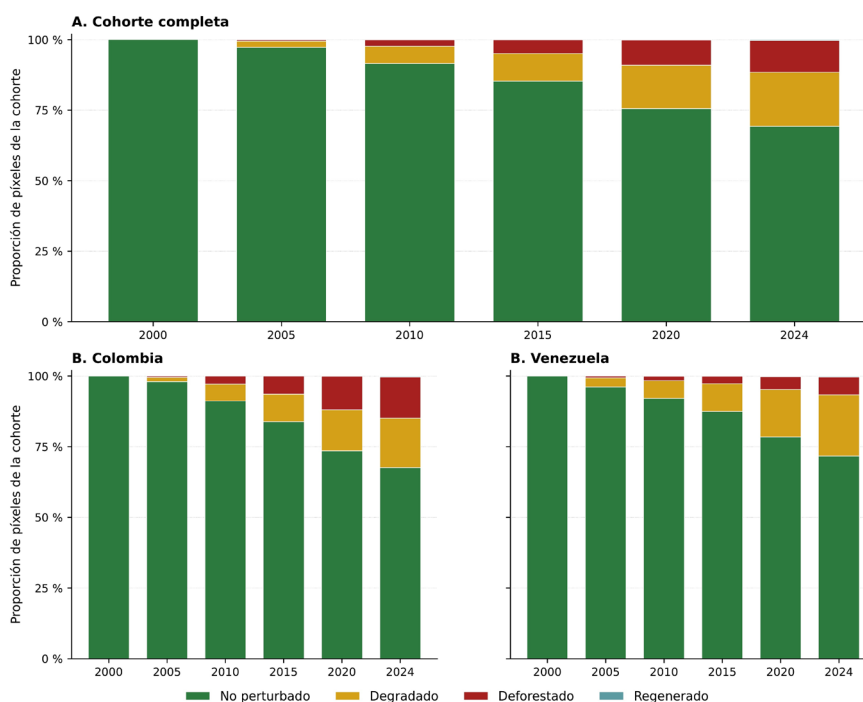


Figura 3. Cambios de estado de los píxeles de bosque cada cinco años, 2000–2024. Las barras apiladas representan el conteo de píxeles en cada estado para los años 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 y 2024. Categorías: Bosque (No perturbado, verde); Degr (Degradado, amarillo); Defor (Deforestado, rojo); Reg (Regenerado, azul). (A) Cohorte completa ($n = 59.449$); en 2000 el 100 % de los píxeles aparece en estado No perturbado por construcción de la muestra. (B) Cohorte separada por país (Colombia: $n = 35.499$; Venezuela: $n = 23.950$)

Contraste entre cuencas

Las trayectorias por cuenca y país evidenciaron patrones marcadamente divergentes (Tabla 1). En la Amazonía colombiana ($n = 16.971$), el 64,93 % (IC₉₅ %: 64,21–65,64) de los píxeles permanecía no perturbado en el 2024, mientras que el 19,92 % (IC: 19,33–20,53) había sido deforestado, lo que representó la proporción más alta de cualquier estrato del análisis. La deforestación se concentró en el arco de la frontera de los departamentos de Caquetá, Putumayo y Guaviare, lo que es consistente con las dinámicas de expansión activa posteriores al acuerdo de paz (Murillo-Sandoval *et al.*, 2020; Clerici *et al.*, 2020; Armenteras *et al.*, 2019). En la Amazonía venezolana ($n = 449$), el 79,51 % (IC: 75,53–82,99) de los píxeles permanecía no perturbado y solo el 3,34 % (IC: 2,03–5,44) había sido deforestado, reflejando un sistema mucho menos sometido a presión de frontera; los IC más amplios en este estrato reflejan el menor tamaño muestral.

En la cuenca del Orinoco, el contraste entre los dos países fue menor: 70,09 % (IC: 69,43–70,75) en Colombia y 71,56 % (71,98–72,13) en Venezuela de bosque no perturbado, con tasas de deforestación de 9,78 % (IC: 9,36–10,22) y 6,39 % (IC: 6,08–6,71), respectivamente. La razón Amazonía colombiana-Amazonía venezolana de deforestación fue de 6,0, y la razón Amazonía colombiana-Orinoco colombiano fue de 2,0; la Amazonía concentró la pérdida, pero la del Orinoco colombiano no fue marginal.

Gobernanza: áreas protegidas y territorios indígenas

El contraste entre figuras de gobernanza territorial se sintetiza en la Figura 4, donde cada barra representa la proporción de píxeles en cada estado JRC en el 2024 (no perturbado, degradado, deforestado y regenerado) dentro de un estrato de gobernanza (Sin AP ni TI, Solo AP, Solo TI, AP $\cap$ TI), organizado en una rejilla de país (filas) $\times$ cuenca (columnas). Los tamaños muestrales por estrato se reportan en la Tabla 2.

Tabla 1. Trayectorias posteriores a la quema a 2024 según país y cuenca. Distribución de píxeles (% del estrato) por estado JRC TMF al 31 de diciembre de 2024 dentro de cada combinación país × cuenca. Intervalos de confianza de 95 % calculados por el método de Wilson sobre la muestra completa. La muestra se restringe a píxeles de bosque tropical húmedo no perturbado en diciembre de 2000 (JRC TMF clase 1) dentro de las cuencas del Amazonas o del Orinoco, con al menos una detección de quema CCI o MCD64A1 entre el 2001y el 2024 y sin perturbación previa al primer fuego (n = 59.449).

País	Cuenca	n	% No perturbado (IC _{95 %})	% Degradado (IC _{95 %})	% Deforestado (IC _{95 %})	% Regenerado (IC _{95 %})
Colombia	Amazonas	16.971	64,93 (64,21–65,64)	14,81 (14,28–15,35)	19,92 (19,33–20,53)	0,34 (0,26–0,44)
Colombia	Orinoco	18.528	70,09 (69,43–70,75)	19,89 (19,33–20,48)	9,78 (9,36–10,22)	0,23 (0,17–0,31)
Venezuela	Amazonas	449	79,51 (75,53–82,99)	16,93 (13,74–20,67)	3,34 (2,03–5,44)	0,22 (0,04–1,25)
Venezuela	Orinoco	23.501	71,56 (70,98–72,13)	21,77 (21,24–22,30)	6,39 (6,08–6,71)	0,29 (0,23–0,37)

