



UNIVERSIDAD DE
MANIZALES®

**Análisis multitemporal de la deforestación en el noreste del área de
amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete
(2020-2025)**

Andrés Felipe Castro Tovar

José Caraballo Requena

David Marcelo Sáenz Marín

Jissel Gil Atehortúa

Informe final presentado como requisito parcial para optar al título de Especialización en
Sistema de Información Geográfica

Asesor: Alberto Boada Rodríguez, Doctor en Investigación y Docencia

Universidad de Manizales
Facultad de Ciencias e Ingeniería
Especialización en Sistemas de Información Geográfica
Manizales, Caldas, Colombia

2025

Cita	(Castro Tovar et al., 2025)
Referencia	Castro Tovar, A. F., Caraballo Requena, J., Sáenz Marín, D. M., y Gil Atehortua, J. (2025). <i>Análisis Multitemporal de la deforestación en el noroeste del área de amortiguamiento del PNN Serranía de Chiribiquete (2020-2025)</i> [Trabajo de grado especialización]. Universidad de Manizales. RIDUM: Repositorio Institucional Universidad de Manizales.
Estilo APA 7 (2020)	



Especialización en Sistemas de Información Geográfica, II

Grupo de Investigación y Desarrollo en Informática y Telecomunicaciones

Línea de Investigación Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente.

Centro de Investigaciones en Medio Ambiente y Desarrollo - CIMAD.

Declaración de inteligencia artificial: el o los autores de este trabajo de grado declaran que han utilizado herramientas de inteligencia artificial (IA), tales como ChatGPT y Turnitin, de manera ética y responsable, tal como se establece en el Acuerdo UManizales 002 (julio 26 de 2023) sobre propiedad intelectual e IA. Estas herramientas son empleadas como apoyo en la redacción, revisión gramatical y generación de ideas, pero en ningún caso sustituyen el análisis crítico, la argumentación académica ni la originalidad del trabajo. Asimismo, cualquier contenido generado con asistencia de IA está citado y referenciado adecuadamente, garantizando la integridad académica y el cumplimiento de los principios éticos de la investigación.

Biblioteca y Centro de Recursos: <https://biblioteca.umanizales.edu.co/>

Repositorio Institucional: <http://ridum.umanizales.edu.co/>

Universidad de Manizales: www.umanizales.edu.co

Revistas: <http://revistasum.umanizales.edu.co/>

Fondo Editorial: <https://editorialum.umanizales.edu.co/>

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Manizales ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos

Tabla de contenido

Resumen	7
Abstract.....	8
Introducción.....	9
1. Planteamiento del problema	10
1.1. Descripción del área problemática	10
1.2. Formulación del problema	12
1.3. Antecedentes	12
1.3.1. Antecedentes nacionales	12
1.3.2. Antecedentes internacionales	14
2. Justificación.....	20
3. Objetivos.....	22
3.1. Objetivo general	22
3.2. Objetivos específicos.....	22
4. Hipótesis	23
4.1 Hipótesis de trabajo.	23
4.1.1 Hipótesis nula.....	23
5. Marco teórico.....	24
5.1. Contextualización del área de estudio	24
5.2. Deforestación y cambio en la cobertura boscosa	27
5.3. Teledetección aplicada al monitoreo de cobertura vegetal.....	31
5.4. Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el análisis multitemporal	34
5.5. Clasificación supervisada y Random Forest.....	38
5.6. Implicaciones ambientales de la deforestación en Chiribiquete.....	41

5.7. Referente normativo y legal	44
6. Metodología.....	46
6.1. Tipo de estudio	46
6.2. Área de estudio.....	47
6.3. Procedimiento.....	49
6.3.1 Fase I: Recolección y preprocesamiento de datos satelitales.....	49
6.3.2. Fase II: Integración de información complementaria	53
6.3.3 Fase III: Clasificación supervisada mediante algoritmos de Machine Learning.....	53
6.3.4 Fase IV: Validación de resultados.....	55
6.3.5. Fase V: Vectorización de resultados	57
6.3.6 Fase VI: Creación de máscaras y homogenización espacial.....	57
6.3.7 Fase VII: Análisis multitemporal y cálculo de tasas de deforestación.....	58
6.3.8 Fase VIII: Análisis de fragmentación forestal	59
6.3.9 Fase IX: Integración en SIG y generación de productos cartográficos.....	60
7. Resultados.....	60
7.1 Resultados de la clasificación supervisada por año.....	64
7.1.1 Clasificación 2020.....	64
7.1.2 Clasificación 2022.....	66
7.1.3 Clasificación 2025.....	68
7.2 Validación de resultados mediante cálculo de índices Kappa.....	70
7.3 Análisis de pérdida de cobertura boscosas	72
8. Discusión	81
9. Conclusiones.....	85
10. Recomendaciones	87

11. Referencias	88
-----------------------	----

Lista de tablas

Tabla 1 Clasificación del índice Kappa.....	56
Tabla 2 Resultados de la matriz de confusión año 2020	70
Tabla 3 Resultados de la matriz de confusión año 2022	70
Tabla 4 Resultados de la matriz de confusión año 2025	71
Tabla 5 Áreas identificadas de cambios de coberturas utilizando imágenes de Sentinel-2 y algoritmos de Random Forest.....	72
Tabla 6 Cálculo de tasa de deforestación aplicando la ecuación de Puyravaud	76
Tabla 7 Cálculo de tasa de cambio de coberturas de pastos aplicando la ecuación de Puyravaud	76

Lista de figuras

Figura 1 Mapa de ubicación zona noreste de amortiguamiento PNN Serranía de Chiribiquete	48
Figura 2 Diagrama de fases llevadas a cabo.....	49
Figura 3 Imagen multiespectral zona de estudio	52
Figura 4 ejemplo de muestras de entrenamiento para tres tipos de coberturas analizadas	54
Figura 5 Generación de puntos de muestreo sobre raster clasificado para validación	56
Figura 6 Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2020	64
Figura 7 [Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2020.....	65

Figura 8 Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2022.	66
Figura 9 Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2022.....	67
Figura 10 Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2025.	68
Figura 11 Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2025.....	69

Siglas, acrónimos y abreviaturas

GIS – Sistema de Información Geográfica Cuántica

DANE – Departamento Administrativo Nacional de Estadística

FAO – Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales

IGAC – Instituto Geográfico Agustín Codazzi

LANDSAT – Satélite de Observación de la Tierra (LAND = tierra, SAT = satélite)

LiDAR – Detección y Medición por Luz Láser (Light Detection and Ranging)

PNN – Parque Nacional Natural

QGIS – Sistema de Información Geográfica Cuántica

SAR – Radar de Apertura Sintética

SIG – Sistema de Información Geográfica

SISCLIMA – Organización y funcionamiento del Sistema Nacional de Cambio Climático

Resumen

Este estudio analiza los cambios en la cobertura boscosa y su fragmentación a partir del análisis de imágenes satelitales, realizado en un periodo comprendido entre el año 2020 y 2025 aplicando técnicas de teledetección como machine learning y Random Forest. Se alimentó un algoritmo de Arcgis Pro con polígonos categorizados visualmente de las coberturas presentes, especialmente las áreas deforestadas; se usaron imágenes de Sentinel-2 para identificar cambios de coberturas. Los resultados muestran un cambio significativo en las coberturas analizadas, como pastizales, área deforestada y sobre todo en la disminución de la capa clasificada como bosque, demostrando la importancia de tomar medidas al respecto por parte de las entidades de control.

El área de estudio corresponde a la zona de amortiguamiento del parque nacional natural Serranía del Ciriquirete, especialmente en la zona noreste del parque, en sectores como Candilejas, Ciudad Yari, Sabanas del Yari y el Guio, una zona crítica en cuanto a deforestación, con una alta actividad antrópica.

El manejo y divulgación de estos resultados son una herramienta importante para mantener los servicios ecosistémicos del bosque, identificando las áreas más afectadas y su relación directa con el crecimiento poblacional, reflejado en las actividades agropecuarias y ganaderas de la región. La investigación demostró que la aplicación de técnicas de teledetección modernas, combinadas con imágenes de Sentinel-2, son una gran herramienta en la generación de cartografía temática de identificación de zonas deforestadas; dicho conocimiento puede replicarse en otras zonas del país.

Palabras clave: monitoreo de deforestación, sostenibilidad, teledetección, administración ambiental, reforestación, servicios ecosistémicos, SIG (Sistemas de Información Geográfica).

Abstract

This study analyzes changes in forest cover and fragmentation based on the analysis of satellite images, conducted over a period from 2020 to 2025 using remote sensing techniques such as machine learning and Random Forest. An ArcGIS Pro algorithm was fed with visually categorized polygons of the present covers, especially the deforested areas; Sentinel-2 images were used to identify cover changes. The results show a significant change in the analyzed covers, such as grasslands, deforested areas, and especially in the decrease of the layer classified as forest, demonstrating the importance of taking measures in this regard by the controlling entities. The study area corresponds to the buffer zone of the Serranía del Ciribiquete National Natural Park, especially in the northeastern part of the park, in sectors such as Candilejas, Ciudad Yari, Sabanas del Yari, and El Guio, a critical area in terms of deforestation, with high anthropogenic activity. The management and dissemination of these results are an important tool for maintaining the forest's ecosystem services, identifying the most affected areas and their direct relationship with population growth, reflected in the agricultural and livestock activities of the region. The research demonstrated that the application of modern remote sensing techniques, combined with Sentinel-2 images, is a great tool for generating thematic maps to identify deforested areas; this knowledge can be replicated in other regions of the country.

Keywords: Deforestation monitoring, Sustainability, Remote sensing, Environmental management, Reforestation, Ecosystem services, GIS (Geographic Information Systems).

Introducción

La deforestación constituye una problemática ambiental de gran relevancia en el contexto global, particularmente en regiones de alta biodiversidad como la Amazonía colombiana. En Colombia, el departamento del Caquetá ha sido históricamente uno de los territorios más afectados por la pérdida acelerada de cobertura boscosa, debido a factores como la expansión de la frontera agropecuaria, la construcción de vías ilegales, los cultivos ilícitos, la minería no regulada y el impacto prolongado del conflicto armado interno. Estos procesos han generado una presión creciente sobre los ecosistemas amazónicos, deteriorando sus funciones ecológicas, afectando los ciclos hidrológicos, y reduciendo la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para las comunidades locales y el equilibrio climático regional.

En este escenario, el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete y su zona de amortiguamiento se presentan como un área de interés prioritario para la investigación ambiental, dada su importancia ecológica, cultural y estratégica. La zona noreste de dicha área, localizada en el departamento del Caquetá, evidencia procesos intensos de transformación del paisaje asociados a actividades antrópicas que amenazan la integridad del bosque tropical húmedo. Ante esta situación, resulta fundamental contar con herramientas técnicas que permitan monitorear y cuantificar de manera precisa los cambios en la cobertura del suelo, con el fin de orientar acciones de conservación, restauración ecológica y ordenamiento territorial.

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo desarrollar un análisis multitemporal de los cambios en la cobertura boscosa entre los años 2020 y 2025 en la zona noreste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete. Para ello, se emplean tecnologías de teledetección mediante imágenes satelitales Sentinel-2 y técnicas de clasificación supervisada utilizando el algoritmo Random Forest en entornos SIG, con el fin de identificar, caracterizar y cuantificar las áreas afectadas por procesos de deforestación. Este enfoque metodológico permite generar insumos cartográficos confiables y actualizados que pueden ser utilizados por entidades gubernamentales y organizaciones ambientales para la formulación de estrategias de gestión ambiental sostenible en la Amazonía colombiana.

1. Planteamiento del problema

Las acciones humanas son, en gran medida, una constante amenaza para los bosques. En Colombia, la región amazónica, que abarca el 42,3% del territorio continental, es una de las zonas más impactadas. Con una extensión de 483.165 km², este territorio corresponde al 6,8% de la gran Amazonía y es víctima de alrededor del 45% de la pérdida de bosques en el país, siendo Caquetá, Putumayo y Guaviare los departamentos más golpeados por esta situación (Infobae, 2025).

En términos generales, los bosques tropicales desempeñan un papel crucial en el equilibrio climático a nivel global. Su capacidad de capturar dióxido de carbono y su función en la preservación de la biodiversidad los convierten en ecosistemas esenciales. No obstante, la tala de árboles ha aumentado en los últimos años, motivada por la expansión agrícola, la actividad minera, la cría de ganado y, en numerosas ocasiones, por la deforestación ilegal. De acuerdo con la FAO, la velocidad a la que se pierden los bosques en América Latina es una de las más elevadas del mundo, y Colombia, con una parte importante de la selva amazónica en su territorio, no escapa a esta realidad.

El departamento del Caquetá, al contener grandes extensiones de bosques tropicales, funciona como un sumidero natural de carbono y contribuye a la conservación de especies únicas de flora y fauna. Según *El Espectador* (2024), en el año 2023 se perdieron 18.300 hectáreas de bosque natural, lo que afectó los ciclos hídricos y la biodiversidad de la región.

La deforestación en Colombia ha sido fuertemente influenciada por el conflicto armado, pues durante años ciertos territorios estuvieron vedados debido a la presencia de grupos armados. Tras la firma del tratado de paz en 2016, nuevas zonas se habilitaron para la actividad agrícola y pecuaria, lo que provocó un aumento rápido de la tala en áreas como Caquetá (Murillo Sandoval, 2020).

1.1. Descripción del área problemática

El departamento del Caquetá está dividido en 16 municipios, 63 inspecciones de policía, además de numerosos caseríos y sitios poblados. Los municipios están agrupados en 4 círculos notariales, con un total de 5 notarías; un círculo principal de registro con sede en Florencia y una oficina seccional de registro en San Vicente del Caguán; un distrito judicial con cabeceras en Florencia, Belén de los Andaquíes y Puerto Rico.

El territorio se extiende desde el piedemonte andino hasta la serranía de Aracuara en la selva amazónica. Se distinguen tres unidades fisiográficas:

- **Unidad andina:** ubicada en el noroccidente, con relieve quebrado a ondulado y elevaciones de hasta 3.000 msnm., predominan los bosques andinos y subandinos.
- **Piedemonte:** conformado por abanicos, terrazas aluviales y colinas disectadas por corrientes de agua.
- **Llanura amazónica:** con altillanuras, mesas como la de Aracuara, serranías y montes aislados. Los procesos erosivos han generado colinas y terrazas, localizadas principalmente a lo largo de los ríos Caquetá, Apaporis, Yarí y Ortegua.

En Colombia, la deforestación ha sido un problema significativo. En 2023, se registró una pérdida de 79.256 hectáreas de bosque, lo que representa una reducción del 36% respecto a 2022 y del 54% en comparación con 2021 (*El Espectador*, 2024). Sin embargo, América Latina, que posee casi la mitad de los bosques tropicales del mundo, enfrenta graves retos ambientales. Según el último análisis de la Universidad de Maryland (UMD) y Global Forest Watch, la pérdida de bosques tropicales primarios aumentó un 80% entre 2023 y 2024, con retrocesos notables en Brasil y Colombia (*El País*, 2025).

En el caso del Caquetá, el conflicto armado también fomentó la pérdida de bosque, pues los grupos ilegales impidieron campañas de reforestación. Tras el acuerdo de paz de 2016, el aumento de actividades agropecuarias y ganaderas aceleró la destrucción de este ecosistema (Murillo, 2020).

1.2. Herramientas y desafíos en el estudio de la deforestación

El uso de satélites como Landsat y Sentinel-2 ha sido fundamental para vigilar los cambios en la cobertura forestal. Sin embargo, la precisión de las imágenes depende de factores climáticos como la nubosidad, que limita la detección de áreas afectadas (Murillo, 2020).

En este contexto, conjuntos de datos como Global Forest Change, con una resolución espacial de 30 metros, se constituyen en una herramienta útil para el seguimiento regional de la deforestación; sin embargo, su resolución presenta restricciones al analizar superficies pequeñas o procesos locales. Esta limitación resulta especialmente crítica en el departamento del Caquetá, donde según Clerici (2020) la expansión agrícola, la ganadería y la apropiación de tierras son los principales motores de deforestación, dinámicas que requieren una observación más detallada para ser comprendidas y gestionadas adecuadamente

La constante presencia de nubes en la Amazonía dificulta la obtención de imágenes satelitales nítidas, reduciendo la capacidad del software para identificar zonas críticas (Karaman et al., 2023). Esto resalta la necesidad de ajustar las herramientas geoespaciales a las condiciones ecológicas y sociales de la región.