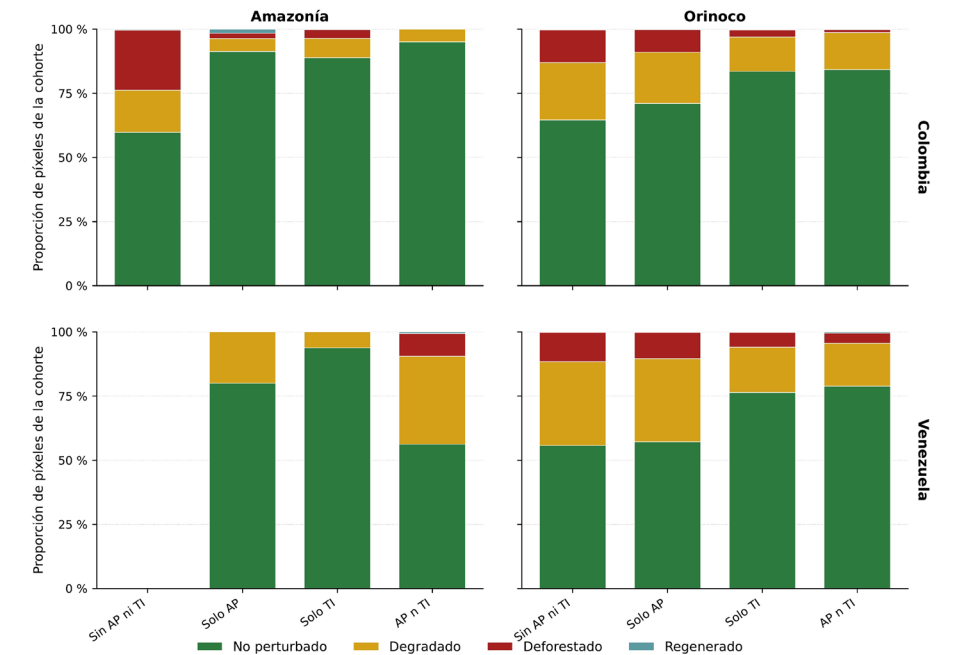


Figura 4. Distribución de estado de los píxeles de bosque en 2024 según figura de gobernanza territorial por cuenca y país. Las barras representan la proporción de píxeles en cada estado dentro de un estrato de gobernanza: Sin AP ni TI (Fuera), Solo AP (área protegida), Solo TI (territorio indígena) y AP ∩ TI (solapamiento). Categorías: Bosque (No perturbado, verde); Degr (Degradado, amarillo); Defor (Deforestado, rojo); Reg (Regenerado, azul)

Los estratos de gobernanza mostraron un gradiente claro y consistente en las cuatro celdas de país × cuenca focales (**Figura 4**, **Tabla 2**). En la Amazonía colombiana los píxeles dentro de áreas protegidas conservaron el 91,3 % de los bosques no perturbados frente al 88,8 % dentro de territorios indígenas y el 59,8 % por fuera de toda figura de protección; en cuanto al solapamiento AP ∩ TI, el 95,1 % de los píxeles permaneció

Tabla 2. Distribución de píxeles por estado en 2024 según figura de gobernanza territorial dentro de cada combinación país × cuenca. Estratos de gobernanza: Fuera (sin solapamiento con áreas protegidas ni con territorios indígenas); Solo AP (área protegida sin territorio indígena); Solo TI (territorio indígena sin área protegida) y $AP \cap TI$ (solapamiento de ambas figuras). Intervalos de confianza de 95 % por el método de Wilson

País	Cuenca	Gobernanza	n	% No perturbado (IC 95 %)	% Degradado (IC 95 %)	% Deforestado (IC 95 %)
CO	Amazonas	Fuera	14 048	59,76 (58,95–60,57)	16,47 (15,87–17,09)	23,46 (22,77–24,17)
CO	Amazonas	Solo AP	703	91,32 (89,01–93,19)	4,98 (3,60–6,85)	2,13 (1,30–3,49)
CO	Amazonas	Solo TI	2 058	88,82 (87,39–90,11)	7,58 (6,51–8,80)	3,40 (2,70–4,28)
CO	Amazonas	$AP \cap TI$	162	95,06 (90,56–97,48)	4,94 (2,52–9,44)	0,00 (0,00–2,32)
CO	Orinoco	Fuera	11 162	64,60 (63,71–65,49)	22,33 (21,56–23,11)	12,80 (12,20–13,44)
CO	Orinoco	Solo AP	3 052	71,04 (69,40–72,62)	19,95 (18,57–21,41)	8,88 (7,92–9,94)
CO	Orinoco	Solo TI	3 731	83,54 (82,32–84,70)	13,43 (12,37–14,56)	2,81 (2,33–3,40)
CO	Orinoco	$AP \cap TI$	583	84,22 (81,04–86,95)	14,41 (11,79–17,49)	1,20 (0,58–2,46)
VE	Amazonas	Fuera	0	–	–	–
<i>VE</i>	<i>Amazonas</i>	<i>Solo AP</i>	5	80,00 (37,55–96,38)	20,00 (3,62–62,45)	0,00 (0,00–43,45)
VE	Amazonas	Solo TI	275	93,82 (90,32–96,10)	6,18 (3,90–9,68)	0,00 (0,00–1,38)
VE	Amazonas	$AP \cap TI$	169	56,21 (48,68–63,47)	34,32 (27,58–41,75)	8,88 (5,45–14,13)
VE	Orinoco	Fuera	2 192	55,75 (53,66–57,82)	32,66 (30,73–34,66)	11,41 (10,14–12,80)
VE	Orinoco	Solo AP	5 012	57,16 (55,79–58,53)	32,44 (31,16–33,75)	10,26 (9,45–11,13)
VE	Orinoco	Solo TI	4 836	76,39 (75,17–77,56)	17,68 (16,63–18,78)	5,75 (5,13–6,44)
VE	Orinoco	$AP \cap TI$	11 461	78,84 (78,08–79,58)	16,74 (16,06–17,43)	4,00 (3,66–4,38)

Nota, el estrato Venezuela × Amazonía × Solo AP ($n = 5$, en cursiva) se incluye por completitud y no se interpreta. El estrato Venezuela × Amazonía × Fuera tiene $n = 0$: no existen píxeles muestreados fuera de la figura de protección en la cuenca amazónica venezolana.

como no perturbado y ninguno fue deforestado ($n = 162$). En el Orinoco colombiano, las cifras correspondientes fueron 71,0 % (Solo AP), 83,5 % (Solo TI) y 64,6 % (Fuera); el solapamiento $AP \cap TI$ alcanzó el 84,2 % de retención.

En el Orinoco venezolano, los píxeles dentro de territorios indígenas retuvieron el 76,4 % de bosque no perturbado y los del solapamiento $AP \cap TI$, el 78,8 %; las áreas protegidas sin TI presentaron el 57,2 % de bosque no perturbado, estadísticamente indistinguible del 55,7 % correspondiente a la categoría Fuera. En la Amazonía venezolana, los píxeles de territorios indígenas ($n = 275$) retuvieron un 93,8 % de bosque no perturbado y sin deforestación observada.

La muestra correspondiente a áreas por fuera de toda figura de protección en la Amazonía colombiana ($n = 14.048$) concentró la proporción más alta de deforestación de cualquier estrato del análisis: 23,5 %. En contraste, los píxeles correspondientes al solapamiento de áreas protegidas y territorios indígenas en la misma cuenca ($n = 162$) registraron un 0 % de deforestación, lo que sugiere un efecto sinérgico entre las dos figuras de gobernanza, aunque dada la pequeña muestra del estrato de solapamiento, la cifra debe interpretarse con cautela.

Latencia entre eventos: del fuego a la detección de degradación

Las distribuciones de las tres latencias temporales claves (fuego a degradación, degradación a deforestación, fuego a deforestación) se muestran en la **Figura 5**. Cada panel sobrepone histogramas para Colombia y Venezuela, con las medianas específicas por país marcadas como líneas verticales discontinuas. Entre los píxeles que registraron una detección de degradación posterior a la quema ($n = 9.501$ en CO y 6.412 en VE; muestra completa), la latencia mediana desde la primera quema hasta la primera alerta (*flag*) del JRC de degradación fue de cinco años en Colombia y de seis años en Venezuela (**Figura 5, panel A**). Las latencias del percentil 25 al 75 fueron de dos a 9 años en Colombia y tres a 12 años en Venezuela, con valores máximos de 23 años en ambos países.

La Amazonía colombiana presentó la latencia mediana más corta de cualquier estrato por cuenca y país analizado: cuatro años ($n = 4.614$), frente a seis años en el Orinoco colombiano, seis en el Orinoco venezolano y 10 en la Amazonía venezolana (este último basado en un $n = 90$, interpretado únicamente como descriptor y con cautela). La concentración de latencias cortas en la Amazonía colombiana es coherente con la intensidad de los fuegos en una frontera de colonización activa, donde el daño al dosel es lo suficientemente grave para ser detectado por el JRC TMF en pocos años.

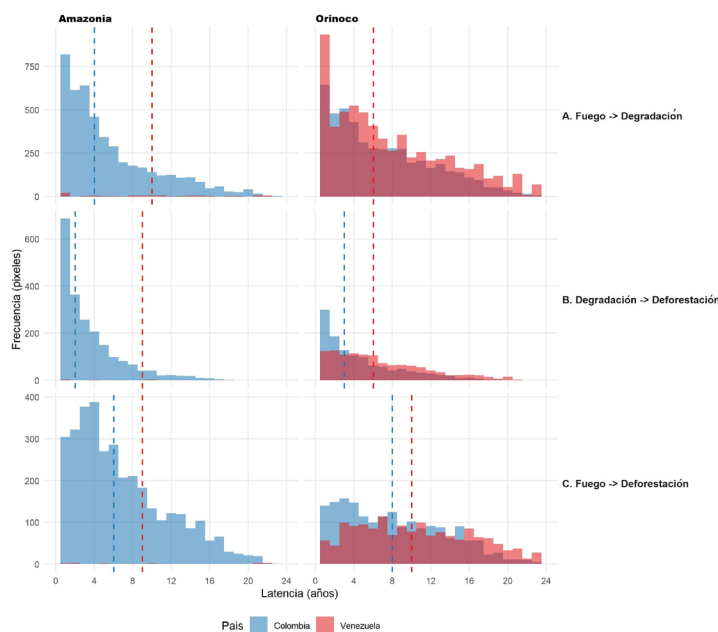


Figura 5. Distribución de latencias entre eventos de la cascada de fuego, degradación y deforestación, organizada por tipo de latencia y cuenca. Histogramas anuales (ancho de bin = 1 año) de las latencias temporales entre eventos sucesivos, condicionadas a la aparición del evento dentro de la ventana 2001–2024. Filas: (A) de primer fuego a primera detección de degradación; (B) de primera detección de degradación a primera detección de deforestación; (C) de primer fuego a primera detección de deforestación. Columnas: cuenca del Amazonas (izquierda), y cuenca del Orinoco (derecha). Distribuciones por país superpuestas en azul (Colombia) y rojo (Venezuela). Líneas verticales discontinuas: mediana de latencia específica por país dentro del estrato cuenca correspondiente

Latencia entre eventos: de la degradación a la deforestación

Entre los píxeles con ambas alertas y deforestación posterior a la detección de la degradación ($n = 3.302$ CO; 1.220 VE), la latencia mediana desde la detección de la degradación hasta la detección de la deforestación fue de tres años en Colombia y seis años en Venezuela (**Figura 5, panel B**). Por cuenca, la latencia mediana fue de dos años en la Amazonía colombiana ($n = 2.101$), tres años en el Orinoco colombiano ($n = 1.201$), y seis años en el Orinoco venezolano ($n = 1.206$). Esta latencia es más corta que la latencia de fuego a degradación, lo que indica que una vez registrada la primera señal de daño, el píxel transita hacia la pérdida total de cobertura forestal en un horizonte temporal breve, particularmente en la Amazonía colombiana.

La desagregación de la deforestación posterior a la quema en dos vías mostró que la mayoría de los eventos habían transitado por una detección de degradación previa: $62,4\%$ en Colombia y $77,3\%$ en Venezuela siguieron la vía mediada por la degradación (degradada), frente al $37,6\%$ (CO) y el $22,7\%$ (VE) correspondientes a la vía directa (sin detección de degradación intermedia). La cascada fuego, degradación y deforestación es, por lo tanto, la trayectoria dominante en ambos países, y representa una mayor proporción en Venezuela.

Latencia total: del fuego a la deforestación

La latencia mediana total entre el primer evento de quema y la primera detección de deforestación fue de seis años en Colombia y de diez años en Venezuela (muestra completa; $n = 5.292$ CO, 1.579 VE) (**Figura 5, panel C**). La desagregación según la vía reveló dos procesos temporalmente distintos: en la vía mediada por la degradación las latencias medianas fueron de ocho (CO) y 11 años (VE), y en la vía directa, de cuatro (CO) y cinco años (VE). La vía directa fue, por lo tanto, aproximadamente dos veces más rápida que la vía medida por la degradación (CO $2,0 \times$; VE $2,2 \times$).

La desagregación adicional por cuenca reveló un patrón asimétrico de interés metodológico: la latencia mediana de la vía directa fue esencialmente idéntica entre cuencas dentro de cada país (CO Amazonía cuatro años, CO Orinoco cuatro años; VE Orinoco cinco años; VE Amazonía un año basada en dos, no interpretable), lo que sugiere que la velocidad de conversión directa posterior a la quema es una característica binaria del contexto socio-institucional nacional más que del contexto biogeográfico. En contraste, la latencia mediana de la vía mediada por la degradación sí fue sensible a la cuenca: CO Amazonía siete años versus CO Orinoco nueve años (brecha de dos años dentro de Colombia), y VE Orinoco 11 años. La cascada posterior a la degradación fue, entonces, más rápida en la cuenca amazónica que en la orinoquense dentro de Colombia, lo que es coherente con el hecho de que la degradación detectable en una frontera activa genera mayor presión para la conversión subsiguiente. La distribución de la proporción de la vía directa confirmó el contraste entre países y matizó el contraste entre cuencas: CO Amazonía: $38,9\%$, CO Orinoco: $35,2\%$, VE Orinoco: $22,8\%$, en tanto que la brecha entre países (aproximadamente 15 puntos porcentuales) excedió claramente la brecha entre cuencas dentro de Colombia (cerca de 4 puntos porcentuales), reforzando la lectura de que la vía directa es predominantemente una firma de la frontera colombiana que se manifestada con intensidad mayor en la Amazonía.

La adición de las dos latencias parciales (de fuego a degradación + de degradación a deforestación) produjo sumas de medianas ($5 + 3 = 8$ años en CO; $6 + 6 = 12$ años en VE) consistentes con las medianas observadas en la vía mediada por la degradación (8 y 11 años, respectivamente), confirmando la coherencia interna del análisis de latencias por etapa.

Recurrencia

Aunque la mayoría de los píxeles de la muestra ($88,3\%$) registró una sola quema entre el 2001 y el 2024, los píxeles con quemas múltiples mostraron tasas de transición mayores. En los píxeles colombianos con tres o más quemas ($n = 1.020$), el $37,0\%$ aparecía como no perturbado en el 2024 y el $35,0\%$ había sido deforestado, frente al $71,2\%$ y el $12,1\%$

en los que se quemaron una sola vez. Las cifras venezolanas correspondientes fueron 43,9 % y 20,9 % para tres o más quemas, frente a 74,5 % y 5,1 % para una sola. La recurrencia constituye un acelerador documentado del tránsito hacia la degradación y la deforestación en bosques tropicales (Cochrane *et al.*, 2003; Brando *et al.*, 2014), pero su contribución al volumen total de pérdida en la muestra fue limitada por su baja prevalencia.

Análisis de sensibilidad de la autocorrelación espacial

En la muestra filtrada a 1 km de espaciamiento mínimo ($n = 21.527$; 36,2 % de retención), las direcciones y las jerarquías reportadas para la muestra completa se conservaron, aunque el valor absoluto de algunas proporciones se desplazó en la magnitud esperable dada el menor n .