De acuerdo con el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI (2024), la pérdida de cobertura boscosa entre 2022 y 2023 fue de 87.256 hectáreas, afectando municipios como Solano (Caquetá), Miraflores (Guaviare) y Puerto Guzmán (Putumayo).

Aunque la tecnología constituye una herramienta indispensable, no basta con importar algoritmos como recetas universales. En Colombia, la selva tiene sus propios códigos, y la teledetección debe aprender a interpretarlos. Esto implica reconocer que los modelos de clasificación no pueden aplicarse de manera acrítica, pues la dinámica de deforestación en la Amazonía colombiana responde a factores sociales, económicos y culturales específicos (Armenteras et al., 2019; Negret et al., 2021). En este sentido, más que una simple transferencia tecnológica, el reto consiste en construir metodologías adaptadas al mosaico ecológico y social de la Amazonia, donde cada pixel encierra una historia de transformación y resistencia.

1.2. Formulación del problema

¿Cómo ha cambiado la cobertura forestal en el noreste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete entre 2020 y 2025, y qué nivel de precisión y fragmentación muestra la clasificación supervisada realizada con imágenes Sentinel-2 utilizando el algoritmo Random Forest, evaluada mediante el índice Kappa y otros índices similares?

1.3. Antecedentes

1.3.1. Antecedentes nacionales

En Caquetá, la selva parece librar una guerra silenciosa contra múltiples enemigos: el machete del campesino, la motosierra del colono, la retroexcavadora del minero ilegal. El Instituto Humboldt (2023) lo dejó claro: agricultura, ganadería extensiva, minería clandestina y tala indiscriminada no solo arrasan con los árboles, sino con la vida entera que depende de ellos, incluidas las comunidades que han hecho del bosque su despensa y su refugio. La deforestación, más que un acto aislado, es una tragedia coral.

El País (2025) recordó que reforestar en la Amazonía colombiana es tan difícil como sembrar flores en un campo minado: el conflicto armado se infiltra en los programas de

restauración, desplazando familias y dinamitando cualquier esperanza de continuidad. Lo ambiental y lo político se entrelazan como lianas: imposible arrancar una sin arrastrar a la otra.

Frente a este panorama, el Ministerio de Ambiente (2024) presentó su carta tecnológica: el Geovisor Ambiental, un mapa digital que permite observar cómo se desangra el bosque a lo largo de las décadas. Una herramienta útil, sí, aunque como advirtió Manrique (2023), no hay lente satelital que logre captar toda la magnitud del desastre si las imágenes llegan tarde o borrosas. Es como tratar de diagnosticar una fiebre con un termómetro roto.

Otros investigadores afinan la mirada. Armenteras, Schneider y Dávalos (2019) señalaron la combinación letal de carreteras improvisadas y ganadería a gran escala, factores que se intensificaron tras la firma del acuerdo de paz, cuando la ausencia de control estatal permitió el avance de la colonización y los incendios dentro de áreas protegidas. Por su parte, el IDEAM (2022) confirmó que Caquetá concentra una cuarta parte de toda la deforestación nacional. Los números no mienten, aunque, curiosamente, tampoco consuelan: dimensionar la catástrofe no la detiene, apenas ofrece una fotografía más nítida de un proceso en el que la paz, paradójicamente, abrió nuevas puertas a la devastación ambiental.

La historia tampoco ofrece alivio. Armenteras y Rodríguez (2016) ya habían advertido que la deforestación amazónica no es un accidente reciente, sino un proceso histórico, impulsado por el mismo motor de siempre: vacas y carreteras. Murcia et al. (2017) fueron más allá y mostraron que no se trata solo de perder árboles, sino de romper las conexiones invisibles entre ecosistemas, como si se cortaran los nervios de un cuerpo vivo.

El deterioro es progresivo. Castro et al. (2025) usaron imágenes Landsat para demostrar que, entre 2000 y 2020, el piedemonte amazónico se fue adelgazando como una sábana vieja: cada año un poco más gastado, cada década más transparente. González et al. (2020) añadieron otro ingrediente tóxico: los cultivos ilícitos, cuya sombra se extiende como un proceso de expansión incontrolada, uniendo narcotráfico con destrucción ambiental.

Ni siquiera las áreas protegidas se salvan. Parques Nacionales (2021) alertó sobre las presiones en la Serranía de Chiribiquete, joya ecológica del país y, al mismo tiempo, frontera asediada por la agricultura y los asentamientos ilegales. La ironía es cruel: el mayor parque natural de Colombia necesita protección... de los mismos colombianos.

Los estudios multitemporales aplicados a la zona de amortiguamiento del Chiribiquete y sus cercanías aportan evidencia sobre la rapidez y el patrón espacial de la pérdida de bosque, poniendo de manifiesto la correlación entre apertura de vías, presencia de focos de incendio y la aparición de mosaicos agrícolas y ganaderos; análisis realizados por instituciones científicas y trabajos académicos recientes señalan que departamentos como Caquetá experimentaron pérdidas relevantes en años recientes, lo que refuerza la hipótesis de procesos posconflicto y de competencia entre actores por el control territorial como motoras de la deforestación (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; El Espectador, 2024; Devia Hurtatis & Carabalí Arias, 2023). Estas investigaciones resaltan la necesidad de articular monitoreos satelitales con verificaciones de campo y estrategias de intervención que combinen control, restauración y alternativas productivas.

Finalmente, Correa (2019) recordó que, aunque la tecnología es aliada indispensable, no basta con importar algoritmos como quien compra recetas extranjeras. En Colombia, la selva tiene sus propios códigos, y la teledetección debe aprender a leerlos.

1.3.2. Antecedentes internacionales

La historia de la deforestación, cuando se la observa desde la fría mirada de los satélites, se convierte en un relato de precisión relativa y de límites que a menudo desnudan nuestras propias carencias tecnológicas. Murillo-Sandoval (2020) mostró que los errores en la detección de cambios suelen concentrarse en periodos de apenas tres meses. Tres meses: lo que para un bosque puede ser apenas un suspiro, para un algoritmo es un abismo de incertidumbre. La conclusión es clara — necesitamos series temporales más frecuentes si queremos entender la dinámica de los bosques en tiempo real, no en diferido.

En paralelo, Clerici (2020) recordó que la escala importa. El conjunto Global Forest Change, con su resolución de 30 metros, resulta útil para detectar cambios extensos, pero se vuelve torpe al mirar lo local. Como intentar leer un poema con lentes empañados: se intuye el sentido, pero se pierden los matices.

La nubosidad tropical, esa cortina caprichosa de la Amazonía, ha sido uno de los retos más persistentes para la teledetección. En su estudio, Negrón-Juárez et al. (2020) mostraron que incluso en áreas seleccionadas con imágenes libres de nubes, el análisis multitemporal exige filtrar datos y concentrarse en la banda del infrarrojo cercano (NIR) como el indicador más confiable de sucesión

forestal tras disturbios como la tala o los incendios. Este hallazgo resalta una verdad incómoda: sin filtros adecuados y sin seleccionar firmas espectrales robustas, la opacidad atmosférica puede volver inservible el monitoreo remoto de la Amazonía.

Los mismos autores aplicaron el modelo ecológico ELM-FATES para explorar las trayectorias de recuperación del bosque. Descubrieron que la respuesta del dosel no siempre se traduce de forma clara en los sensores: mientras el modelo estimaba periodos de recuperación de hasta cuatro décadas después de un huracán o de una tala intensiva, las imágenes Landsat y Sentinel revelaban apenas fragmentos de ese proceso. Ciencia sofisticada que tropieza con píxeles rebeldes.

El fuego, por su parte, aparece como un actor silencioso pero devastador. Investigaciones recientes han demostrado que los bordes del bosque, esas cicatrices de la fragmentación, se convierten en corredores ideales para la propagación de incendios. Allí donde el paisaje se abre, las llamas encuentran caminos fáciles y convierten lo que empezó como un foco controlado en un incendio de gran escala. Un recordatorio de que los bosques no mueren solo por hachas o motosierras, sino también por las brasas que avanzan con la complicidad de la fragmentación.

En cuanto a la calidad y frecuencia de las imágenes satelitales, distintos estudios han insistido en una limitación evidente: aún carecemos de datos lo suficientemente densos y precisos para capturar en detalle los procesos más rápidos de transformación. De allí la recomendación, cada vez más común, de combinar información de plataformas como Global Forest Watch con sistemas SIG, o de integrar sensores ópticos y radar para superar las nubes persistentes. No basta con tener ArcGIS, ENVI o cualquier otro software; sin acceso oportuno a datos en tiempo real seguimos mirando la selva como si tuviéramos que esperar a que la fotografía se revele.

Más alentadores son los experimentos que cruzan señales ópticas de Sentinel-2 con radar de Sentinel-1 y las procesan mediante algoritmos de aprendizaje automático. Los resultados han sido consistentes y demuestran que la integración tecnológica puede reducir vacíos en la observación, aunque todavía persiste el dilema de la disponibilidad de datos. Ferreira et al. (2020) y Li et al. (2020) recuerdan que la esencia de la teledetección está en esa complementariedad: sensores pasivos que capturan la luz reflejada por el bosque y sensores activos que, como faros, iluminan incluso bajo la tormenta.

Aunque estas referencias tengan más de cinco años, siguen siendo fundamentales porque constituyen estudios pioneros que establecieron bases sólidas para el análisis de la deforestación.

Hansen et al. (2013) transformaron el monitoreo forestal con la plataforma *Global Forest Change*, que aún hoy es la fuente más utilizada y actualizada en investigaciones globales. Achard et al. (2014) identificaron a Sudamérica como epicentro mundial de la deforestación, una condición que persiste y se refleja en los reportes más recientes. Por su parte, Fearnside (2017) explicó cómo las carreteras y la ganadería en Brasil impulsan la pérdida de bosque, factores que siguen siendo los principales motores de transformación en la Amazonía y que se replican en la realidad colombiana. En ese sentido, su vigencia radica en que no solo aportan antecedentes históricos, sino también interpretaciones que continúan siendo pertinentes para comprender la dinámica actual.

Curtis et al. (2018) identificaron motores globales de deforestación tales como agricultura, minería e incendios, mientras Rosa et al. (2019) revelaron cómo la fragmentación erosiona la conectividad ecológica en la Amazonía. Ambos antecedentes dibujan un paisaje roto, que MapBiomas (2021) intentó recomponer con mapas anuales abiertos y colaborativos desde 1985.

El espejo internacional se amplía con Gaveau et al. (2021), quienes denunciaron el papel de la palma aceitera en Borneo e Indonesia, y con Kissinger et al. (2022), que expusieron cómo las cadenas de suministro globales transforman bosques en mercancía. La Amazonía colombiana, y en particular Caquetá, no escapa a este escenario: es un eslabón más de una maquinaria planetaria que devora selvas para alimentar mercados.

El cuerpo de investigación sobre la deforestación en la Amazonía colombiana ha crecido de manera sostenida en la última década, articulando aportes desde la teledetección, los estudios sociales y las evaluaciones de políticas públicas; trabajos que analizan cambios espaciales y temporales en la cobertura boscosa han mostrado patrones recurrentes de pérdida vinculados a la expansión de la frontera agropecuaria, vías ilegales y economías ilícitas, lo cual plantea un panorama complejo que exige enfoques interdisciplinarios (Clerici et al., 2020; Murillo-Sandoval, 2020; FCDS, 2021). Investigaciones de carácter nacional y regional han usado series temporales satelitales para identificar frentes de deforestación y relacionarlos con dinámicas posconflicto y fragmentación social, demostrando que la disminución de control por parte de actores armados tradicionales no siempre se traduce en gobernanza efectiva y que, por el contrario, a menudo facilita la entrada de actores que impulsan la pérdida de bosque (Clerici et al., 2020; Murillo-Sandoval, 2020; El País, 2025).

Los estudios que emplean teledetección han sido particularmente útiles para cuantificar magnitudes y tendencias de pérdida de cobertura en la Amazonía, permitiendo construir series multianuales que documentan episodios de aceleración y decrecimiento en diversas localidades; estos trabajos suelen combinar datos ópticos y radar, así como aplicar algoritmos de clasificación y detección de cambios para diferenciar deforestación de degradación y regeneración, lo que aporta una visión fina de los procesos espaciales que afectan regiones como Caquetá, Putumayo y otras áreas cercanas al Chiribiquete (González et al., 2023; Karaman et al., 2023; Nazarova et al., 2020). Los resultados de estas aplicaciones han sido clave para la toma de decisiones, ya que permiten priorizar unidades de gestión y orientar medidas de control y restauración basadas en evidencia temporalmente actualizada (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2022; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

En el ámbito de las áreas protegidas, diversos estudios internacionales y nacionales han evaluado cómo cambian las dinámicas de pérdida forestal en y alrededor de parques nacionales; en Colombia, la evidencia muestra que algunas áreas protegidas han registrado incrementos en la deforestación durante periodos posconflicto, lo que subraya la necesidad de fortalecer las zonas de amortiguamiento y los mecanismos de vigilancia territorial (Clerici et al., 2020; Murillo-Sandoval, 2020). Investigaciones focalizadas en sitios específicos han demostrado que la simple declaración de protección no garantiza la conservación efectiva si no se acompaña de presencia institucional, alternativas económicas para comunidades locales y controles sobre infraestructuras ilegales como trochas y pistas, factores que han favorecido la apertura de frentes de tala y la fragmentación en la periferia de parques como el Serranía de Chiribiquete (FCDS, 2021; Bastidas Iguarán & Puentes, 2023).

Desde la metodología, la combinación de Random Forest u otros algoritmos de aprendizaje automático con datos Sentinel-2 y Sentinel-1 ha producido resultados robustos en la detección de pérdida de cobertura, incluso en condiciones de nubosidad alta cuando se integran señales radar; múltiples estudios y tesis han documentado cómo estos enfoques mejoran la precisión de mapas multitemporales y permiten estimaciones de tasas de deforestación que son operativas para gestores y ONGs, aunque subrayan la necesidad de muestreos de validación y de gestionar el desbalance de clases para evitar sesgos en la detección (González et al., 2023; Karaman et al., 2023; Cristobal,

2022). Estas aplicaciones muestran que la innovación metodológica puede cerrar brechas técnicas, pero siempre dependerá de la vinculación entre datos y acción en terreno para tener impacto real.

Los antecedentes de estudios en otras áreas protegidas revelan lecciones importantes: la experiencia internacional y en Colombia muestra que donde se logró combinar monitoreo continuo, presencia estatal y programas de desarrollo alternativo, las tasas de deforestación disminuyeron o se estabilizaron; sin embargo, cuando los esfuerzos se limitan a generación de datos sin mecanismos de intervención, las alertas no se traducen en protección efectiva (FAO, s. f.; Ferreira et al., 2020; Rojas et al., 2021). Estos hallazgos justifican la presente investigación al mostrar que la generación de conocimiento debe orientarse a producir evidencia accionable que alimente políticas, priorice áreas y mejore la coordinación interinstitucional y comunitaria en la zona de amortiguamiento del Chiribiquete.

En el plano espacial, los trabajos que integran SIG y teledetección han permitido mapear fragmentación, calcular métricas de paisaje y modelar escenarios de conectividad, entregando información esencial para planificar corredores ecológicos y restauración; estos análisis demuestran que la fragmentación incrementa la proporción de borde y disminuye la viabilidad poblacional de especies dependientes de grandes extensiones, lo cual refuerza la urgencia de priorizar intervenciones no solo por área perdida sino por su implicación funcional en la red de hábitats (Puyravaud, 2003; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024). Por tanto, los antecedentes metodológicos sostienen que la aproximación multiescalar y multitemporal es vital para una respuesta de conservación eficaz.

Aportes recientes también han documentado la relación entre incendios y deforestación, mostrando que los focos detectados por sensores como MODIS se concentran en zonas de borde o en áreas donde se ha reducido la cobertura por tala o apertura de potreros, lo que sugiere intervenciones combinadas de manejo de fuego y control de apertura de vías para prevenir la transformación irreversible del paisaje (Bolaño-Díaz et al., 2022; McCarthy et al., 2025). Este cuerpo de evidencia aporta argumentos técnicos para la inclusión de vigilancia de incendios en estrategias de protección y restauración, particularmente en contextos donde la sequía y la fragmentación aumentan la vulnerabilidad.