El contraste entre países en lo relativo a la deforestación se atenuó ligeramente pero se mantuvo, pues la razón Colombia:Venezuela pasó de 2,3 en la muestra completa a 2,0 en la muestra filtrada, con intervalos de confianza del 95 % que continuaron sin solaparse. El gradiente de recurrencia también se preservó: entre los píxeles colombianos con tres o más quemas, la proporción de bosque no perturbado fue del 37,0 % en la muestra completa y del 40,0 % en la filtrada, y la relación monotónica con las clases de una y de dos quemas se conservó. El orden institucional $TI \geq AP \geq Fuera$ para el bosque no perturbado se mantuvo en las cuatro combinaciones focales de país $\times$ cuenca, y las latencias medianas de las tres transiciones consideradas (de fuego a degradación, de degradación a deforestación y de fuego a deforestación) permanecieron dentro de los mismos rangos específicos de país observados en la muestra completa.

Interpretamos estos resultados como evidencia de que las conclusiones cualitativas del estudio, en particular el contraste entre países en el modo de pérdida y la ventaja institucional del solapamiento $AP \cap TI$, se conservaron bajo la corrección conservadora por pseudo-réplica y no dependieron de la agregación espacial local del muestreo.

Análisis de sensibilidad del contexto forestal del centroide

Para acotar la posible mezcla en las celdas parentales de detección de fuego entre bosque y no bosque, cuantificamos la fracción de píxeles JRC TMF de clase 1 (bosque no perturbado en diciembre del 2000) en una ventana circular de 250 m de radio alrededor de cada píxel centroide de la cohorte, equivalente al área nominal de la celda parental MCD64A1 (Métodos). El resultado empírico fue que el 74,7 % de la cohorte presentó una fracción de contexto forestal $\geq 0,90$, el 17,6 % entre 0,70 y 0,90, y solo el 7,8 % por debajo de 0,70. La mediana de la distribución fue de 0,995 y el percentil 25 de 0,90. La cohorte, por lo tanto, estuvo dominada por píxeles centroides con contexto forestal muy alto, y la posible mezcla dentro de la celda afectó a un cuarto minoritario de la muestra.

Al restringir el análisis a la banda de fracción de bosque $\geq 0,90$ (Figura 1S, <https://raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/4156/5419>), la proporción de deforestación en el 2024 en Colombia pasó de 14,63 % en la muestra completa a 15,24 % en la banda alta (delta = +0,61 puntos porcentuales), y en Venezuela de 6,33 % a 5,15 % (delta = -1,18 pp). La razón Colombia:Venezuela de deforestación aumentó de 2,31 en la muestra completa a 2,96 en la banda de contexto forestal alto. En Colombia la deforestación en la banda de contexto forestal alto fue incluso ligeramente superior a la de la muestra completa, lo que indica que el arco de deforestación colombiano opera sobre bosques densos y no sobre áreas ya mixtas de bosque y no-bosque, y se descartó que el patrón fuera un artefacto de mezcla dentro de la celda. En Venezuela la pequeña atenuación de la deforestación en la banda alta refleja una moderada dependencia del contexto de mezcla en ese estrato. Las latencias medianas de fuego a degradación se mantuvieron o se redujeron ligeramente en la banda alta (Colombia: cinco años en la muestra completa, cuatro años en la banda alta; Venezuela: seis años en ambos casos), y las latencias de degradación a deforestación siguieron el mismo patrón (Colombia: tres a dos años; Venezuela: seis a cinco años). La dirección y la jerarquía de los contrastes reportados en el manuscrito principal se preservaron bajo la restricción del contexto forestal alto, y en el caso del contraste entre países se hicieron más pronunciados.

Discusión

La cascada como trayectoria dominante en la pérdida posterior a la quema

El resultado central de nuestro estudio es que la cascada de fuego, degradación y deforestación, formalizada conceptualmente por **Cochrane et al.** (2003) y experimentalmente por **Brando et al.** (2014), tuvo una firma temporal medible dentro de la Amazonía y de la cuenca del Orinoco de Colombia y Venezuela. El 62 % de la deforestación posterior a la quema en Colombia y el 77 % en Venezuela registraron el paso por la detección previa de la degradación, con latencias medianas de cinco y seis años entre el primer fuego y la primera detección de degradación, y de tres y seis años adicionales entre la degradación y la deforestación. Estos órdenes de magnitud son consistentes con observaciones experimentales y de campo a escala de parcela en las que se han documentado la mortalidad arbórea retardada y la degradación estructural progresiva durante períodos de cinco a 15 años después de un único evento de fuego en bosques tropicales (**Berenguer et al.**, 2021; **Brando et al.**, 2014). La coherencia interna de estas latencias parciales ($5 + 3 = 8$ años en CO; $6 + 6 = 12$ años en VE), consistente con las medianas observadas en la vía mediada por la degradación (ocho y 11 años, respectivamente), confirma que el modelo causal tiene consistencia interna. La degradación detectable a través de JRC TMF emerge entonces como un marcador temporal con valor de gestión: define una ventana operativa de intervención entre el daño inicial en el dosel y la eventual pérdida total de cobertura, que dura entre tres y seis años en los sistemas analizados (**Matricardi et al.**, 2020; **Vancutsem et al.**, 2021).

La vía directa de conversión (fuego seguido de deforestación sin paso intermedio por degradación detectada) concentró el 38 % de la deforestación colombiana y el 23 % de la venezolana, y operó al doble de velocidad que la vía mediada por la degradación (4 Vs. 8 años en CO; 5 Vs. 11 años en VE). Esta diferencia temporal sugiere dos procesos cualitativamente distintos: la conversión directa es coherente con un patrón de clareo mecanizado de alta intensidad (tala y quema y conversión a uso agropecuario dentro de la misma estación o estaciones contiguas), donde la quema cumple un rol instrumental en el proceso de conversión (**Andela et al.**, 2017; **Armenteras et al.**, 2021; **Curtis et al.**, 2018). La vía mediada por la degradación captura un deterioro lento, multi-anual, en el que el primer incendio inicia un proceso de pérdida progresiva de integridad estructural que solo culmina en conversión completa años después (**Cochrane et al.**, 2003; **Brando et al.**, 2014; **Berenguer et al.**, 2021). Ambas vías coexisten en las mismas cuencas y países, aunque la directa es ligeramente más prevalente en la Amazonía colombiana, lo cual matiza pero no desplaza el carácter dominante de la cascada mediada por la degradación.

Contraste entre países: Colombia se inclina hacia la deforestación y Venezuela hacia la degradación

Colombia y Venezuela tenían proporciones similares de bosque en pie en el 2024 dentro de la muestra (Colombia, 67,6 %; Venezuela, 71,7 %), pero el modo de pérdida tuvo divergencias notables. La razón CO:VE de deforestación fue de 2,3 en la muestra completa y se mantuvo en 2,0 con el filtrado espacial a 1 km, lo que indica que el contraste fue estadísticamente robusto frente a la corrección por autocorrelación. La divergencia se mantuvo dentro de la cuenca del Amazonas y de la cuenca del Orinoco por separado, lo que la determina como propiedad de las dinámicas de frontera de cada país.