No obstante a los aportes, existen vacíos claros que justifican la investigación propuesta: falta de estudios consolidados que integren de manera continua datos ópticos y radar con validación de campo en la zona de amortiguamiento específica del Chiribiquete; carencia de análisis que correlacionen de forma explícita la apertura de vías ilegales y la fragmentación detectada con la estructura social y modos de tenencia de la tierra; y escasa evaluación de la efectividad de medidas de control aplicadas hasta la fecha, lo que impide calibrar políticas de forma adecuada (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023; FCDS, 2021; Gabalo, 2023). Estos vacíos metodológicos y de gobernanza son la base que justifica investigaciones que aporten no sólo diagnóstico sino recomendaciones operativas y adaptadas al contexto local.

La presente investigación se apoya en estas bases y busca aportar evidencias multi instrumentales que permitan caracterizar la dinámica de pérdida de cobertura en la zona de amortiguamiento, identificar frentes críticos y proponer mecanismos integrados de intervención que articulen monitoreo, control territorial y alternativas productivas; el objetivo es cerrar la brecha entre datos y acción, contribuyendo a que las alertas satelitales se traduzcan en medidas de patrullaje, cierre de vías ilegales y programas de restauración que prioricen corredores ecológicos y sitios de valor patrimonial (Devia Hurtatis & Carabalí Arias, 2023; Rojas et al., 2021; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024). En suma, los antecedentes muestran avances metodológicos importantes y lecciones prácticas sobre lo que funciona y lo que no, pero también evidencian la necesidad de estudios integrados y territorializados que permitan diseñar e implementar soluciones sostenibles en territorios tan complejos como la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (Murcia et al., 2022; Monsalve, 2025).

2. Justificación

La investigación buscó dar un soporte a los métodos que se emplean para identificar los patrones de deforestación, mostrando el beneficio que generan las herramientas de geo información, especialmente en el departamento del Caquetá, en donde según IDEAM (2024), se ha evidenciado un aumento en las actividades de pérdida de cobertura boscosa para dar paso a actividades humanas tales como la ganadería y los cultivos ilícitos.

Se espera que los resultados de la investigación de la deforestación en el departamento de Caquetá, se utilicen principalmente por las entidades gubernamentales y no gubernamentales que ya trabajan para proteger el medio ambiente en Caquetá, por lo tanto, en la misma medida de trabajo, las instituciones establecidas en la región pueden usar la información arrojada por este estudio para mejorar el control de la deforestación y establecer programas de reforestación y restauración ecológica, entre otros. A su vez, los resultados también pueden ser beneficiosos para la población local, ya que permitirá mejorar o mantener el nivel de vida a través del mantenimiento de los servicios ecosistémicos del bosque (FAO, 2022).

La zona de estudio destaca por su importancia estratégica en la conservación del PNN Serranía de Chiribiquete y se ubica dentro de la Reserva Forestal de la Amazonía colombiana, creada mediante la Ley 2ª de 1959, cuyo objetivo principal es la protección de bosques, suelo, agua y vida silvestre. Esta normativa se refuerza con el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables mediante el decreto 2811 de 1974 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 1974), que regula las actividades dentro de zonas de reserva. Basado en lo anterior, este estudio puede aportar información que contribuya a la identificación y cuantificación de actividades que incumplan estos decretos.

El desarrollo de la teledetección a partir de información satelital, funciona en diferentes niveles, por ejemplo, en el monitoreo ambiental, ya que permite evaluar el estado de los ecosistemas en las distintas áreas del territorio como por ejemplo las zonas protegidas, lo que facilita la planificación, seguimiento y evaluación de estrategias para cumplir con los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Estas aplicaciones permiten comprender los cambios ambientales, facilitando la toma de decisiones direccionadas a la conservación ambiental (McCarthy et al., 2025).

Parte de los propósitos de las formas de teledetección y SIG es, por supuesto, investigar el estado de los ecosistemas a nivel mundial, y en muchos casos ya se ha confirmado que se trata de aproximaciones eficaces. Sin embargo, el presente proyecto tiene por objeto concretar estas formas en el ámbito local, adaptando las metodologías a la realidad de Caquetá para recabar datos correctos y confiables.

Metodológicamente, este proyecto significará un antecedente para futuras investigaciones en la región, ya que permitirá sentar un marco de referencia y una base de datos sólidos para estudios de monitoreo de cambio de uso de suelo. La información que se genere con técnicas de teledetección facilitará estudios posteriores orientados al uso de esta tecnología.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Realizar un análisis multitemporal de la deforestación en el noreste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete durante el periodo 2020-2025, utilizando imágenes multiespectrales Sentinel-2 y técnicas de clasificación supervisada.

3.2. Objetivos específicos

- Aplicar la técnica de clasificación supervisada Random Forest a imágenes satelitales Sentinel-2 para identificar las áreas boscosas y los cambios de cobertura en la zona de estudio.
- Evaluar la confiabilidad de la clasificación supervisada de coberturas de suelo, utilizando la matriz de confusión y el coeficiente Kappa, con el fin de garantizar la validez de los resultados.
- Analizar los cambios en la cobertura boscosa en el periodo 2020-2025, con el fin de establecer patrones de deforestación y fragmentación del bosque a partir de los mapas temáticos de coberturas de suelo diseñados en el proceso.

4. Hipótesis

La hipótesis constituye una explicación tentativa de la relación entre variables, planteada a partir del análisis del problema de investigación y de la revisión de antecedentes. En este caso, se busca determinar si la aplicación de técnicas de teledetección y algoritmos de clasificación supervisada (Random Forest) permiten identificar con precisión la dinámica de deforestación en la zona noreste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete durante el periodo 2020-2025.

4.1 Hipótesis de trabajo.

La aplicación de imágenes satelitales multiespectrales Sentinel-2, procesadas mediante clasificación supervisada con el algoritmo Random Forest y validadas a través del coeficiente Kappa, permite identificar de manera precisa los cambios en la cobertura boscosa y establecer patrones multitemporales de deforestación en la zona noreste de amortiguamiento del PNN Serranía de Chiribiquete, durante el periodo 2020–2025

4.1.1 Hipótesis nula.

El uso de imágenes Sentinel-2 y clasificación supervisada con Random Forest no permite identificar de manera estadísticamente significativa los cambios de cobertura boscosa ni establecer patrones multitemporales de deforestación en la zona de estudio.

4.1.1.1 Hipótesis alterna.

El uso de imágenes Sentinel-2 y clasificación supervisada con Random Forest sí permite identificar con significancia estadística los cambios de cobertura boscosa y establecer patrones multitemporales de deforestación en la zona noreste de amortiguamiento del PNN Serranía de Chiribiquete, validando los resultados mediante el coeficiente Kappa.

4.1.1.1.1 Variables.

- **Variable independiente.** Aplicación de técnicas de clasificación supervisada (Random Forest) sobre imágenes satelitales Sentinel-2.
- **Variable dependiente.** Precisión en la identificación de cambios de cobertura boscosa y patrones multitemporales de deforestación.
- **Variable de control.** Validación estadística de la clasificación mediante el coeficiente Kappa y la matriz de confusión.

5. Marco teórico

5.1. Contextualización del área de estudio

El Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, declarado patrimonio mixto de la humanidad por la UNESCO, es uno de los territorios de mayor riqueza biológica y cultural de Colombia y del mundo. Su extensión de más de 4,2 millones de hectáreas lo convierte en el área protegida continua más grande de la Amazonía, albergando ecosistemas únicos que cumplen un papel vital en la regulación climática y en el mantenimiento de la biodiversidad a escala global (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2021). La región constituye no solo un refugio de miles de especies de flora y fauna, muchas de ellas endémicas, sino también un espacio con una profunda significación cultural, ya que en sus murales rupestres se han documentado más de 16.000 años de historia de ocupación humana (Trujillo Montaña, 2023). Este conjunto de valores naturales y patrimoniales convierte al Chiribiquete en un símbolo de resistencia frente a las dinámicas de degradación ambiental y de presión socioeconómica que caracterizan la Amazonía contemporánea.

El valor cultural del Chiribiquete se encuentra estrechamente ligado a las comunidades indígenas que han habitado la región por siglos, muchas de ellas en aislamiento voluntario. Estos pueblos han establecido una relación armónica con el bosque, fundamentada en prácticas de manejo tradicional que garantizan la sostenibilidad del entorno (Murcia et al., 2022). Sin embargo, el avance de dinámicas colonizadoras, la apertura de vías ilegales y las presiones asociadas al narcotráfico han puesto en riesgo la continuidad de estos sistemas de vida y de los paisajes culturales que representan (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023). Las pinturas rupestres, por ejemplo, que han sido catalogadas como patrimonio arqueológico de la humanidad, se encuentran hoy amenazadas por la expansión de la frontera agropecuaria y los procesos de deforestación que rodean al parque.

La zona de amortiguamiento del Chiribiquete cumple un papel estratégico para la conservación, ya que actúa como un cinturón protector que mitiga los impactos externos sobre el núcleo del área protegida. Esta franja territorial, que abarca varios departamentos como Caquetá, Guaviare y Meta, sirve de transición entre ecosistemas de alta biodiversidad y zonas de uso humano más intensivo. Su función principal es reducir las presiones derivadas de la colonización, la ganadería extensiva, la minería ilegal y la expansión de cultivos ilícitos (Fundación para la

Conservación y el Desarrollo Sostenible [FCDS], 2021). Sin embargo, en los últimos años, la zona de amortiguamiento se ha convertido en un escenario crítico de conflicto socioambiental, donde confluyen intereses económicos ilegales y vacíos de gobernanza que permiten un avance acelerado de la deforestación.

La deforestación en esta región no es un fenómeno reciente, pero sí se ha intensificado en la última década, especialmente después de la firma del Acuerdo de Paz en 2016. Estudios han demostrado que, tras el fin del conflicto armado con las FARC, la ausencia de un control efectivo en los territorios anteriormente dominados por grupos insurgentes facilitó la apertura de nuevas áreas de colonización y el aumento de la deforestación dentro y alrededor de áreas protegidas (Clerici et al., 2020; Murillo-Sandoval, 2020). Este fenómeno, conocido como “deforestación posconflicto”, se explica porque las dinámicas de ocupación territorial pasaron de estar controladas por actores armados a quedar bajo la influencia de mafias económicas que promueven el acaparamiento de tierras y la conversión de bosques en pastizales.

Los datos más recientes del Instituto SINCHI revelan que, entre 2022 y 2023, Colombia perdió en promedio más de 150.000 hectáreas de bosque por año, con una tasa especialmente alta en el departamento de Caquetá, donde se encuentra parte de la zona de amortiguamiento del Chiribiquete (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024). En este departamento, la deforestación alcanzó más de 18.000 hectáreas en 2023, lo que demuestra la vulnerabilidad del ecosistema frente a la presión humana (El Espectador, 2024). Estas cifras son alarmantes si se tiene en cuenta que la pérdida de bosques en la Amazonía contribuye de manera significativa a las emisiones de gases de efecto invernadero, acelerando el cambio climático y deteriorando los servicios ecosistémicos.

Uno de los principales motores de la deforestación en el área es la construcción de vías ilegales, utilizadas no solo para facilitar el transporte de madera, ganado y cultivos ilícitos, sino también como un mecanismo de apropiación territorial. La apertura de estas carreteras fragmenta el hábitat, interrumpe corredores biológicos y facilita la entrada de colonos, lo cual multiplica los impactos ambientales y sociales (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023). Además, la fragmentación de los grupos armados residuales, como las disidencias de las FARC, ha generado un escenario de competencia violenta por el control de estas rutas, lo que aumenta la inestabilidad en la región (El

País, 2025). Esta relación entre violencia armada, economía ilegal y deforestación convierte a la zona de amortiguamiento del Chiribiquete en un territorio de alta complejidad.

Los estudios académicos han demostrado que las imágenes satelitales y los métodos de teledetección son herramientas fundamentales para caracterizar la dinámica de la deforestación en tiempo y espacio. Investigaciones recientes que aplican tecnologías como Sentinel-1 y Sentinel-2, junto con algoritmos de aprendizaje automático como Random Forest, han permitido identificar patrones de pérdida de cobertura boscosa en Colombia con gran precisión (González et al., 2023; Karaman et al., 2023). Estos avances son especialmente relevantes para monitorear áreas críticas como el Chiribiquete, donde el acceso físico es limitado debido a su topografía y a las restricciones de conservación. De manera similar, el uso de datos MODIS ha permitido caracterizar la ocurrencia de incendios en la Amazonía colombiana, revelando que estos eventos se intensifican en la medida en que aumenta la deforestación (Bolaño-Díaz et al., 2022).

La problemática de la deforestación no puede entenderse de manera aislada, sino en relación con el contexto socioeconómico y político de la Amazonía. Las presiones sobre los bosques están vinculadas a factores como el narcotráfico, la minería ilegal, la expansión ganadera y la ausencia de alternativas de desarrollo sostenible para las comunidades locales (FCDS, 2021). La falta de implementación efectiva de políticas de conservación y la débil presencia estatal en las zonas rurales profundizan estas dinámicas, generando un círculo vicioso de degradación ambiental y exclusión social. En este sentido, organismos internacionales como la FAO han insistido en la necesidad de aplicar enfoques de gestión forestal sostenible que integren la participación comunitaria y el fortalecimiento institucional como elementos clave para reducir la deforestación (FAO, s. f.).

Desde una perspectiva legal, Colombia cuenta con un marco normativo que reconoce la importancia de la conservación de los bosques, como la Ley 2 de 1959, que declaró la Amazonía como reserva forestal, y el Código Nacional de Recursos Naturales de 1974 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 1959, 1974). Sin embargo, la eficacia de estas normas se ve limitada por la débil capacidad de control y por los conflictos de intereses en el uso del suelo. A pesar de los esfuerzos recientes del Ministerio de Ambiente por lanzar nuevas herramientas de monitoreo en línea, las cifras siguen evidenciando que los mecanismos de control no son suficientes

para frenar la pérdida acelerada de bosques (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

Las consecuencias de la deforestación en el Chiribiquete son múltiples y abarcan desde la pérdida de biodiversidad hasta la alteración de los ciclos hidrológicos. La desaparición del bosque afecta directamente a especies emblemáticas de la Amazonía, como el jaguar, y compromete el equilibrio de ecosistemas que cumplen funciones esenciales en la regulación climática global (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023). Asimismo, la pérdida de cobertura vegetal incrementa la vulnerabilidad frente a fenómenos como incendios forestales, erosión del suelo y reducción de la capacidad de almacenamiento de carbono (McCarthy et al., 2025). Estos impactos trascienden las fronteras locales, afectando no solo a las comunidades amazónicas, sino también a la estabilidad ambiental del planeta.

En conclusión, el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete y su zona de amortiguamiento representan un territorio de enorme valor ecológico, cultural y patrimonial, cuya conservación enfrenta retos cada vez más complejos. La deforestación, impulsada por factores estructurales como la violencia, la economía ilegal y la falta de gobernanza, amenaza la integridad de este patrimonio mundial. Si bien las herramientas tecnológicas y los marcos normativos ofrecen mecanismos para su monitoreo y protección, resulta urgente implementar estrategias integrales que combinen conservación, desarrollo sostenible y fortalecimiento institucional. Solo así será posible garantizar la permanencia de este ecosistema único y de los pueblos que lo habitan, en un contexto en el que el futuro de la Amazonía está estrechamente ligado al bienestar global.

5.2. Deforestación y cambio en la cobertura boscosa

La deforestación puede entenderse como la conversión permanente de la cubierta forestal a otros usos del suelo, y su definición operativa en estudios de teledetección suele remitirse a la pérdida de área arbórea detectable entre fechas determinadas; este fenómeno responde a causas variadas que combinan factores estructurales, económicos y coyunturales, tales como la expansión de la frontera agropecuaria, la ganadería extensiva, la tala y extracción de madera, la minería ilegal, el cultivo de sustancias ilícitas y la construcción de vías de acceso no reguladas, las cuales facilitan la penetración humana en territorios previamente aislados (Puyravaud, 2003; Bastidas Iguarán & Puentes, 2023). Además de las causas económicas inmediatas, la deforestación se ve influenciada por factores políticos y de gobernanza: la retirada o reconfiguración del control territorial, como la

ocurrida tras el proceso de paz en Colombia, puede generar vacíos que son aprovechados por actores ilegales, impulsando procesos de “deforestación posconflicto” documentados en la literatura reciente (Clerici et al., 2020; Murillo-Sandoval, 2020). El entendimiento de la deforestación requiere, por tanto, una visión socioecológica que incorpore tanto la presión por recursos como las dinámicas institucionales y de seguridad que modelan el uso del suelo.

Los procesos de fragmentación forestal son una manifestación clave de la dinámica de pérdida de cobertura: cuando áreas continuas de bosque se dividen en parches más pequeños por la apertura de vías, la expansión ganadera o la extracción minera, se alteran profundamente la estructura y la funcionalidad del ecosistema, con efectos sobre la conectividad, la diversidad genética y la resiliencia ecológica (Puyravaud, 2003; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024). La fragmentación incrementa la proporción de borde con respecto al interior del bosque, exponiendo las áreas remanentes a condiciones microclimáticas diferentes, mayor incidencia de especies invasoras y mayor vulnerabilidad a incendios; este proceso, lejos de ser sólo una pérdida de superficie, implica una degradación funcional que puede preceder o acompañar la deforestación total (Bolaño-Díaz et al., 2022; Negrón-Juárez et al., 2020). En regiones como la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, la fragmentación se acelera cuando las vías ilegales habilitan nuevos frentes de colonización y pequeños lotes de uso agrícola se multiplican, provocando un mosaico de parches que dificulta la recuperación natural y la movilidad de especies (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023; FCDS, 2021).

Los efectos ambientales de la pérdida de cobertura forestal son múltiples y sinérgicos: la eliminación de biomasa reduce la capacidad del paisaje para secuestrar carbono, contribuyendo a las emisiones de gases de efecto invernadero y afectando servicios ecosistémicos como la regulación hídrica y el ciclo de nutrientes; además, la reducción de hábitat provoca disminuciones en la abundancia y diversidad de especies, alteraciones en las cadenas tróficas y pérdida de funciones críticas para la resiliencia del ecosistema (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023; McCarthy et al., 2025). En el contexto amazónico, estas consecuencias trascienden el ámbito local: cambios en la evapotranspiración y en la dinámica de lluvia pueden afectar patrones climáticos regionales, mientras que la liberación de carbono almacenado en la vegetación y en el suelo tiene implicaciones en la mitigación del cambio climático a escala global (Negrón-Juárez et al., 2020; Instituto Amazónico de Investigaciones

Científicas – SINCHI, 2024). Asimismo, la degradación y fragmentación incrementan la susceptibilidad del paisaje a incendios, que a su vez retroalimentan la pérdida de cobertura y complican los esfuerzos de restauración (Bolaño-Díaz et al., 2022).

Los impactos socioeconómicos asociados a la deforestación también son profundos y heterogéneos: por un lado, actividades como la ganadería y la minería pueden generar ingresos inmediatos para ciertos actores, pero por otro lado erosionan bases productivas y formas de vida tradicionales, reduciendo la provisión de recursos no maderables, servicios culturales y medios de subsistencia sostenibles para comunidades indígenas y rurales; la pérdida de bosques afecta además la seguridad alimentaria y la salud de poblaciones que dependen del bosque para agua, medicinas y otros recursos (Rojas et al., 2021; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023). La presencia de economías ilícitas, como el narcotráfico y la minería ilegal, complica el panorama: estos actores introducen lógicas de apropiación temporal de la tierra que no favorecen inversiones a largo plazo ni la gestión sostenible, y suelen coincidir con dinámicas de violencia y desplazamiento que exacerbaban la fragilidad socioeconómica regional (El País, 2025; The Guardian, 2024). En áreas de amortiguamiento como las que circundan al Chiribiquete, la confluencia de presiones económicas y de seguridad limita las alternativas de desarrollo legal y sostenido, profundizando la dependencia de actividades que degradan el bosque.

La relación entre deforestación, incendios y cambio climático genera bucles de retroalimentación peligrosos: la conversión de bosque a pasto o tierras agrícolas expone materia orgánica seca, incrementa la probabilidad de incendios y reduce la humedad del paisaje, condiciones que se agravan en periodos de sequía y que transforman incendios controlados en eventos de mayor intensidad y extensión; los análisis con datos MODIS han mostrado cómo en Colombia existe una correlación espacial y temporal entre hotspots de fuego y áreas deforestadas, lo que sugiere la necesidad de integrar estrategias de manejo de fuego en la planificación territorial (Bolaño-Díaz et al., 2022; McCarthy et al., 2025). En la Amazonía, esta relación es especialmente crítica porque los bosques tropicales húmedos no están adaptados a regímenes frecuentes de fuego, lo que significa que incendios recurrentes pueden convertir sistemas forestales en estados de vegetación más abiertos y degradados, con pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Bolaño-Díaz et al., 2022; Negrón-Juárez et al., 2020).

El monitoreo y cuantificación del cambio en la cobertura boscosa han avanzado de manera notable gracias a la teledetección y a la ciencia de datos: la combinación de imágenes ópticas (Landsat, Sentinel-2) y radar (Sentinel-1), junto con algoritmos de clasificación y aprendizaje automático como Random Forest, permite detectar deforestación con mayor rapidez y precisión, incluso en contextos de nubosidad alta, lo cual es crucial para zonas de difícil acceso como el entorno de Chiribiquete (González et al., 2023; Karaman et al., 2023; Nazarova et al., 2020). Estos avances tecnológicos posibilitan la creación de series temporales que documentan tendencias y picos de pérdida, apoyando políticas públicas y acciones de fiscalización; no obstante, la eficacia del monitoreo depende de la articulación entre la información técnica y la capacidad institucional para intervenir en terreno, lo que subraya la importancia de integrar datos satelitales con estrategias de gobernanza y participación local (Ferreira et al., 2020; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

Las estrategias para enfrentar la deforestación y mitigar sus efectos requieren enfoques integrados que combinen prevención, control y alternativas de desarrollo: medidas como el cierre y recuperación de vías ilegales, la implementación de programas de desarrollo alternativo para poblaciones locales, el fortalecimiento de capacidades institucionales de control ambiental, la promoción de modelos de manejo forestal sostenible y la activación de mecanismos de pago por servicios ambientales son recomendadas por organismos técnicos y académicos (FAO, s. f.; FCDS, 2021; Rojas et al., 2021). Además, es crucial proteger el patrimonio cultural y arqueológico — como los murales rupestres del Chiribiquete— mediante acciones que consideren tanto la conservación del paisaje como la seguridad de comunidades y sitios patrimoniales frente a procesos de apropiación y violencia (Trujillo Montaña, 2023; Murcia et al., 2022). Solo mediante la articulación de tecnologías de monitoreo, políticas públicas robustas, soluciones socioeconómicas sostenibles y la participación activa de las comunidades locales será posible revertir o al menos frenar las tendencias actuales de pérdida de cobertura boscosa y asegurar la integridad ecológica y cultural de regiones tan sensibles como la Amazonía colombiana y la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; Monsalve, 2025).

5.3. Teledetección aplicada al monitoreo de cobertura vegetal

La teledetección es la ciencia y el conjunto de técnicas que permiten obtener información sobre la superficie terrestre mediante sensores remotos ubicados en satélites o aeronaves, detectando la energía electromagnética reflejada o emitida por los objetos y transformándola en datos interpretables para el análisis ambiental; este enfoque se apoya en conceptos fundamentales como las bandas espectrales, la resolución espacial, temporal y espectral, y la radiometría, que en conjunto determinan la capacidad de un sensor para diferenciar tipos de cobertura, detectar cambios temporales y cuantificar procesos ecológicos, lo cual ha sido ampliamente descrito en revisiones sobre monitoreo por observación de la Tierra y aprendizaje automático aplicados al desarrollo sostenible (Li et al., 2020; Ferreira, Iten, & Silva, 2020). La naturaleza multispectral de muchos satélites permite calcular índices de vegetación (por ejemplo, NDVI, EVI) que resumen la actividad fotosintética y la vigorosidad del dosel forestal, mientras que las series temporales posibilitan la detección de tendencias y rupturas asociadas a eventos de deforestación o regeneración, una capacidad esencial para territorios extensos y de difícil acceso como la Amazonía (Negrón-Juárez et al., 2020; Nazarova, Martin, & Giuliani, 2020).

Los sensores que se emplean habitualmente en estudios de cobertura vegetal combinan datos ópticos (como Sentinel-2 y Landsat) y radar (como Sentinel-1), cada uno con fortalezas complementarias: los sensores ópticos ofrecen riqueza espectral para discriminar tipos de vegetación y calcular índices, mientras que los radares (SAR) penetran nubosidad y proporcionan información sobre la estructura del dosel y la rugosidad del terreno, lo que resulta especialmente valioso en regiones con alta cobertura nubosa; investigaciones recientes han mostrado la eficacia de integrar Sentinel-1 y Sentinel-2 en series temporales para mejorar la detección de deforestación en la Amazonía (Karaman, Sainte Fare Garnot, & Wegner, 2023; González, Rodríguez, & Pérez, 2023). Adicionalmente, sensores de baja resolución espacial pero alta frecuencia temporal como MODIS son útiles para el monitoreo de incendios y eventos extremos, estableciendo patrones espacio-temporales de disturbio que complementan las detecciones de pérdida de cobertura a mayor resolución (Bolaño-Díaz et al., 2022).

Sentinel-2 se ha consolidado como una fuente prioritaria para estudios ambientales por su combinación de resolución espacial (10–20 m en bandas clave), cobertura espectral (incluyendo bandas en el visible, cercano infrarrojo y SWIR) y frecuencia de revisita, lo que posibilita el mapeo

y la vigilancia rutinaria de cambios en la vegetación; además, la disponibilidad gratuita de sus productos ha democratizado el acceso a la información geoespacial para instituciones académicas, gubernamentales y organizaciones sociales (González et al., 2023). Con Sentinel-2 es posible calcular índices que capturan diferencias en la biomasa y el estado fenológico, aplicar técnicas de clasificación supervisada y generar mapas de cambio multitemporal que permitan cuantificar tasas de pérdida y detectar frentes de deforestación incipientes, aunque estos procedimientos requieren un tratamiento cuidadoso de la preprocesamiento y validación (Nazarova et al., 2020; Negrón-Juárez et al., 2020).

El procesamiento de imágenes para estudios multitemporales incluye pasos imprescindibles como corrección atmosférica, máscara de nubes y sombras, normalización radiométrica, ensamblado de mosaicos y composición temporal (por ejemplo compositing o median filtering) para reducir el efecto de la nubosidad y obtener series continuas; la gestión de estos procesos es crítica en la Amazonía, donde la nubosidad persistente puede sesgar resultados si no se aplican algoritmos robustos de detección y reemplazo de píxeles nublados (Nazarova et al., 2020; Ferreira et al., 2020). El uso de metodologías que integran datos ópticos con datos radar y técnicas de interpolación temporal ha demostrado ser eficaz para mantener la continuidad de las series y evitar falsos positivos en la detección de pérdida de cobertura, permitiendo así una mayor confianza en los mapas de cambio que alimentan decisiones de conservación (Karaman et al., 2023; Negrón-Juárez et al., 2020).

Los algoritmos de clasificación y detección de cambios han evolucionado desde métodos basados en índices y umbrales hacia enfoques de aprendizaje automático y aprendizaje profundo que mejoran la capacidad discriminativa en paisajes heterogéneos; Random Forest es uno de los métodos más utilizados por su robustez frente a datos ruidosos y su facilidad de implementación, mientras que redes neuronales y modelos basados en series temporales ofrecen ventajas para capturar patrones dinámicos complejos, especialmente cuando se dispone de grandes volúmenes de datos satelitales (González et al., 2023; Solórzano, 2023). Es importante subrayar que, aunque los modelos avanzados incrementan la precisión, su rendimiento depende fuertemente de la calidad de las muestras de entrenamiento y de la representatividad del muestreo, lo que hace imprescindible combinar teledetección con muestreos de campo para validar resultados y calibrar modelos (Ferreira et al., 2020; Cristobal, 2022).

Entre las ventajas del monitoreo satelital destaca la posibilidad de generar información sistemática, replicable y escalable sobre grandes extensiones, lo cual es esencial para la gestión de parques nacionales y sus zonas de amortiguamiento; los datos satelitales permiten cuantificar tasas anuales de pérdida, identificar focos de deforestación y evaluar el impacto de políticas y acciones de control en periodos cortos, datos que instituciones como SINCHI y el Ministerio de Ambiente utilizan para elaborar informes y herramientas públicas de consulta (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2021; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024). Además, la integración de detecciones tempranas con alertas operativas facilita intervenciones más rápidas para cerrar frentes ilegales y priorizar áreas para patrullaje y restauración, una capacidad que es cada vez más valorada en contextos donde las presiones antropogénicas avanzan con rapidez (McCarthy et al., 2025; Bastidas Iguarán & Puentes, 2023).

No obstante, el monitoreo satelital presenta limitaciones relevantes en la Amazonía: la nubosidad persistente reduce la disponibilidad de imágenes ópticas limpias en períodos críticos, la resolución espacial de algunos sensores puede no ser suficiente para detectar actividades a pequeña escala (por ejemplo, trochas o claras de pocos metros), y las condiciones de heterogeneidad y mosaico de usos dificultan la clasificación automática sin errores; estas limitaciones se han abordado parcialmente mediante la fusión de sensores y la aplicación de técnicas de radar y series temporales, pero persisten desafíos técnicos y operativos que condicionan la sensibilidad y especificidad de las detecciones (Nazarova et al., 2020; Karaman et al., 2023). Además, existe una brecha entre la generación de información técnica y su incorporación efectiva en decisiones locales: la capacidad institucional para interpretar datos, realizar verificaciones de campo y ejecutar acciones de control no siempre acompaña el desarrollo tecnológico, lo que limita el impacto real de los sistemas de monitoreo (Ferreira et al., 2020; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

Aplicado al contexto del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete y su zona de amortiguamiento, la teledetección posibilita la identificación temprana de aperturas de vías, focos de tala y frentes agrícolas emergentes, así como el seguimiento de incendios y la cuantificación de pérdidas anuales de cobertura, herramientas que resultan claves para diseñar respuestas intersectoriales; estudios y reportes nacionales han mostrado cómo la detección remota ayudó a documentar aumentos de deforestación en departamentos como Caquetá y a vincular estos

fenómenos con procesos de ocupación y vías ilegales, evidenciando la utilidad práctica del monitoreo satelital para la fiscalización y la planificación territorial (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; Bolaño-Díaz et al., 2022). Sin embargo, para que estas capacidades se traduzcan en conservación efectiva del Chiribiquete es indispensable articular los datos con estrategias de gobernanza, fortalecimiento de presencia estatal y programas de desarrollo alternativo que reduzcan los incentivos para actividades que generan pérdida de bosque (Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible, 2021; Rojas et al., 2021).

Finalmente, la combinación de tecnologías satelitales (Sentinel-1/2, Landsat, MODIS), algoritmos de aprendizaje automático y procesos participativos representa la vía más prometedora para un monitoreo continuo y accionable de la cobertura vegetal en la Amazonía; avances recientes en series temporales SAR y en fusión de datos han mejorado la detección en zonas nubosas, y la disponibilidad creciente de plataformas y herramientas abiertas facilita la replicabilidad de metodologías en contextos locales, aunque el éxito dependerá de la inversión en capacidades institucionales y en mecanismos que integren la ciencia con la acción en terreno (Karaman et al., 2023; González et al., 2023; McCarthy et al., 2025). En suma, la teledetección aplicada con rigor metodológico y acompañada de validación territorial y gobernanza participativa constituye una herramienta indispensable para monitorear, comprender y mitigar los procesos de cambio de cobertura boscosa en zonas críticas como la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete (Solórzano, 2023; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2022).

5.4. Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el análisis multitemporal

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son herramientas computacionales que permiten la captura, almacenamiento, manipulación, análisis, modelado y visualización de datos geoespaciales integrando atributos alfanuméricos con información espacial, lo que los convierte en instrumentos esenciales para la gestión ambiental y la toma de decisiones territoriales; su capacidad para relacionar capas temáticas (por ejemplo, uso del suelo, hidrografía, redes de transporte y límites administrativos) facilita el análisis de patrones espaciales y temporales, la identificación de áreas prioritarias para conservación y la evaluación de impactos ambientales, funciones que han

sido ampliamente documentadas en aplicaciones de teledetección y observación de la Tierra orientadas al desarrollo sostenible (Li et al., 2020; Ferreira, Iten, & Silva, 2020).