Dos lecturas causales no excluyentes son coherentes con el patrón. La primera atribuye el sesgo colombiano hacia la deforestación a la dinámica de expansión agropecuaria activa después del acuerdo de paz, especialmente en el arco de la frontera de Caquetá, Putumayo y Guaviare (**Armenteras et al.**, 2021; **Clerici et al.**, 2020), donde la quema se utiliza como herramienta de apertura y clareo de la tierra (**Andela et al.**, 2017; **Curtis et al.**, 2018). La segunda atribuye el sesgo venezolano hacia la degradación al debilitamiento documentado del sistema institucional de monitoreo y manejo de áreas protegidas durante la última década, que se manifiesta no en una conversión rápida sino

en incendios crónicos no atendidos cuyos efectos acumulativos producen pérdida de integridad estructural sin culminar en la conversión al uso agropecuario (Cochrane & Laurance, 2002; Silva *et al.*, 2018).

La Amazonía colombiana no cubierta por figuras de protección es el punto crítico.

El hallazgo más llamativo en términos absolutos correspondió al estrato colombiano de la Amazonía que está por fuera de toda figura de gobernanza ($n = 14.048$): el 23,5 % de la muestra había sido deforestada en el 2024 (casi una cuarta parte del bosque posterior a la quema desapareció en una ventana de 24 años), con una latencia mediana de cuatro años entre fuego y degradación y de solo dos años entre degradación y deforestación. La latencia total de seis años entre fuego y deforestación en este estrato constituye la cascada más rápida del estudio. La concentración temporal de estos eventos en la Amazonía colombiana entre el 2016 y el 2024 coincide con lo recogido por la literatura sobre el arco de deforestación posterior al acuerdo de paz (Armenteras *et al.*, 2019; Clerici *et al.*, 2020), y la velocidad del proceso sugiere que la quema en esta zona forma parte integral del proceso de conversión agropecuaria (Cochrane *et al.*, 2003; Andela *et al.*, 2017).

El contraste con los estratos protegidos en la misma cuenca fue marcado. Las áreas protegidas retuvieron el 91 % del bosque no perturbado y solo el 2 % de lo deforestado; los territorios indígenas el 89 % del bosque no perturbado y el 3 % del deforestado; el solapamiento $AP \cap TI$ equivalió al 95 % del bosque no perturbado y al 0 % del deforestado ($n = 162$). La diferencia con el estrato “Fuera” fue de 31 a 35 puntos porcentuales en bosque retenido y de 22 a 24 puntos porcentuales en deforestación evitada. Aunque la pequeña muestra del estrato de solapamiento exige cautela, el patrón es coherente con la literatura pantropical sobre la efectividad de la gobernanza compartida y sugiere que en la frontera amazónica colombiana la coexistencia de lo institucional formal y lo comunitaria es un mecanismo de retención eficaz frente a los efectos negativos de los incendios no controlados (Blackman *et al.*, 2017; Sze *et al.*, 2021; Walker *et al.*, 2020).

Los territorios indígenas y el solapamiento con áreas protegidas maximizan la retención.

En las cuatro combinaciones focales de país $\times$ cuenca del estudio, la categoría “Solo TI” mantuvo proporciones de bosque no perturbado en el rango del 76 al 94 %, mientras que el solapamiento $AP \cap TI$ alcanzó valores del 79 al 95 %. La jerarquía $TI \geq AP \geq Fuera$ se mantuvo en todas las celdas, lo que ajusta a la evidencia pantropical (Garnett *et al.*, 2018; Nepstad *et al.*, 2006; Schleicher, 2018; Sze *et al.*, 2021; Walker *et al.*, 2020). La novedad de nuestro estudio es la firma temporal: los territorios indígenas no solo retuvieron más bosque al cierre del seguimiento, sino que también retrasaron la cascada cuando ésta ocurría, lo que se evidenció en proporciones menores de la vía directa y latencias mediadas por la degradación más prolongadas en los estratos protegidos comparados con el estrato “Fuera” (Cochrane *et al.*, 2003; Brando *et al.*, 2014).

El solapamiento $AP \cap TI$ ofreció la mayor retención observada en el estudio (CO Amazonía: 95 % no perturbado, 0 % deforestado), patrón consistente con la sinergia de las categorías de manejo, en la cual los estatutos formales de protección estatal se combinaron con prácticas de manejo comunitario que pueden ofrecer continuidad operativa cuando la capacidad estatal flaquea (Garnett *et al.*, 2018). En el Orinoco venezolano, donde el sistema de áreas protegidas estatales muestra deterioro institucional documentado (Rosales, 2019; Terán-Mantovani, 2025), la categoría “Solo AP” (57 % no perturbado) es estadísticamente indistinguible del estrato “Fuera” (56 %); en la misma cuenca, sin embargo, los territorios indígenas mantuvieron un 76 % de retención. Esta divergencia entre AP y TI bajo condiciones de erosión institucional estatal sugiere que la gobernanza indígena puede actuar como amortiguador frente a la pérdida de capacidad operativa formal, en línea con observaciones similares en la Amazonía brasileña después del -2014 (Begotti & Peres, 2019).

Conviene aclarar que esta lectura no constituye un argumento causal estricto. Los territorios indígenas no se asignan aleatoriamente; suelen establecerse en zonas con menor presión histórica de frontera, donde la integridad forestal preexistente ya era mayor

(Joppa & Pfaff, 2010). La interpretación correcta del patrón observado es que dado un nivel comparable de presión, los TI retienen mejor; el diseño actual, con estratificación por cuenca y país, aproxima razonablemente esa condición, pero no la elimina.

El solapamiento $AP \cap TI$ en la Amazonía venezolana registró una tasa de deforestación del 9 % ($n = 169$), inusualmente alta para una categoría que en Colombia retuvo el 100 %. Una explicación plausible es la presencia de minería ilegal de oro en el corredor Yapacana–Maroa documentada en los últimos cinco años, que actúa como motor de deforestación operando al margen tanto del marco institucional formal como de la gobernanza indígena reconocida. La expansión de la minería ilegal en territorios indígenas y áreas protegidas amazónicas en Venezuela ha sido documentada en reportes técnicos y por la prensa especializada en conservación neotropical, aunque la cuantificación académica revisada por pares sigue siendo escasa. Este punto ofrece una hipótesis de trabajo sobre por qué una zona doblemente protegida en términos formales puede experimentar tasas de deforestación equivalentes a las de zonas no protegidas en otras regiones.

Limitaciones

La dependencia espacial residual entre píxeles vecinos es esperable en procesos contagiosos de frontera (Cochrane & Laurance, 2002; Armenteras *et al.*, 2013). El análisis de sensibilidad bajo filtrado espacial a 1 km (Boria *et al.*, 2014) confirmó que la dirección y la jerarquía de los contrastes reportados se conservaron bajo la corrección conservadora por pseudo-réplica.

Una segunda limitación fue la incertidumbre heredada de los datos satelitales empleados. Los intervalos de confianza de Wilson que reportamos cuantifican solamente la incertidumbre de muestreo binomial sobre los píxeles clasificados por cada conjunto de datos, y no incorporan la incertidumbre de clasificación que les es propia. Los productos utilizados tienen validaciones publicadas por sus productores: JRC TMF Annual Changes reporta precisiones globales del orden del 88-91 % para las clases forestales principales (Vancutsem *et al.*, 2021); ESA CCI Fire v5.1 tiene una precisión de detección del orden del 85-90 % en bosques cerrados (Chuvieco *et al.*, 2018); y MODIS MCD64A1 Colección 6.1 tiene tasas de comisión relevantes en bosque siempreverde tropical (Giglio *et al.*, 2018; Roteta *et al.*, 2019). Los sesgos absolutos pueden ser importantes para el valor puntual de una proporción, pero los sesgos sistemáticos de detección son, en una primera aproximación, isotrópicos entre los estratos comparados (país, cuenca, gobernanza), de modo que las razones y jerarquías comparativas reportadas tienden a preservarse, aunque los valores absolutos tengan una incertidumbre mayor. La interpretación correcta de los contrastes es, por lo tanto, comparativa entre estratos y no absoluta sobre la magnitud del proceso.