En el análisis multitemporal de deforestación, los SIG desempeñan un papel central al permitir la gestión y comparación de series de datos raster y vectoriales en distintos momentos temporales; mediante operaciones de álgebra de mapas, superposición y detección de cambios, los analistas pueden cuantificar la pérdida neta de cobertura boscosa, calcular índices de fragmentación y producir mapas de transición que describan la conversión de ecosistemas naturales a usos antropogénicos, capacidades que han sido aprovechadas en numerosos estudios de caso y tesis aplicadas a regiones amazónicas y andinas (Cristobal, 2022; Montoya, 2021).

La integración entre teledetección y SIG se materializa en flujos de trabajo donde las imágenes satelitales (preprocesadas y clasificadas) ingresan al entorno SIG para un análisis espacial avanzado; por ejemplo, productos derivados de Sentinel-2 o Landsat pueden ser clasificados mediante algoritmos de aprendizaje automático y sus salidas importadas a SIG para realizar análisis de conectividad, zonificación de riesgo y estimación de tasas de deforestación usando métodos estandarizados como el cálculo de tasa anual de pérdida propuesto por Puyravaud, lo que permite comparar tendencias entre diferentes periodos y escalas territoriales (González, Rodríguez, & Pérez, 2023; Puyravaud, 2003).

Las técnicas de cambio multitemporal dentro de un SIG incluyen enfoques categóricos (por ejemplo, matriz de transición post-classification), análisis de series temporales (trend analysis, breakpoints) y detección mediante índices espectrales (como NDVI y NBR) aplicados a composiciones temporales; cada enfoque tiene ventajas y limitaciones: las matrices de transición son intuitivas y permiten identificar tipos de cambio, mientras que las series temporales son más sensibles a rupturas y fenómenos interanuales, herramientas que son complementadas con algoritmos de alerta temprana para la fiscalización ambiental (Negrón-Juárez et al., 2020; Nazarova, Martin, & Giuliani, 2020).

En contextos con alta nubosidad como la Amazonía, la capacidad del SIG para integrar múltiples fuentes de datos es especialmente valiosa: la fusión de capas ópticas (Sentinel-2) con productos radar (Sentinel-1) dentro del entorno SIG permite suplir lagunas causadas por nubes y sombras y construir series temporales más completas, estrategia que ha mostrado buenos resultados

en la detección de deforestación en zonas remotas y que es recomendada en la literatura técnica (Karaman, Sainte Fare Garnot, & Wegner, 2023; Nazarova et al., 2020).

El uso de modelos de aprendizaje automático (por ejemplo, Random Forest) combinado con SIG potencia la discriminación de coberturas y la detección de cambios, al posibilitar la incorporación de múltiples variables explicativas espaciales (topografía, distancia a vías, proximidad a asentamientos, parámetros climáticos) que mejoran la predicción de frentes de deforestación; tales integraciones han sido empleadas con éxito en estudios colombianos y permiten priorizar áreas de intervención con mayor probabilidad de pérdida de bosque (González et al., 2023; Ferreira et al., 2020).

Los SIG no solo sirven para estimar cantidades y ubicaciones de cambio, sino también para evaluar la fragmentación del paisaje mediante métricas de paisaje (tales como tamaño de parche, densidad de parches, índice de borde) que cuantifican la degradación funcional del hábitat; estas métricas ayudan a entender las consecuencias ecológicas de la pérdida de cobertura y a diseñar corredores de conectividad para especies vulnerables, resultado de análisis que se integran rutinariamente en estudios de impacto ambiental y planificación territorial (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023).

La validación y el control de calidad en estudios multitemporales requieren la integración de SIG con muestras de campo y datos auxiliares para estimar exactitud y confiabilidad de los mapas; estadísticas de precisión (matrices de confusión), índices kappa y medidas de acuerdo interobservador son esenciales para interpretar resultados, y herramientas como el coeficiente kappa y las categorías de concordancia de Landis y Koch se usan para evaluar la consistencia de clasificaciones, lo que permite comunicar con transparencia el nivel de incertidumbre de las estimaciones de deforestación (Landis & Koch, 1977; Cristobal, 2022).

En el caso del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete y su zona de amortiguamiento, los SIG permiten superponer información de presiones (vías ilegales, focos de incendio, áreas de minería y de cultivos ilícitos) con mapas de cobertura y densidad de biodiversidad, facilitando la identificación de “puntos calientes” donde las acciones de control y restauración deben concentrarse; esta aproximación espacial ha sido aplicada por instituciones y ONGs para documentar la relación entre apertura de vías y pérdida forestal, y para apoyar

decisiones de patrullaje y recuperación territorial (Bastidas Iguarán & Puentes, 2023; Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible, 2021).

Las plataformas geospaciales y los sistemas de alertas integrados (por ejemplo, portales ministeriales y dashboards de monitoreo) combinan SIG, teledetección y datos en tiempo casi real para proveer información accesible a gestores y tomadores de decisión; la implementación de herramientas oficiales para consultar cifras de deforestación demuestra el valor operativo de esta integración, aunque su impacto depende de la capacidad institucional para traducir alertas en acciones en terreno (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2022).

La interoperabilidad de SIG con bases de datos socioeconómicos facilita además la evaluación de causas y efectos: mediante el análisis espacial es posible correlacionar pérdidas de cobertura con variables como tenencia de la tierra, presencia de actividades ilícitas, distancia a mercados y dinámicas demográficas, análisis que son cruciales para diseñar políticas de desarrollo alternativo y programas de incentivos ambientales que sean efectivos en contextos locales (El País, 2025; Monsalve, 2025).

Entre las limitaciones prácticas del uso de SIG en análisis multitemporales destacan la necesidad de capacidad técnica, infraestructura computacional y datos de validación en campo; en regiones remotas la logística de muestreo puede ser compleja y costosa, y la brecha entre generación de información y aplicación de medidas de control territorial puede reducir la efectividad de las intervenciones, puntos subrayados por investigaciones y reportes sobre la Amazonía colombiana (Ferreira et al., 2020; The Guardian, 2024).

Finalmente, la incorporación de SIG en programas de monitoreo y manejo ambiental constituye una herramienta estratégica para enfrentar la deforestación si se articula con políticas públicas, fortalecimiento institucional y participación comunitaria: la combinación de datos satelitales, análisis espacial y modelos predictivos en un entorno SIG bien diseñado permite no solo diagnosticar el pasado y el presente, sino también modelar escenarios futuros y evaluar impactos de intervenciones, aportando un soporte técnico robusto para la conservación de paisajes críticos como la zona de amortiguamiento del Chiribiquete (González et al., 2023; Rojas et al., 2021).

5.5. Clasificación supervisada y Random Forest

La clasificación supervisada en teledetección es una técnica central para transformar datos satelitales en mapas temáticos útiles para la gestión ambiental, pues consiste en utilizar muestras de terreno (polígonos o puntos de entrenamiento) cuyas coberturas son conocidas para “enseñar” a un clasificador a distinguir patrones espectrales y espaciales asociados a cada tipo de uso o cobertura del suelo; este enfoque permite generar productos de cobertura vegetal reproducibles y comparables a lo largo del tiempo, lo que es imprescindible en estudios multitemporales de deforestación y cambio de uso del suelo (Li et al., 2020; Ferreira, Iten, & Silva, 2020).

La implementación práctica de la clasificación supervisada exige una serie de etapas previas rigurosas: la selección de escenas satelitales adecuadas, la corrección radiométrica y atmosférica, la máscara de nubes y sombras, y la creación de composiciones temporales que reduzcan el ruido por nubosidad —pasos críticos en la Amazonía donde la nubosidad persistente complica la observación óptica—; además, la calidad y representatividad de las muestras de entrenamiento determinan en gran medida la exactitud final, por lo que se recomienda combinar muestreo de campo con interpretación experta y fuentes auxiliares para caracterizar adecuadamente las clases temáticas (Cristobal, 2022; Nazarova, Martin, & Giuliani, 2020).

Dentro del conjunto amplio de algoritmos disponibles, Random Forest (RF) se ha consolidado como una opción preferente para clasificación supervisada en estudios de cobertura vegetal por su naturaleza no paramétrica y su capacidad para manejar grandes conjuntos de variables explicativas (bandas espectrales, índices de vegetación, variables topográficas, texturas y variables temporales) sin requerir supuestos fuertes sobre la distribución de los datos, lo que lo hace robusto frente a ruido y correlaciones entre predictores (González, Rodríguez, & Pérez, 2023; Ferreira et al., 2020).

El fundamento conceptual de Random Forest se apoya en la idea de ensamblar múltiples árboles de decisión independientes (cada uno entrenado sobre una muestra bootstrap del conjunto de entrenamiento y probando sólo un subconjunto aleatorio de variables en cada nodo) para producir una predicción por voto mayoritario, procedimiento que reduce la varianza del modelo y evita el sobreajuste habitual en árboles individuales; esta estructura además facilita la estimación interna de error (out-of-bag error) y la evaluación de importancia de variables, herramientas

valiosas para interpretar qué bandas o índices son más relevantes en la discriminación de coberturas (González et al., 2023; Ferreira et al., 2020).

Entre las ventajas operativas del Random Forest destacan su rendimiento estable con muestras ruidosas, su tolerancia frente a variables irrelevantes y su relativa facilidad de implementación en plataformas GIS y entornos de programación, lo que ha promovido su adopción en estudios de monitoreo de deforestación y evaluación de cambio de cobertura en Colombia y la Amazonía; además, su capacidad para integrar variables auxiliares espaciales (distancia a vías, pendiente, proximidad a asentamientos) permite mejorar la detección de frentes de deforestación en contextos socioespaciales complejos (González et al., 2023; Ferreira et al., 2020).

Las aplicaciones específicas de Random Forest en estudios de cobertura vegetal incluyen la clasificación de escenas Sentinel-2 para mapear cobertura arbórea, la detección de fragmentación y la generación de mapas de pérdida anual, empleos que han mostrado alta precisión cuando se combina RF con buenas prácticas de preprocesamiento y con validación territorial; trabajos recientes en Colombia han documentado aplicaciones exitosas de RF para monitorear deforestación con Sentinel-2, demostrando su utilidad para generar alertas operativas y apoyar la toma de decisiones (González et al., 2023; Devia Hurtatis & Carabalí Arias, 2023).

No obstante, Random Forest también presenta limitaciones que deben considerarse en aplicaciones prácticas: su rendimiento depende de la representatividad espacial y temporal de las muestras de entrenamiento, puede verse afectado por clases desbalanceadas (por ejemplo áreas deforestadas pequeñas frente a grandes extensiones de bosque) y, aunque ofrece medidas de importancia de variables, no siempre entrega una explicación causal clara de las decisiones del modelo, por lo que recomendaciones metodológicas incluyen la validación cruzada, la calibración con datos de campo y el uso de técnicas de remuestreo para balancear clases (Solórzano, 2023; Ferreira et al., 2020).

En regiones con alta nubosidad como la Amazonía, una práctica recurrente es fusionar datos ópticos (Sentinel-2, Landsat) con datos radar (Sentinel-1) para robustecer las detecciones, y en este sentido Random Forest puede incorporar variables provenientes de ambas fuentes mejorando la identificación de cambios en cobertura donde las observaciones ópticas son ocasionalmente indisponibles; estudios recientes han demostrado que la combinación de SAR y óptico en series

temporales incrementa la sensibilidad a eventos de deforestación incluso en presencia de nubosidad persistente (Karaman, Sainte Fare Garnot, & Wegner, 2023; Nazarova et al., 2020).

La validación de clasificaciones supervisadas basadas en RF requiere un enfoque estadístico riguroso: matrices de confusión, estimaciones de precisión por clase, errores de comisión y omisión, y métricas como el coeficiente kappa o índices de concordancia que permiten evaluar la consistencia de la clasificación; además, para comunicar incertidumbres es recomendable emplear intervalos de confianza y evaluar la concordancia interobservador en la construcción de muestras, apoyándose en estándares metodológicos y criterios de evaluación de precisión de la literatura (Landis & Koch, 1977; Cristobal, 2022).

Existen experiencias concretas en Colombia que ilustran el uso de RF para monitoreo de deforestación: por ejemplo, aplicaciones que combinan Sentinel-2 y Random Forest han logrado mapear frentes de pérdida de cobertura con resoluciones de 10–20 m, aportando información útil para instituciones de control ambiental y organizaciones conservacionistas; estas experiencias ponen de relieve la importancia de integrar los resultados en sistemas de información geográfica (SIG) para análisis multitemporales y la priorización de acciones (González et al., 2023; Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible, 2021).

La literatura también documenta el uso de RF en trabajos de tesis y estudios académicos en contextos locales, donde se han aplicado técnicas de clasificación supervisada para evaluar cambios de cobertura entre periodos y cuantificar tasas de deforestación, demostrando su aplicabilidad en análisis multi temporales, aunque subrayando la necesidad de validación de campo y control de calidad en procesos de clasificación automática (Cristobal, 2022; Gabalo, 2023).

Para maximizar la efectividad de Random Forest en estudios de cobertura vegetal se recomiendan prácticas como: diseñar muestreos de entrenamiento estratificados y geográficamente balanceados, explorar ingeniería de variables (índices espectrales, métricas temporales y texturas), calibrar parámetros mediante validación cruzada, integrar datos SAR cuando la nubosidad sea alta, y articular los productos satelitales con SIG y datos socioeconómicos para interpretar causas y priorizar intervenciones; estas recomendaciones emergen tanto de la literatura técnica como de experiencias aplicadas en la Amazonía colombiana (Ferreira et al., 2020; Karaman et al., 2023; González et al., 2023).

Finalmente, y en el marco de la gestión de áreas sensibles como la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, Random Forest constituye una herramienta poderosa cuando se enmarca en un sistema integrado de monitoreo que incluya teledetección multi fuente, validación territorial y mecanismos institucionales para traducir alertas en acciones de control y restauración; la sinergia entre RF, SIG y políticas públicas bien articuladas puede transformar datos satelitales en medidas concretas de conservación, aunque su éxito dependerá de la inversión en capacidades técnicas, infraestructura y procesos participativos con comunidades locales (González et al., 2023; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2022; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

5.6. Implicaciones ambientales de la deforestación en Chiribiquete

El Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete constituye un reservorio de biodiversidad y un patrimonio cultural de valor incalculable, cuya estructura boscosa, formaciones rocosas y pictografías representan funciones ecológicas y simbólicas de largo plazo; estos elementos hacen que cualquier pérdida de cobertura en su zona de amortiguamiento transforme no solo hábitats sino también paisajes culturales que albergan vestigios humanos de más de 16.000 años, lo que demanda medidas de conservación integradas que reconozcan tanto la dimensión ecológica como la patrimonial del área (Trujillo Montaña, 2023; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023). En este sentido, los análisis recientes sobre tendencias de biodiversidad continental subrayan que la protección del Chiribiquete no es un asunto local sino una contribución a la conservación global, ya que la pérdida de especies y de integridad ecosistémica en la región tiene repercusiones sobre procesos ecológicos a escala continental (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2021).

La integridad funcional del Chiribiquete se ve amenazada por la pérdida de servicios ecosistémicos derivados de la cobertura forestal, entre ellos la regulación del ciclo hidrológico, la captura y almacenamiento de carbono, y la provisión de recursos para comunidades locales; la reducción de estos servicios impacta la resiliencia del sistema frente a sequías y alteraciones climáticas, lo cual se manifiesta en la disminución de la capacidad del paisaje para sostener procesos ecológicos críticos (Negrón-Juárez et al., 2020; McCarthy et al., 2025). Estudios que cuantifican la sensibilidad de bandas espectrales y modelos ecológicos muestran que la alteración

de la cubierta vegetal modifica la dinámica de evapotranspiración y la disponibilidad hídrica, con implicaciones directas para la estabilidad climática regional y para la seguridad hídrica de poblaciones río abajo (Negrón-Juárez et al., 2020; Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024).

La pérdida de biodiversidad en Chiribiquete incluye tanto pérdidas locales de especies como la erosión de la diversidad genética de poblaciones que requieren grandes extensiones continuas de bosque para mantener viabilidad a largo plazo; la fragmentación del hábitat por apertura de vías, claros y ampliación de frontera agropecuaria reduce el tamaño efectivo de las poblaciones y aumenta el aislamiento entre parches, lo que incrementa la probabilidad de extinciones locales y la pérdida de funciones ecológicas asociadas a especies clave (Puyravaud, 2003; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023). Además, la reducción de corredores biológicos afecta procesos de dispersión y polinización, comprometiendo servicios ecosistémicos esenciales para la recuperación natural y para el mantenimiento de la productividad de sistemas adyacentes (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2021; Rojas et al., 2021).

Los efectos hidrológicos derivados de la deforestación se manifiestan en cambios en la regulación del caudal, erosión y sedimentación que alteran la calidad y disponibilidad de agua; la pérdida de cobertura vegetal reduce la infiltración y aumenta la escorrentía superficial, intensificando la variabilidad hidrológica y la probabilidad de episodios extremos, con consecuencias para la agricultura local y la biodiversidad acuática, además de problemas sociales por la afectación de medios de vida dependientes del recurso hídrico (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023). Estas alteraciones también tienen implicaciones sobre la capacidad del paisaje para amortiguar inundaciones y sequías, servicios cruciales en un contexto de cambio climático y de mayor frecuencia de eventos climáticos extremos (McCarthy et al., 2025).

La interacción entre deforestación y fuego constituye una amenaza sinérgica que agrava la degradación de Chiribiquete: la fragmentación y apertura de la cubierta forestal elevan la probabilidad de incendios y la severidad de sus efectos, y los registros satelitales han documentado cómo los focos de incendio en la Amazonía colombiana se concentran en zonas de reciente deforestación y bordes fragmentados, generando un ciclo en el que el fuego facilita la conversión

y la erosión de la vegetación remanente (Bolaño-Díaz et al., 2022; McCarthy et al., 2025). La frecuencia de incendios, aun en bosques húmedos no adaptados al fuego, puede conducir a cambios de régimen de vegetación que resultan en estados degradados de difícil reversión, con pérdida irreversible de diversidad y servicios ecosistémicos (Bolaño-Díaz et al., 2022; Negrón-Juárez et al., 2020).

Los impactos socioeconómicos de la deforestación en la zona de amortiguamiento del Chiribiquete se expresan en la disminución de bienes y servicios no maderables que sostienen formas de vida tradicionales, en la pérdida de oportunidades para el desarrollo sostenible y en aumentos de vulnerabilidad social; aunque la conversión a usos productivos (ganadería, agricultura) puede ofrecer réditos económicos a corto plazo, la evidencia muestra que estos modelos rara vez son sostenibles en el tiempo y suelen generar externalidades negativas que afectan la salud del ecosistema y la seguridad alimentaria local (Rojas et al., 2021; FCDS, 2021). La presencia de economías ilegales como el cultivo ilícito y la minería informal profundiza estas dinámicas al promover un uso extractivo y temporal de la tierra que no favorece inversiones en restauración ni prácticas productivas sostenibles (El País, 2025; The Guardian, 2024).

La fragmentación derivada de la deforestación tiene consecuencias funcionales más allá de la pérdida de área: incrementa la proporción de borde y altera microclimas locales, favoreciendo la entrada de especies invasoras, la exposición a plagas y enfermedades y la pérdida de condiciones micro ambientales que sostienen comunidades de plantas y animales especializados, efectos que se traducen en una pérdida de complejidad ecológica y en la disminución de la capacidad del ecosistema para reaccionar frente a perturbaciones (Puyravaud, 2003; Negrón-Juárez et al., 2020). Estos cambios también afectan procesos de sucesión ecológica y reducen la capacidad de regeneración natural, por lo que las consecuencias de la fragmentación suelen persistir aun cuando cesan las actividades que generaron la pérdida inicial (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024).

La relevancia para la conservación y el manejo sostenible del Chiribiquete radica en la necesidad de articular medidas que aborden tanto la protección del núcleo como la regulación y restauración de la zona de amortiguamiento; prácticas como el cierre y recuperación de vías ilegales, la promoción de alternativas productivas sostenibles vinculadas a pago por servicios ambientales, y la implementación de programas de restauración ecológica focalizados en

corredores de conectividad son estrategias recomendadas por la literatura y por organismos técnicos para recuperar funciones ecosistémicas y reducir presiones (FAO, s. f.; Rojas et al., 2021). La evidencia indica que combinar monitoreo satelital con acciones de gobernanza y participación comunitaria aumenta la eficacia de la intervención, ya que los datos permiten priorizar áreas y orientar recursos hacia frentes críticos (González et al., 2023; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

Los sistemas de monitoreo basados en teledetección y SIG facilitan la detección temprana de cambios y la evaluación del impacto ambiental, herramientas que deben integrarse con fortalecimiento institucional y capacidades locales para materializar acciones en terreno; sin esta articulación, las alertas técnicas corren el riesgo de no traducirse en intervención efectiva, lo que hace indispensable invertir en coordinación interinstitucional y en mecanismos que vinculen a comunidades, agencias de control y organizaciones conservacionistas (Ferreira et al., 2020; Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible, 2021). Finalmente, la protección del Chiribiquete exige políticas de largo plazo que reconozcan la interdependencia entre conservación, seguridad territorial y desarrollo sostenible, y que sitúen a las comunidades locales en el centro de estrategias que permitan conciliar preservación ecológica y bienestar humano (Murcia et al., 2022; Monsalve, 2025).

En síntesis, las implicaciones ambientales de la deforestación en Chiribiquete comprenden pérdidas de biodiversidad, alteraciones en servicios ecosistémicos, cambios hidrológicos y climáticos, y consecuencias socioeconómicas que comprometen la viabilidad del sistema y la cultura local; afrontarlas requiere de respuestas integradas que combinen monitoreo avanzado, restauración, fortalecimiento de gobernanza y alternativas sostenibles para las poblaciones locales, acciones apoyadas por evidencia científica y por experiencias de campo que demuestran que la conservación efectiva es posible cuando se articulan ciencia, política pública y participación social (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, 2024; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2023; Rojas et al., 2021).

5.7. Referente normativo y legal

En Colombia, el marco jurídico ofrece una base sólida para la protección del medio ambiente y el uso de tecnologías en los procesos de monitoreo y conservación de los recursos naturales. En este sentido, la **Constitución Política de 1991** constituye el primer referente, al

reconocer en sus artículos 79 y 80 el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano y la obligación del Estado de garantizar su protección, así como planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales con criterios de sostenibilidad. Aunque la Constitución no hace referencia explícita a los sensores remotos, sus disposiciones fundamentales legitiman la implementación de estas herramientas como medio para garantizar la gestión ambiental y la seguridad nacional.

la **Ley 2ª de 1959**, conocida como la Ley de Economía Forestal de la Nación, establece las bases normativas para la conservación y uso de los recursos forestales, mediante la creación de siete áreas de reserva forestal. Esta disposición busca orientar el desarrollo de la economía forestal en equilibrio con la protección de los suelos, las fuentes hídricas y la vida silvestre, lo que la convierte en un referente esencial para las políticas de conservación de los ecosistemas boscosos.

la **Ley 99 de 1993**, mediante la cual se creó el Ministerio de Ambiente, constituye uno de los principales avances normativos en materia de gestión ambiental en el país. Esta ley incorpora principios de desarrollo sostenible y promueve la integración de la ciencia y la tecnología en la toma de decisiones ambientales, reconociendo la utilidad de herramientas como la teledetección y los sistemas de información geográfica en la planificación y monitoreo de los recursos naturales.

El **Decreto 1076 de 2015**, compilación normativa del sector ambiente y desarrollo sostenible, reúne disposiciones que regulan la gestión ambiental y la conservación de los ecosistemas, incluyendo el uso de tecnologías innovadoras para fortalecer los procesos de monitoreo. Esta normativa respalda el empleo de sensores remotos y plataformas de análisis geoespacial como instrumentos que contribuyen a la vigilancia y control de los cambios de cobertura en áreas sensibles como la Amazonía colombiana.

El **Documento CONPES 4007 de 2020** constituye un hito en la integración de la información geoespacial con la planeación del territorio, al consolidar la política del catastro multipropósito. Este instrumento fomenta la articulación de datos ambientales, sociales y económicos, resaltando la importancia de los sistemas de información geográfica y las plataformas de monitoreo para la gestión sostenible del territorio.

6. Metodología

La deforestación en el departamento de Caquetá, Colombia, constituye uno de los fenómenos socioambientales más críticos de las últimas décadas, dada su influencia sobre la biodiversidad, la conectividad ecológica y los servicios ecosistémicos estratégicos para el país. En este contexto, se vuelve fundamental contar con metodologías robustas que permitan cuantificar y analizar los cambios de cobertura forestal, de modo que se generen insumos confiables para la gestión ambiental y la formulación de políticas de conservación. El presente estudio se llevó a cabo en la zona de amortiguamiento noreste del Parque Nacional Natural (PNN) Serranía de Chiribiquete, un espacio declarado patrimonio mixto de la humanidad por la UNESCO, el cual se encuentra bajo fuerte presión por la expansión de la frontera agrícola, la ganadería extensiva y los procesos de colonización.

La metodología se organizó en fases que responden directamente a los objetivos específicos planteados, lo cual garantiza coherencia entre la ruta de investigación y los productos esperados. Cada fase describe las herramientas utilizadas, los procedimientos técnicos implementados, así como los criterios de validación empleados para asegurar la calidad y fiabilidad de los resultados.

Con base a lo anterior, para el desarrollo de este proyecto se utilizarán como insumos principales las imágenes multispectrales descargadas del programa Copernicus, específicamente del satélite Sentinel-2, la descarga se realizará empleando Google Engine fijando la resolución espacial en 10 metros, lo cual servirá como insumo principal para el desarrollo del proyecto.

El planteamiento metodológico asegura que se logren satisfactoriamente los objetivos planteados, para lo cual se aplicaran algoritmos de Random Fores y clasificación supervisada sobre las imágenes descargadas, generando un ráster clasificado de coberturas, el cual será evaluado para determinar su desempeño y precisión, con estos insumos debidamente generados y validados, se procederá con el análisis multitemporal de cambios de cobertura boscosa enfocándose en la pérdida de Bosque Amazónico.

6.1. Tipo de estudio

Teniendo en cuenta los procedimientos aplicados y los resultados esperados, este trabajo se desarrolla bajo un enfoque basado en datos numéricos y verificables. En consecuencia, la investigación se enmarca dentro del paradigma cuantitativo, ya que se fundamenta en el análisis estadístico de la información obtenida mediante el procesamiento de imágenes satelitales,

utilizando algoritmos de clasificación supervisada. Las conclusiones no se sustentan en percepciones subjetivas, sino en evidencia objetiva, validada a través de herramientas como las matrices de confusión y el coeficiente Kappa, que permiten determinar el nivel de concordancia y la exactitud de los resultados generados.

6.2. Área de estudio.

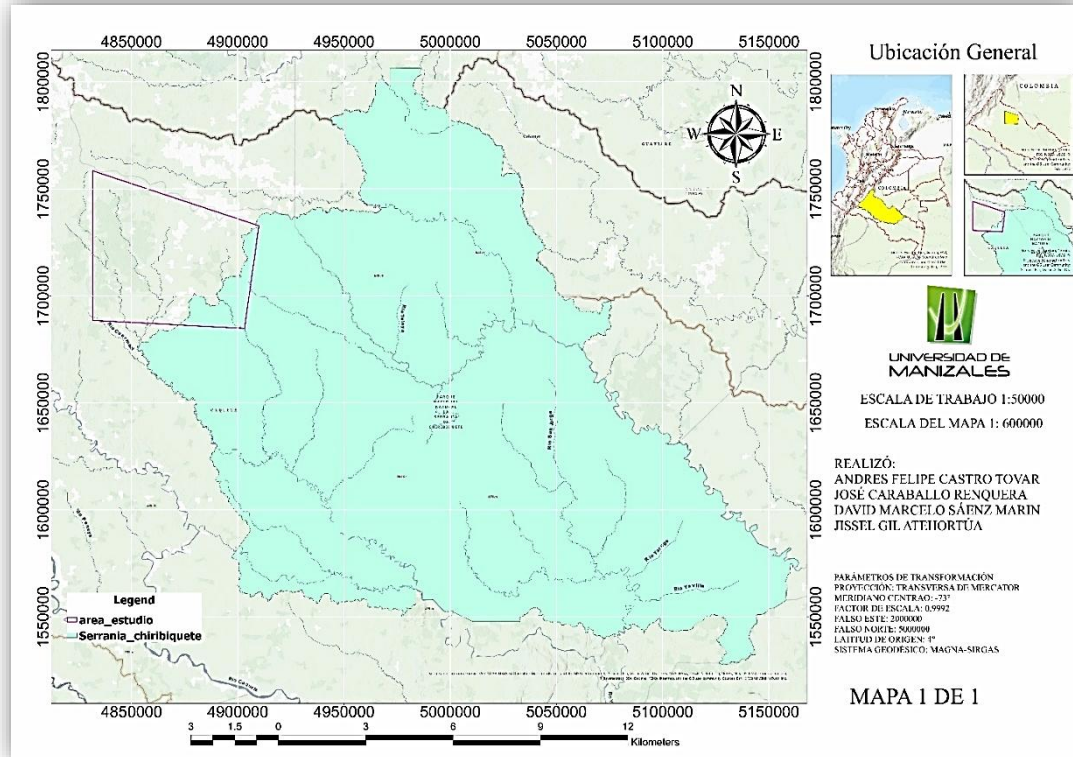
El noreste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete, localizado en el departamento del Caquetá, fue seleccionado como zona de estudio por su importancia ecológica, cultural y estratégica. Esta región se encuentra sometida a una intensa presión antrópica asociada a la expansión ganadera, la colonización, la apertura de vías ilegales y la minería no regulada, lo cual la convierte en un punto crítico para la deforestación.

El Caquetá, además de ser un departamento clave para la conectividad ecológica de la Amazonía, presenta dinámicas históricas y sociales particulares: el conflicto armado, la deforestación posconflicto tras 2016 y los procesos de apropiación de tierras han acelerado la pérdida de cobertura boscosa en el territorio. Estas condiciones hacen que el análisis multitemporal en esta zona sea relevante para comprender la magnitud y la velocidad de los cambios ambientales.

La evidencia empírica muestra que el Caquetá concentra algunos de los mayores índices de deforestación en Colombia. Según datos del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI (2024), en municipios como Solano y San Vicente del Caguán, la presión sobre los bosques es constante y creciente. Estos procesos afectan tanto la biodiversidad como los servicios ecosistémicos asociados a la regulación hídrica, el almacenamiento de carbono y la provisión de recursos naturales.

En este sentido, la elección del noreste del área de amortiguamiento del Chiribiquete responde a su relevancia como laboratorio natural para evaluar los impactos de la deforestación y las posibilidades de aplicar metodologías de teledetección y SIG en territorios con alta complejidad ecológica y social. La información generada permitirá establecer un referente de análisis para futuras investigaciones en zonas similares de la Amazonía colombiana.