La tercera limitación es el empalme entre los datos de área quemada. La serie ESA CCI Fire Burned Area v5.1 cubre del 2001 al 2020 a 250 m de resolución y MODIS MCD64A1 Colección 6.1 cubre del 2021 al 2024 a 500 m, tras la discontinuación de la serie CCI. Aunque ambos conjuntos de datos comparten algoritmos derivados de MODIS y han sido validados independientemente, el cambio de resolución puede introducir un sesgo de detección hacia eventos más grandes en el período 2021-2024. Conservamos la escala parental original como covariable diagnóstica y la dirección de los resultados no varió al estratificar por período. El traslape imperfecto entre la resolución de detección de fuego (250-500 m) y la resolución de detección de perturbación (30 m) implica, además, que las latencias reportadas son latencias entre eventos co-localizados a la escala parental de la detección de fuego, no latencias entre eventos que ocurran exactamente en el mismo píxel JRC de 30 m, y que las latencias observadas en el conjunto de datos pueden estar sobredimensionadas con respecto a las latencias del proceso subyacente si existe un retraso sistemático en la detección de la degradación.

Una cuarta limitación fue la ausencia de covariables socioeconómicas y de accesibilidad (densidad poblacional, distancia a vías, política agraria) en el análisis de modulación. El estudio se basa en proporciones agregadas y en estratificación institucional, y deja

para un estudio futuro el análisis multivariado de motores que permitiría descomponer los efectos causales individuales (Geist & Lambin, 2002). Las asociaciones observadas entre las trayectorias posteriores a la quema y los factores contextuales nacionales (por ejemplo, la aceleración posterior al acuerdo de paz en Colombia o la crisis institucional en Venezuela) son asociativas y no causales; su interpretación causal requeriría un diseño analítico específico que queda lejos del objetivo del presente estudio.

Por último, la muestra incluyó píxeles que JRC TMF identifica como bosque tropical húmedo no perturbado, pero que la aproximación ecorregional clasifica como mosaico de bosque y sabana en los Llanos. Estos píxeles muestran un comportamiento ecológico distinto (alta recurrencia de fuego con baja deforestación efectiva), coherente con dinámicas de bosque de galería sobre matriz de sabana, donde no hay presión de conversión agrícola adyacente (Armenteras, Meza, *et al.*, 2021). Su inclusión amplía la representatividad ecológica del estudio, pero introduce heterogeneidad biogeográfica que debe tenerse en cuenta al interpretar los resultados agregados. El estudio no incluye el trabajo de comprobación en campo, y su alcance es de escala regional (2001-2024, aproximadamente 1,5 millones de km²); la comprobación *in situ* realizada por otros grupos de investigación en parcelas e inventarios locales (Rangel-Ch., 2008; Bevilacqua *et al.*, 2006; Duque *et al.*, 2002) es complementaria de este marco regional y no sustitutiva.

Conclusiones

En las cuencas del Amazonas y del Orinoco de Colombia y Venezuela, la cascada de fuego, degradación y deforestación constituye la trayectoria dominante de pérdida posterior a la quema, con una firma temporal característica. Entre el 62 % y el 77 % de los eventos de deforestación inducidos por quema transitan por una detección previa de degradación, y las latencias medianas son de cinco a seis años para la transición de fuego a degradación y de tres a seis años adicionales para la transición de degradación a deforestación. Esta latencia define una ventana operativa de intervención entre el daño inicial en el dosel y la pérdida total de cobertura (Cochrane *et al.*, 2003; Brando *et al.*, 2014; Vancutsem *et al.*, 2021). La vía directa de conversión, presente en el 23 al 38 % de los casos, opera al doble de velocidad y captura procesos de despeje instrumental en los que la quema forma parte del proceso de apertura agropecuaria (Andela *et al.*, 2017; Armenteras *et al.*, 2021); ambas vías coexisten en proporciones que reflejan el contexto socio-institucional de cada país.

La trayectoria posterior a la quema no fue uniforme entre cuencas ni entre figuras de gobernanza. Las zonas de la Amazonía colombiana que no contaban con ninguna figura formal de protección concentraron la pérdida más alta del estudio (23,5 % deforestado en 24 años), mientras que en las cuatro combinaciones focales de país × cuenca el solapamiento de áreas protegidas y territorios indígenas mantuvo consistentemente las mayores proporciones de bosque no perturbado, alcanzando el 95 % de retención y el 0 % de deforestación. El contraste entre países (Colombia presentó más del doble de propensión a la deforestación que Venezuela en idéntica cuenca biogeográfica) refuerza la importancia del contexto institucional sobre el resultado ecológico (Terán-Mantovani, 2025), y la jerarquía consistente $TI \geq AP \geq Fuera$ en las cuatro celdas focales respalda la idea de que la coexistencia de lo institucional formal y lo comunitario es un mecanismo eficaz de conservación frente al fuego (Garnett *et al.*, 2018).

La existencia de una latencia detectable de cinco a seis años entre el primer fuego y la primera detección de degradación implica que las herramientas de monitoreo basadas en JRC TMF y en conjuntos de datos análogos puede orientar intervenciones tempranas en bosques afectados por el fuego antes de que la cascada se complete hacia la conversión total (Vancutsem *et al.*, 2021; Matricardi *et al.*, 2020). La sinergia observada entre áreas protegidas y territorios indígenas en la Amazonía colombiana sugiere que la coexistencia de lo institucional formal y lo comunitaria opera como refuerzo mutuo del control territorial.

Tres implicaciones operativas se derivan de estos resultados: (i) las herramientas de monitoreo basadas en JRC TMF y conjuntos de datos análogos pueden orientar intervenciones tempranas en bosques afectados por el fuego dentro de la ventana de tres

a seis años que separa la detección de la degradación y la deforestación efectiva; (ii) el fortalecimiento del solapamiento institucional entre áreas protegidas y territorios indígenas debe ser prioritario en las zonas de mayor presión de frontera, particularmente en el arco amazónico colombiano, y (iii) el contraste entre Colombia y Venezuela ilustra que el contexto institucional nacional modula la forma de pérdida de las coberturas naturales debido a la presión biofísica subyacente, lo que indica que las estrategias de conservación efectivas exigen análisis país por país y no solo a escala de bioma.

Los resultados aportan una firma temporal cuantificada de la cascada posterior a la quema en Colombia y Venezuela; identifican la coexistencia de la gobernanza estatal y la indígena como el mecanismo de retención más eficaz, y abren una ventana operativa de intervención de varios años entre el daño inicial y la pérdida total de cobertura. Esa ventana es el espacio donde la política forestal puede actuar antes de que el proceso se vuelva irreversible.

Información Suplementaria

Ver la información suplementaria en <https://raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/4156/5419>

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el proyecto FIRE-DEGRADES (ATR2024-154617), Agencia Estatal de Investigación, Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, España. Agradecemos al Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA, CSIC) y al Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia por el apoyo institucional durante el desarrollo del estudio. Reconocemos el trabajo de las instituciones que produjeron los conjuntos de datos satelitales y las capas geoespaciales utilizadas: el Joint Research Centre de la Comisión Europea (Tropical Moist Forest Annual Changes), la European Space Agency (Climate Change Initiative Fire), la National Aeronautics and Space Administration y el United States Geological Survey (MODIS MCD64A1), la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG, capa de Territorios Indígenas, versión 2025) y UNEP-WCMC y IUCN (World Database on Protected Areas, versión 2025).

Agradecemos a los evaluadores anónimos y al editor por sus comentarios, que contribuyeron de manera sustantiva a mejorar el manuscrito.

Contribución de los autores

DAP concibió el estudio, diseñó el marco analítico, construyó la cohorte de análisis, obtuvo la financiación y coordinó todas las fases de la investigación. DAP y FMG procesaron los productos satelitales y ejecutaron los procedimientos estadísticos. DAP redactó la versión inicial del manuscrito. FMG contribuyó a la interpretación y al texto sobre el contexto local, la gobernanza y la crisis institucional en la Amazonía y el Orinoco, y participó en la revisión crítica del manuscrito. Ambos autores revisaron, corrigieron y aprobaron la versión final sometida a la Revista.

Conflicto de intereses

Los autores declaramos que no existe ningún conflicto de intereses que pueda afectar la transparencia ni la objetividad del proceso de revisión por pares o la publicación del presente manuscrito.

Referencias

Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., Van Der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., DeFries, R. S., Collatz, G. J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J. R., Yue, C., Randerson, J. T. (2017). A human-driven decline in global burned area. *Science*, 356(6345), 1356-1362. <https://doi.org/10.1126/science.aal4108>

- Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Fonseca, M. G., Rosan, T. M., Vedovato, L. B., Wagner, F. H., Silva, C. V. J., Silva Junior, C. H. L., Arai, E., Aguiar, A. P., Barlow, J., Berenguer, E., Deeter, M. N., Domingues, L. G., Gatti, L., Gloor, M., Malhi, Y., Marengo, J. A., Miller, J. B., ... Saatchi, S. (2018). 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*, 9(1), 536. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>
- Armenteras, D., Barreto, J. S., Tabor, K., Molowny-Horas, R., Retana, J. (2017). Changing patterns of fire occurrence in proximity to forest edges, roads and rivers between NW Amazonian countries. Supplement. *Biogeosciences*, 14(11), 2755-2765. <https://doi.org/10.5194/bg-14-2755-2017-supplement>
- Armenteras, D., Dávalos, L. M., Barreto, J. S., Miranda, A., Hernández-Moreno, A., Zamorano-Elgueta, C., González-Delgado, T. M., Meza-Elizalde, M. C., Retana, J. (2021). Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Science Advances*, 7(33), 2-10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3357>
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Armenteras, D., González, T. M., Retana, J. (2013). Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation*, 159, 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>
- Armenteras, D., Meza, M. C., González, T. M., Oliveras, I., Balch, J. K., Retana, J. (2021). Fire threatens the diversity and structure of tropical gallery forests. *Ecosphere*, 12(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3347>
- Armenteras, D., Schneider, L., Dávalos, L. M. (2019). Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, 3(1), 20-23. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0727-8>
- Begotti, R. A. & Peres, C. A. (2019). Brazil's indigenous lands under threat. *Science*, 363(6427), 592-592. <https://doi.org/10.1126/science.aaw3864>
- Berenguer, E., Lennox, G. D., Ferreira, J., Malhi, Y., Aragão, L. E. O. C., Barreto, J. R., Del Bon Espirito-Santo, F., Figueiredo, A. E. S., França, F., Gardner, T. A., Joly, C. A., Palmeira, A. F., Quesada, C. A., Rossi, L. C., de Seixas, M. M. M., Smith, C. C., Withey, K., Barlow, J. (2021). Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(30), e2019377118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>
- Bevilacqua, M., Cárdenas, L., Flores, A. L., Hernández, L., Lares B., E., Miranda, A., Ochoa G., J., Rodríguez, M., Selig, E. (2006). *The State of Venezuela's Forests: A Case Study of the Guayana Region*. Global Forest Watch, World Resources Institute.
- Blackman, A., Corral, L., Lima, E. S., 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>
- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M., Anderson, R. P. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73-77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>
- Bourgoin, C., Ceccherini, G., Girardello, M., Vancutsem, C., Avitabile, V., Beck, P. S. A., Beuchle, R., Blanc, L., Duveiller, G., Migliavacca, M., Vieilledent, G., Cescatti, A., Achard, F. (2024). Human degradation of tropical moist forests is greater than previously estimated. *Nature*, 631(8021), 570-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07629-0>
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silverio, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nobrega, C. C., Alencar, A., Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(17), 6347-6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>
- Brando, P. M., Soares-Filho, B., Rodrigues, L., Assunção, A., Morton, D., Tuschneider, D., Fernandes, E. C. M., Macedo, M. N., Oliveira, U., Coe, M. T. (2019). Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Global Change Biology*, 25, 2855-2868. <https://doi.org/10.1111/gcb.14657>
- Brown, L. D., Cai, T. T., DasGupta, A. (2001). Interval Estimation for a Binomial Proportion. *Statistical Science*, 16(2). <https://doi.org/10.1214/ss/1009213286>