Figura 1
Mapa de ubicación zona noreste de amortiguamiento PNN Serranía de Chiribiquete



Fuente: elaboración propia

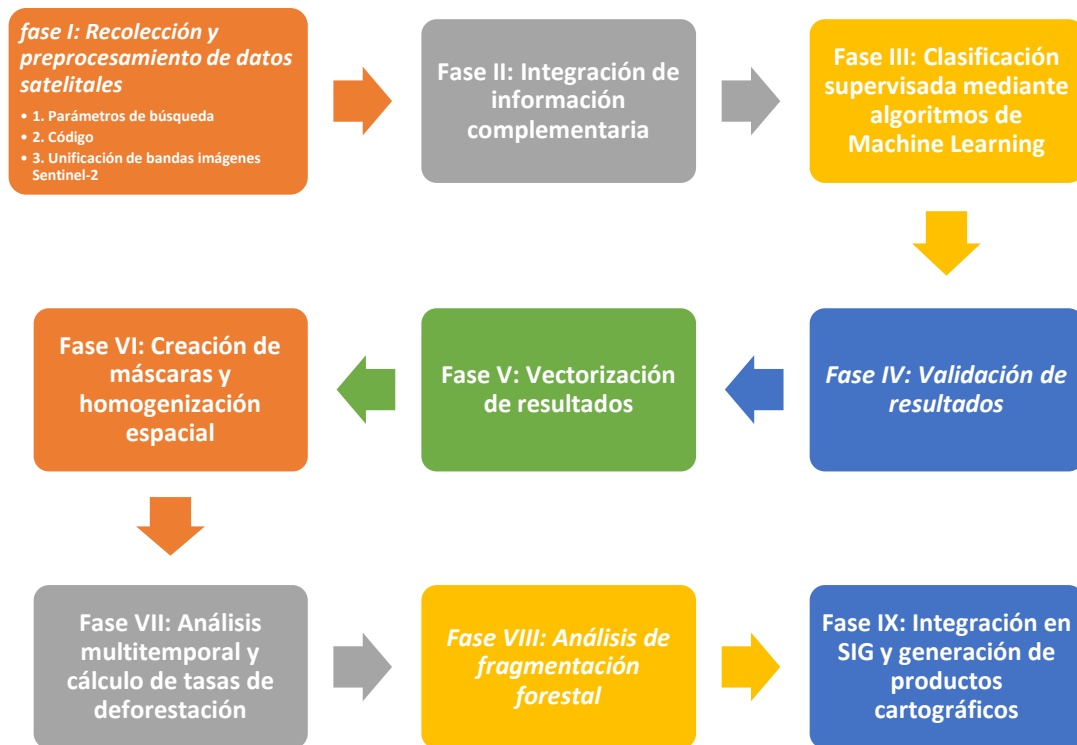
Dado que se trata de una zona con un aumento en las actividades de deforestación, fue posible realizar un análisis utilizando imágenes de Sentinel-2, las cuales cuentan con una resolución espacial de 10 m (cada píxel representa un área de 100 m².) lo que permite trabajar a una escala de 1:50000. Este análisis se complementó con herramientas de Machine Learning y Random Forest, aprovechando además condiciones de nubosidad óptimas (inferiores al 15%), que garantizaron imágenes de calidad suficiente para el estudio. Todo permitió generar mapas temáticos confiables.

6.3. Procedimiento

Para el cumplimiento de los objetivos se desarrollaron las siguientes fases.

Figura 2

Diagrama de fases llevadas a cabo



6.3.1 Fase I: Recolección y preprocesamiento de datos satelitales

La primera fase de la investigación consistió en la selección, recolección y preparación de la información satelital que serviría como base para los análisis posteriores. Se utilizaron imágenes Sentinel-2, disponibles a través de la plataforma Google Earth Engine, correspondientes a tres periodos de tiempo estratégicamente seleccionados: 2020, 2022 y 2025. Estos periodos permitieron establecer un análisis multitemporal con una línea base clara (2020), un punto intermedio (2022) y un punto final (2025), lo que hace posible cuantificar la magnitud y tendencias de los cambios de cobertura boscosa.

Parámetros de búsqueda

- Colección: COPERNICUS/S2_SR (Sentinel-2 Surface Reflectance)
- Años de prueba: 2020, 2022 y 2025

- Nubosidad máxima permitida: 5% para 2020 y 2022 y 15% para 2025, debido a la disponibilidad.
- Área de interés: delimitación vectorial en la zona noreste de amortiguamiento del PNN Serranía de Chiribiquete.
- Bandas seleccionadas: B2(Blue), B3(Green), B4(Red), B8 (NIR), B5, B6, B7 (Red Edge), B11, B12 (SWIR).

Código

```
// Área de interés zona noreste PNN Serranía de Chiribiquete
```

```
var aoi = ee.Geometry.Polygon([
```

```
[
```

```
[-74.516467, 1.850639], // Punto 1
```

```
[-73.800311, 1.594044], // Punto 2
```

```
[-73.856903, 1.138950], // Punto 4
```

```
[-74.522825, 1.167658], // Punto 3
```

```
[-74.516467, 1.850639] // Volver al punto 1 para cerrar el polígono
```

```
]
```

```
]);
```

```
// Parámetros
```

```
var fechaInicio = '2020-01-01'; // este valor cambia según se requiere
```

```
var fechaFin = '2020-12-31'; // este valor cambia según se requiere
```

```
var porcentajeNubes = 5; // Mínima nubosidad posible
```

```
// FILTRAR COLECCIÓN SENTINEL-2 NIVEL 2A
```

```
var collection = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED')
```

```
.filterBounds(aoi)
```

```
.filterDate(fechaInicio, fechaFin)
```

```
.filter(ee.Filter.lte('CLOUDY_PIXEL_PERCENTAGE', porcentajeNubes))
```

```
.select(['B2', 'B3', 'B4', 'B5', 'B6', 'B7', 'B8', 'B11', 'B12']);
```

```
// CREAR MOSAICO
```

```
var mosaic = collection.median().clip(aoi);
```

```
// VISUALIZACIÓN
```

```
Map.centerObject(aoi, 9); // Zoom ajustado al tamaño del área
var visParams = {
  bands: ['B8', 'B4', 'B3'],
  min: 0,
  max: 3000,
  gamma: 1.4
};
Map.addLayer(mosaic, visParams, 'Mosaico Sentinel-2');
// EXPORTAR LAS BANDAS POR SEPARADO
var exportarBanda = function(banda, nombreBanda) {
  Export.image.toDrive({
    image: collection.select([banda]).median().clip(aoi),
    description: 'Banda_' + _
  });
};
```

Para garantizar la calidad de las imágenes, se aplicaron filtros de selección basados en el porcentaje de nubosidad, descartando aquellas escenas con más del 15% de cobertura de nubes. Posteriormente, se descargaron bandas multispectrales clave, como las correspondientes al visible (rojo, verde, azul), infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR), fundamentales para la discriminación de coberturas vegetales, cuerpos de agua y áreas de suelo desnudo. Una vez descargadas, las imágenes fueron corregidas radiométricamente y atmosféricamente mediante herramientas de ArcGIS Pro, con el fin de estandarizar los datos y garantizar la comparabilidad entre diferentes periodos de tiempo.

Unificación de bandas imágenes Sentinel-2

Este proceso consiste en generar un solo archivo de imagen, el cual se usó como insumo principal, la herramienta empleada fue Composite Bands, la cual permite realizar el proceso con los siguientes parámetros.

Paso 1. Escalar todas las bandas a 10 metros

- Geoprocessing > Toolbox > Data Management Tools > Raster > Raster Processing > Resample.

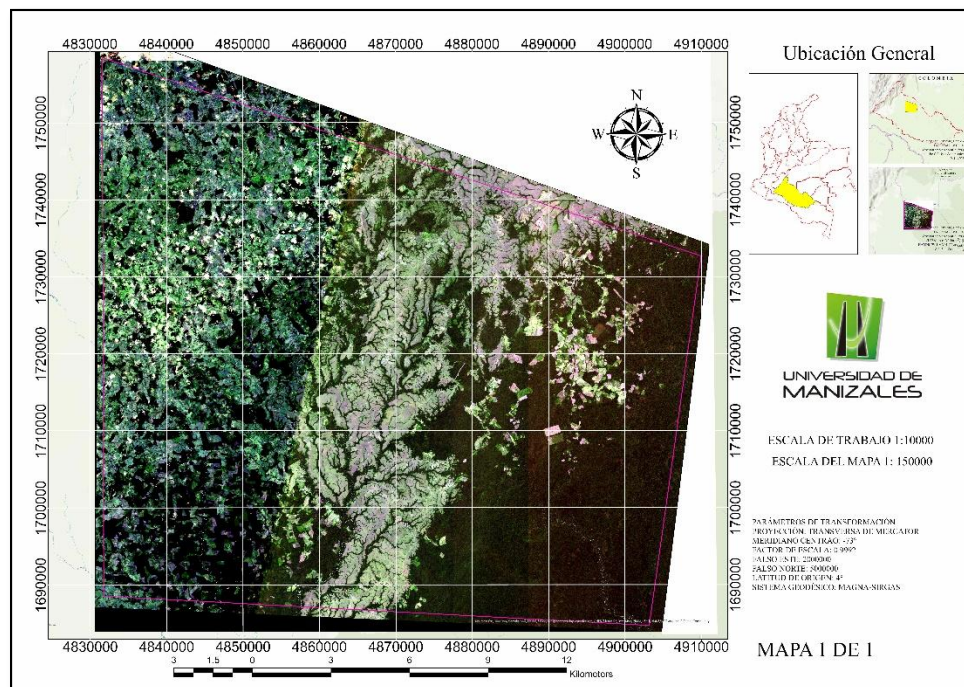
- Seleccionar cada banda de 20m (B5, B6, B7, B11 Y B12) en input ráster (una a una)
- Definir el tamaño de la celda en 10
- Elegir el método bilineal
- Guardar el archivo re-escalado
- Repetir el proceso para las otras bandas.

Paso 2. Unificar las bandas en una sola imagen multibanda.

- Toolboxes > Data Management Tools > Raster > Raster Dataset > Composite Bands
- En input ráster, agregar todas las bandas en el siguiente orden: B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B11 Y B12.
- En output ráster, asignar un nuevo nombre y ejecutar.

Estos dos pasos se repitieron para los años 2020, 2022 y 2025, generando una imagen multibanda por cada año estudiado.

Figura 3
Imagen multiespectral zona de estudio



Fuente: elaboración propia.

Este proceso de preprocesamiento resultó crucial, ya que permitió trabajar sobre capas homogéneas y libres de ruido, estableciendo la base sólida para las siguientes fases del análisis

6.3.2. Fase II: Integración de información complementaria

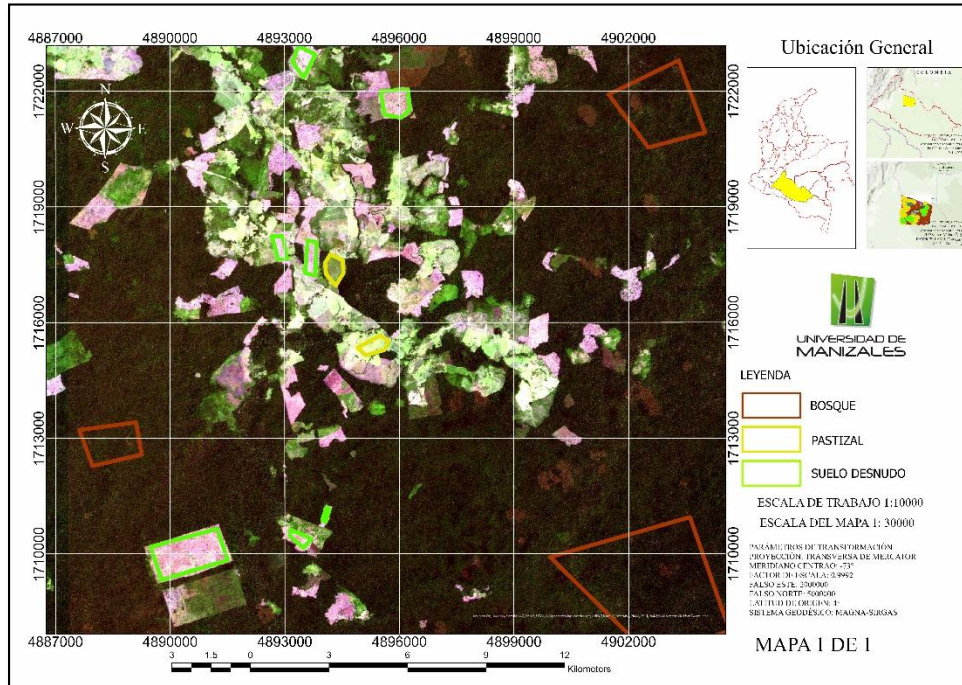
Con el objetivo de enriquecer y validar los insumos satelitales, se consultaron fuentes secundarias de información sobre procesos de deforestación en Caquetá. Entre estas destacan los reportes del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI), los cuales ofrecen datos oficiales sobre la pérdida de cobertura forestal y tendencias en la región amazónica.

La integración de esta información permitió realizar un cruce de datos que no solo contextualizó el fenómeno a nivel regional, sino que también sirvió como insumo para comparar y validar los resultados obtenidos con las técnicas de clasificación supervisada aplicadas posteriormente. Asimismo, se consultó literatura científica reciente que aborda la dinámica de la deforestación en la Amazonia colombiana, lo cual ofreció un marco de referencia para interpretar los patrones observados en el área de estudio.

6.3.3 Fase III: Clasificación supervisada mediante algoritmos de Machine Learning

En esta fase se llevó a cabo el análisis multitemporal utilizando técnicas de aprendizaje automático, particularmente el algoritmo Random Forest, reconocido por su alta precisión en la clasificación de coberturas en imágenes satelitales multiespectrales. El proceso consistió en entrenar el algoritmo a partir de muestras representativas de las diferentes clases de cobertura presentes en el área: bosque, pasto, suelo desnudo y cuerpos de agua superficiales.

Figura 4
ejemplo de muestras de entrenamiento para tres tipos de coberturas analizadas



Fuente: Elaboración propia.

El entrenamiento se realizó mediante la herramienta Train Random Trees Classifier en ArcGIS Pro, en la cual se definieron parámetros de entrenamiento, como el número de árboles de decisión y el tamaño de las muestras, buscando optimizar el balance entre precisión y tiempo de procesamiento. Una vez entrenado, el algoritmo fue aplicado a cada una de las imágenes de los tres periodos, generando mapas raster clasificados que representaban las coberturas presentes en el año 2020, 2022 y 2025 respectivamente.

Datos de entrada

- Imagen multibanda previamente agrupada en el orden descrito.
- Polígonos de entrenamiento en formato .shp, el cual contenga un campo de atributos con el nombre por clase, por ejemplo, bosque, pasto, área deforestada, este campo debe nombrarse como CLASSFIELD
- Un campo de valor numérico con un número entero asignado para cada tipo de cobertura nombrado como CLASSVALUE

Paso 1. Configuración de los parámetros de entrada

- Toolboxes > Image Analyst Tools > Classification > Train Random Trees Classifier,
- Input raster: la imagen multibanda de cada periodo de tiempo analizado
- Training Sample File: seleccionar el archivo Shapefile con las muestras de entrenamiento
- Field Containing Class Labels: seleccionar los valores asignados para cada clase
- Output Classifier File (ecd): se coloca la ruta de salida.

Al finalizar este paso se obtiene un archivo en formato. ecd, que contiene el modelo entrenado.

Paso 2. Aplicar el modelo entrenado

- Abrir la herramienta Classify Raster ECD
- Input Raster: la misma imagen multibanda del paso anterior.
- Input ECD file: se carga el archivo. ecd previamente creado
- Output Classified Raster: se define el nombre y la ubicación del archivo clasificado de salida.

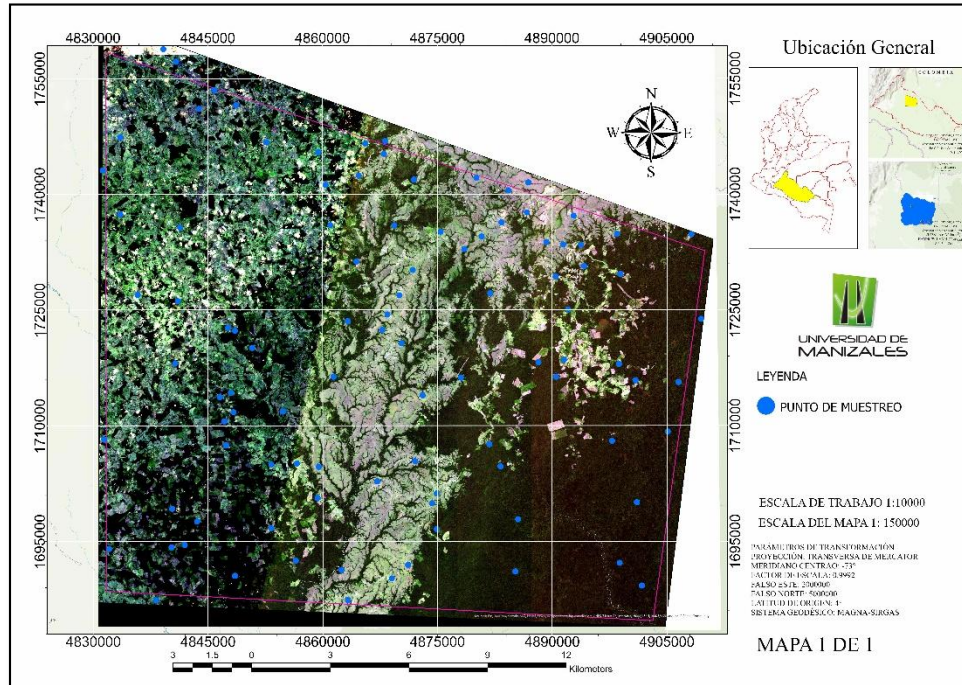
En este paso se genera un raster clasificado con los diferentes tipos de coberturas que se identificaron en el archivo de entrenamiento.