- Cárdenas-López, D., Baptiste, M. P., Castaño-Arboleda, N. (2015). *Plantas útiles y promisorias en la Amazonia colombiana*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas-SINCHI.
- Convention on Biological Diversity. (2022). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. CBD/COP/DEC/15/4, Montreal, Canada. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>
- Chuvieco, E., Lizundia-Loiola, J., Lucrecia Pettinari, M., Ramo, R., Padilla, M., Tansey, K., Mouillot, F., Laurent, P., Storm, T., Heil, A., Plummer, S. (2018). Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies. *Earth System Science Data*, 10(4), 2015-2031. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2015-2018>
- Chuvieco, E., Pettinari, M. L., Lizundia-Loiola, J., Storm, T., Padilla-Parellada, M. (2018). *ESA Fire Climate Change Initiative (Fire-cci): MODIS Fire-cci Burned Area Pixel product, version 5.1*. <https://doi.org/10.5285/58f00d8814064b79a0c49662ad3af537>
- Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., Forero-Medina, G., Ochoa, J., Pedraza, C., Schneider, L., Lora, C., Gómez, C., Linares, M., Hirashiki, C., Biggs, D. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports*, 10(1), 4971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, 421, 913-918.
- Cochrane, M. A. & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18(03), 311-325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N. D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E. C., Jones, B., Barber, C. V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., ... Saleem, M. (2017). An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience*, 67(6), 534-545. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- Dowle, M. & Srinivasan, A. (2024). *data.table: Extension of data.frame* (R package). <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>
- Duno de Stefano, R., Aymard, G., Berry, P. (Eds). (2007). *Catálogo anotado e ilustrado de la flora vascular de los Llanos de Venezuela*. FUDENA, Fundación Empresas Polar, FIBV.
- Duque, A., Sánchez, M., Cavelier, J., Duivenvoorden, J. F. (2002). Different floristic patterns of woody understorey and canopy plants in Colombian Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 18(4), 499-525. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002341>
- Espinoza, J. C., Ronchail, J., Guyot, J. L., Cocheneau, G., Filizola, N., Lavado, W., de Oliveira, E., Pombosa, R., Vauchel, P. (2009). Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia and Ecuador). *International Journal of Climatology*, 29(11), 1574-1594. <https://doi.org/10.1002/joc.1791>
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(2-4), 369-386. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>
- Food and Agriculture Organization. (2025). In *Global Forest Resources Assessment 2025*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd6709en>
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C. J., Watson, J. E. M., Zander, K. K., Austin, B., Brondizio, E. S., Collier, N. F., Duncan, T., Ellis, E., Geyle, H., Jackson, M. V., Jonas, H., Malmer, P., McGowan, B., Sivongxay, A., Leiper, I. (2018). A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7), 369-374. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6>
- Geist, H. J. & Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2), 143. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO;2)
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D. P., Humber, M. L., Justice, C. O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217(March), 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., Townshend, J. R. G. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hijmans, R. J. (2024). *terra: Spatial data analysis* (R package). <https://CRAN.R-project.org/package=terra>
- Huber, O. (1995). *Vegetation of the Venezuelan Guayana*. Missouri Botanical Garden Press.
- Huber, O. & Alarcón, C. (1988). *Mapa de vegetación de Venezuela*. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR), The Nature Conservancy.
- Hurtado, A. F. & Hernández, J. C. (2018). Aspectos climatológicos y su relación con los caudales en cuencas del Orinoco colombiano. *Colombia Forestal*, 21(1), 26-44. <https://doi.org/10.14483/2256201X.11340>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra: Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IUCN, & UNEP-WCMC. (2025). *The World Database on Protected Areas (WDPA)* Cambridge, UK: UNEP - WCMC. www.protectedplanet.net
- Joppa, L. & Pfaff, A. (2010). Reassessing the forest impacts of protection. The challenge of nonrandom location and a corrective method. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 135-149.
- Lapola, D. M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L. E. O. C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H. M., Seixas, H., Silva, C. V. J., Silva, C. H. L., Alencar, A. A. C., Anderson, L. O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M. H., Faria, B. L., ... Walker, W. S. (2023). The drivers and impacts of Amazon forest degradation. In *Science* (Vol. 379, Number 6630). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>
- Lehner, B. & Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15), 2171-2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.9740>
- Marengo, J. A., Cunha, A. P., Cuartas, L. A., Deusdará Leal, K. R., Broedel, E., Seluchi, M. E., Michelin, C. M., De Praga Baião, C. F., Chuchón-Angulo, E., Almeida, E. K., Kazmierczak, M. L., Mateus, N. P. A., Silva, R. C., Bender, F. (2021). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
- Matricardi, E. A. T., Skole, D. L., Costa, O. B., Pedlowski, M. A., Samek, J. H., Miguel, E. P. (2020). Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, 369(6509), 1378-1382. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABB3021>
- Murillo-Sandoval, P. J., Van Dexter, K., Van Den Hoek, J., Wrathall, D., Kennedy, R. (2020). The end of gunpoint conservation: forest disturbance after the Colombian peace agreement. *Environmental Research Letters*, 15(3), 034033. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6ae3>
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., 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>
- Pacheco-Angulo, C., Plata-Rocha, W., Serrano, J., Vilanova, E., Monjardin-Armenta, S., González, A., Camargo, C. (2021). A Low-Cost and Robust Landsat-Based Approach to Study Forest Degradation and Carbon Emissions from Selective Logging in the Venezuelan Amazon. *Remote Sensing*, 13(1435). <https://doi.org/10.3390/rs13081435>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1), 439. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

- Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada-RAISG.** (2025). capa TI_CO_VE versión 2025. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada.
- Rangel-Ch., J. O. (Ed).** (1995). *Colombia Diversidad Biótica II: Tipos de vegetación en Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel-Ch., J. O. (Ed.).** (2008). *Colombia Diversidad Biótica VII: Vegetación, palinología y paleoecología de la Amazonia colombiana*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Rincón-Ruiz, A. & Kallis, G.** (2013). Caught in the middle, Colombia's war on drugs and its effects on forest and people. *Geoforum*, 46, 60-78. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.12.009>
- Rosales, A.** (2019). Statization and denationalization dynamics in Venezuela's artisanal and small-scale-large-scale mining interface. *Resources Policy*, 63(101422). <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101422>
- Roteta, E., Bastarrika, A., Padilla, M., Storm, T., Chuvieco, E.** (2019). Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: Generation of a small fire database for northern hemisphere tropical Africa. *Remote Sensing of Environment*, 222, 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.011>
- Sarmiento, G., Pinillos, M., Garay, I.** (2004). Biomass variability in tropical American lowland rainforests. *Ecotropicos*, 17(1-2), 24-38.
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C.** (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(24), 10821-10826. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>
- Schleicher, J.** (2018). The environmental and social impacts of protected areas and conservation concessions in South America. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.01.001>
- Silva, C. H. L., Aragão, L. E. O. C., Fonseca, M. G., Almeida, C. T., Vedovato, L. B., Anderson, L. O.** (2018). Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. *Forests*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/f9060305>
- Silva Junior, C. H. L., Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Fonseca, M. G., Shimabukuro, Y. E., Vancutsem, C., Achard, F., Beuchle, R., Numata, I., Silva, C. A., Maeda, E. E., Longo, M., Saatchi, S. S.** (2020). Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Science Advances*, 6(40). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz8360>
- Silva Junior, C. H. L., Carvalho, N. S., Pessoa, A. C. M., Reis, J. B. C., Pontes-Lopes, A., Doblas, J., Heinrich, V., Campanharo, W., Alencar, A., Silva, C., Lapola, D. M., Armenteras, D., Matricardi, E. A. T., Berenguer, E., Cassol, H., Numata, I., House, J., Ferreira, J., Barlow, J., ... Aragão, L. E. O. C.** (2021). Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. *Nature Geoscience*, 14(9), 634-635. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00823-z>
- Stachowicz, I., Ferrer-Paris, J. R., Sánchez-Mercado, A.** (2024). Leveraging limited data from wildlife monitoring in a conflict affected region in Venezuela. *Scientific Reports*, 14, 1673. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52133-0>
- Sze, J. S., Carrasco, L. R., Childs, D., Edwards, D. P.** (2021). Reduced deforestation and degradation in Indigenous Lands pan-tropically. *Nature Sustainability*, 5(2), 123-130. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00815-2>
- Terán Mantovani, E.** (2025). Expanding the concept of hybrid governance in the context of illicit extractivism: the case of the Venezuelan Amazon. *Geoforum*, 164, 104474. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2025.104474>
- Tyukavina, A., Potapov, P., Hansen, M. C., Pickens, A. H., Stehman, S. V., Turubanova, S., Parker, D., Zalles, V., Lima, A., Kommareddy, I., Song, X.-P., Wang, L., Harris, N.** (2022). Global Trends of Forest Loss Due to Fire From 2001 to 2019. *Frontiers in Remote Sensing*, 3, 825190. <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.825190>
- United Nations Environment Programme & Food and Agriculture Organization.** (2020). *The UN Decade on Ecosystem Restoration 2021-2030*. UNEP/FAO. <https://www.decadeonrestoration.org/>
- van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., Morton, D. C., DeFries, R. S., Jin, Y., van Leeuwen, T. T.** (2010). Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 10(6), 16153-16230. <https://doi.org/10.5194/acpd-10-16153-2010>

-
- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J. F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L. E. O. C., Nasi, R.** (2021). Long-term (1990-2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*, 7(10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>
- Walker, W. S., Gorelik, S. R., Baccini, A., Aragon-Osejo, J. L., Josse, C., Meyer, C., Macedo, M. N., Augusto, C., Rios, S., Katan, T., de Souza, A. A., Cuellar, S., Llanos, A., Zager, I., Mirabal, G. D., Solvik, K. K., Farina, M. K., Moutinho, P., Schwartzman, S.** (2020). The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(6), 3015-3025. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913321117>
- Wickham, H.** (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis* (2.^a ed.). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>