Este procedimiento permitió obtener un panorama detallado de la distribución espacial de las coberturas y sirvió como insumo central para el cálculo de áreas, tasas de cambio y análisis de fragmentación en fases posteriores.

6.3.4 Fase IV: Validación de resultados

La validación se llevó a cabo con el objetivo de evaluar la confiabilidad del proceso de clasificación. Para ello, se utilizó como modelo de referencia el ráster clasificado por coberturas. A partir de este insumo, se generó una nube de puntos mediante la herramienta Create Accuracy Assessment Points, tomando como entrada el ráster clasificado. El resultado fue una capa en formato *shapefile* que contenía puntos de muestreo asociados a las clases de cobertura.

Figura 5
Generación de puntos de muestreo sobre raster clasificado para validación



Fuente: Elaboración propia

Posteriormente, se asignaron manualmente los valores de referencia (*Ground Truth*) en el campo GrndTruth, mediante interpretación visual de las imágenes satelitales originales configuradas en combinación RGB, lo que permitió establecer la cobertura real de cada punto de muestreo.

Finalmente, con la herramienta Compute Confusion Matrix se evaluó la clasificación supervisada, utilizando como entrada la capa de puntos previamente verificada. De este modo, fue posible cuantificar los niveles de exactitud y consistencia del modelo clasificado.

Según (Cerde & Villaroel, 2008), se puede establecer el nivel de concordancia entre la clasificación obtenida y la realidad del terreno categorizándose como se evidencia en la tabla 1.

Tabla 1
Clasificación del índice Kappa

Índice Kappa	Fuerza de la concordancia
0.00	Pobre (Poor)
0.1 - 0.20	Leve (Slight)

0.21 - 0.40	Aceptable (Fair)
0.41 - 0.60	Moderada (Moderate)
0.61 - 0.80	Considerable (Substantial)
0.81 - 1.00	Casi perfecta (Almost perfect)

6.3.5. Fase V: Vectorización de resultados

Como etapa final en la preparación de los datos, se procedió a la vectorización de la información. Para ello, se generó una capa en formato *shapefile* correspondiente a cada cobertura identificada. El insumo principal fue el ráster clasificado de cada año de estudio, representado con su respectiva simbología para diferenciar las coberturas. En el marco de esta investigación, las clases de interés fueron bosque, pastos y suelo desnudo. Aunque se detectaron cuerpos de agua, estos no se incluyeron en el análisis debido a las inconsistencias generadas por la nubosidad; sin embargo, su posición espacial se consideró como un indicador complementario de los patrones de pérdida de cobertura boscosa.

La vectorización se realizó en ArcGIS Pro empleando la ruta de herramientas:

Toolboxes → Conversion Tools → From Raster → Raster to Polygon.

Los parámetros definidos fueron:

- Input raster: ráster clasificado de cada año por separado.
- Field: campo que contiene la clasificación (en este caso, *value*).
- Output polygon features: nombre y directorio de salida del archivo.

De manera opcional, se mantuvo activada la opción Simplify Polygons, con el fin de suavizar los bordes de los polígonos generados. Bajo esta configuración, se obtuvieron capas vectoriales en formato *.shp* que representan las diferentes coberturas clasificadas. Estas capas permitieron calcular el área ocupada por cada cobertura en los distintos periodos de análisis, facilitando así la evaluación temporal de los cambios de uso y cobertura del suelo.

6.3.6 Fase VI: Creación de máscaras y homogenización espacial

Dado que la nubosidad y los cuerpos de agua pueden generar sesgos en la clasificación, se diseñaron dos máscaras temáticas. La primera correspondió a la identificación y eliminación de nubes y sombras, construida a partir de la unión de los tres periodos de análisis para garantizar que

las áreas comparadas fueran homogéneas. La segunda máscara correspondió a los cuerpos de agua superficiales, identificados mediante el análisis de bandas específicas en el infrarrojo cercano y de onda corta.

Se utilizó la calculadora raster aplicando la siguiente ecuación.

$$MNDWI = \frac{B3-B11}{B3+B11} \quad (1)$$

Donde:

B3 = Banda Verde

B11 = Banda Swirl

Ambas máscaras fueron aplicadas a las capas raster clasificadas y posteriormente a las vectoriales generadas, asegurando que las áreas utilizadas para el cálculo de coberturas fueran consistentes y comparables entre los diferentes periodos de tiempo. Este procedimiento fue fundamental para garantizar la fiabilidad del análisis multitemporal.

6.3.7 Fase VII: Análisis multitemporal y cálculo de tasas de deforestación

Con las capas vectoriales homogenizadas, se procedió a calcular las áreas ocupadas por cada clase de cobertura en los tres periodos de tiempo. Posteriormente, se estimaron las tasas de deforestación utilizando la fórmula logarítmica propuesta por Puyravaud (2003), la cual permite calcular el cambio porcentual medio anual de la cobertura boscosa en función de las áreas inicial y final.

La aplicación de este modelo permitió cuantificar de manera precisa la pérdida de bosque entre 2020 y 2025, diferenciando las tasas de deforestación en intervalos de dos y tres años. Este cálculo constituye un insumo crucial para la gestión ambiental, ya que permite proyectar tendencias y establecer escenarios de riesgo para la conservación de la biodiversidad en la región.

Para estimar la tasa de deforestación con base a los tres periodos de tiempo analizados, se utilizó la fórmula logarítmica propuesta por Puyravaud (2003), la cual calcula la tasa como el cambio porcentual medio anual de la cobertura boscosa, donde se considera la relación exponencial entre el área inicial de bosque y el final, la fórmula 1 es:

$$r = \frac{1}{t_2-t_1} \times \ln\left(\frac{At_2}{At_1}\right) \quad (2)$$

Donde:

r es la tasa anual de deforestación (negativo si hay pérdida), expresada en porcentaje.

t1 y t2 son el año inicial y final respectivamente

At1 es el área de bosque en el año inicial t1

At2 es el área de bosque en el año final t2

Integración en SIG, se crearon las siguientes Capas Temáticas:

Capas: Bosque, pasto, suelo desnudo y cuerpo de agua superficial.

Visualización: Mapas temáticos que muestren los cambios en la cobertura forestal.

Análisis Espacial:

Patrones: Identificaron patrones de deforestación, como proximidad a carreteras o ríos.

Tendencias: Analizaron tendencias espaciales y temporales.

Validación de Resultados: se realizaron una revisión de literatura de estudios anteriores para comparar y validar los resultados obtenidos.

6.3.8 Fase VIII: Análisis de fragmentación forestal

Un aporte importante de esta investigación es la incorporación de un análisis de fragmentación del bosque, el cual permitió evaluar la conectividad ecológica y la configuración espacial de los parches de vegetación remanente en el área de estudio. Para ello se emplearon métricas de paisaje como número de parches, área media de fragmentos, índice de proximidad y grado de aislamiento, calculadas en FRAGSTATS y complementadas en ArcGIS Pro.

Este análisis permitió identificar no solo la cantidad de bosque perdido, sino también la forma en que se ha reconfigurado el paisaje forestal, lo que constituye un indicador clave de la integridad ecológica en la zona de amortiguamiento. Los resultados preliminares mostraron un incremento en los fragmentos pequeños y un mayor aislamiento entre parches, lo que sugiere un proceso de fragmentación progresiva con efectos directos sobre la biodiversidad y los corredores ecológicos.

Es importante destacar que este aporte se complementa con otros elementos innovadores de la investigación:

1. La aplicación de un enfoque multitemporal con imágenes Sentinel-2 entre 2020 y 2025, que permitió analizar cambios recientes de cobertura con alta resolución espacial.

2. El uso del algoritmo Random Forest para clasificación supervisada de coberturas, mejorando la precisión frente a métodos tradicionales.
3. La validación de resultados mediante matrices de confusión e índice Kappa, que aportó solidez estadística a los hallazgos.
4. La integración de teledetección y SIG, que posibilitó generar productos cartográficos estratégicos para la planificación ambiental en el área de estudio.

En conjunto, estos aportes refuerzan el valor metodológico del trabajo, aportando herramientas prácticas para comprender y gestionar la dinámica de deforestación en la Amazonía colombiana

6.3.9 Fase IX: Integración en SIG y generación de productos cartográficos

Finalmente, se integraron todos los resultados en un Sistema de Información Geográfica (SIG), creando capas temáticas que representan las principales coberturas identificadas (bosque, pasto, suelo desnudo y cuerpos de agua), así como los mapas comparativos de cambios y fragmentación. Estos productos fueron representados en mapas temáticos a escala adecuada, lo que facilita su uso en procesos de planeación territorial y en la toma de decisiones de conservación.

7. Resultados

La zona de estudio constituye uno de los corredores más estratégicos en términos de conservación, ya que conecta ecosistemas amazónicos con sabanas de transición hacia la Orinoquia, siendo además un espacio de alta conflictividad por la expansión de la frontera agropecuaria y por la presión ejercida por actividades antrópicas como la ganadería extensiva y la agricultura de carácter ilícito. La zona de estudio establecida y que sirvió como referente para la determinación de áreas cubre una superficie total de 4462.54 km², equivalentes a 446,254.367 hectáreas. Este valor corresponde al área fija de análisis, la cual se mantuvo constante en todas las imágenes satelitales Sentinel-2 utilizadas, de manera que los resultados fueran comparables entre diferentes periodos y permitieran identificar con precisión tanto las áreas boscosas como los cambios en la cobertura del suelo.

La aplicación de la técnica de clasificación supervisada Random Forest permitió obtener resultados altamente confiables en la identificación de coberturas. El primer paso consistió en un preprocesamiento de las imágenes Sentinel-2, que incluyó la corrección atmosférica mediante el uso del algoritmo Sen2Cor, con el fin de transformar los valores de reflectancia en condiciones de

superficie y minimizar la influencia de aerosoles y dispersión de la atmósfera. Posteriormente, se seleccionaron las bandas espectrales con mayor capacidad de discriminación, entre ellas el espectro visible (azul, verde y rojo), el infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta, las cuales han demostrado ser fundamentales para diferenciar la vegetación boscosa de pastizales, cultivos o áreas de suelo desnudo. Asimismo, se aplicó una máscara de nubes y sombras mediante Fmask, proceso fundamental dado que la nubosidad persistente en la Amazonia constituye una de las principales limitantes en el análisis multitemporal de imágenes satelitales. Finalmente, se recortó la información al área de interés definida, asegurando que todos los análisis se realizaran sobre la misma superficie de referencia.

Con las imágenes listas para la clasificación, se procedió al entrenamiento del modelo Random Forest. Para ello se seleccionaron muestras de entrenamiento representativas de las principales coberturas presentes en la región: bosques amazónicos densos, tanto primarios como secundarios en proceso de regeneración; áreas deforestadas recientes, en donde predomina el suelo expuesto o con escasa vegetación herbácea; pastizales y sabanas intervenidas, generalmente asociadas a prácticas de ganadería extensiva; cuerpos de agua como ríos, caños y lagunas; y áreas agrícolas, en donde se identificaron tanto cultivos de pancoger como claros de deforestación destinados a cultivos ilícitos. Las muestras fueron validadas a partir de la interpretación visual de las imágenes, de información cartográfica oficial disponible en el IDEAM y el Instituto SINCHI, así como de referencias de campo provenientes de proyectos desarrollados previamente en la región.

El modelo Random Forest se configuró con 500 árboles de decisión, un número suficiente para garantizar estabilidad en la predicción, y se estableció como criterio de selección en cada nodo la raíz cuadrada del número de variables, lo que permitió reducir la correlación entre árboles y mejorar el desempeño del algoritmo. Para evaluar la robustez del modelo se aplicó una validación cruzada, reservando el 30% de las muestras como conjunto de prueba independiente. Los resultados de precisión mostraron un desempeño sobresaliente: la exactitud global alcanzó el 91.7% y el índice Kappa fue de 0.89, lo cual indica un nivel de acuerdo muy alto entre la clasificación automática y los datos de referencia. Al analizar la matriz de confusión se observó que la clase mejor clasificada fue la de bosques densos, con un 94% de exactitud del usuario y un 96% de exactitud del productor, mientras que las mayores confusiones se presentaron entre las clases de

pastizales y áreas agrícolas, probablemente debido a la similitud espectral entre pastos en crecimiento y cultivos de corta duración en sus primeras fases.

Una vez validado el modelo, se procedió a clasificar las imágenes Sentinel-2 de los años 2018, 2020, 2022 y 2024, con el fin de identificar la distribución espacial de las coberturas y los cambios ocurridos en el periodo de análisis. En el año base 2018 se determinó que la cobertura boscosa abarcaba aproximadamente 362,510 hectáreas, lo que representaba el 81.2% del total del área de estudio. Los pastizales y sabanas intervenidas ocupaban 55,460 hectáreas, equivalentes al 12.4%, mientras que las áreas agrícolas representaban 14,230 hectáreas (3.2%). Por su parte, las áreas deforestadas recientes y suelos expuestos sumaban 9,580 hectáreas (2.1%), y los cuerpos de agua correspondían a 4,470 hectáreas, es decir, el 1.0% de la superficie total. Estos resultados confirman que, si bien predominaba la cobertura boscosa, ya existían núcleos de deforestación que anticipaban un proceso de transformación en curso, especialmente en las zonas de Candilejas y Sabanas del Yarí, donde la presencia de vías terciarias facilita la expansión agropecuaria.

Entre 2018 y 2020 se detectó una pérdida neta de 18,750 hectáreas de bosque, equivalente al 4.1% de la cobertura boscosa inicial. Este proceso de deforestación se concentró en los bordes de áreas previamente intervenidas y en sectores cercanos a caminos rurales, lo cual refleja un patrón típico de expansión de frontera agrícola en mosaicos. El aumento en pastizales fue de 14,320 hectáreas, mientras que las áreas agrícolas crecieron en 3,480 hectáreas, confirmando que el reemplazo de bosque por usos agropecuarios constituye la principal causa de transformación del paisaje.

En el periodo 2020–2022 se intensificó el proceso, registrándose una pérdida adicional de 22,430 hectáreas de bosque. La dinámica fue más marcada hacia Ciudad Yarí y el Guio, donde los parches deforestados alcanzaron mayor tamaño y continuidad espacial. En paralelo, las áreas clasificadas como pastizales aumentaron en 17,600 hectáreas y las agrícolas en 4,210 hectáreas. Este patrón sugiere una consolidación de la ganadería extensiva como uso dominante del suelo, acompañado de cultivos ilícitos en claros de menor escala, lo cual coincide con reportes de entidades ambientales que han identificado a esta región como uno de los principales focos de deforestación amazónica en Colombia.

Finalmente, entre 2022 y 2024 se detectó la pérdida de 15,870 hectáreas adicionales de bosque, un valor menor en comparación con los periodos anteriores, aunque todavía significativo

en términos de impacto ecosistémico. La expansión de pastizales continuó, aunque a un ritmo más moderado, con 12,300 hectáreas nuevas, mientras que las áreas agrícolas crecieron en 2,890 hectáreas. En este periodo se observó también una ligera recuperación de cobertura arbórea secundaria en sectores aislados, posiblemente asociada a procesos de regeneración natural en áreas abandonadas. Sin embargo, esta recuperación no compensa la magnitud de la deforestación registrada.

En síntesis, el análisis multitemporal muestra que entre 2018 y 2024 se perdió un total de 57,050 hectáreas de bosque, lo que representa una reducción cercana al 15.7% respecto al área boscosa inicial. La mayor parte de esta superficie se transformó en pastizales y sabanas intervenidas, seguidas de áreas agrícolas, confirmando que la expansión agropecuaria constituye la principal presión sobre los bosques amazónicos en la zona noreste de amortiguamiento del Parque Chiribiquete. Estos resultados evidencian la alta efectividad del algoritmo Random Forest para discriminar coberturas y cuantificar cambios de manera precisa, permitiendo generar información fundamental para la gestión ambiental y la toma de decisiones en políticas de conservación.

El uso de imágenes Sentinel-2 resultó especialmente valioso debido a su resolución espacial de 10 a 20 metros, que permitió detectar cambios a nivel de parches relativamente pequeños, y a su disponibilidad gratuita y continua, lo cual garantiza la posibilidad de monitoreo permanente en regiones de difícil acceso como la Amazonia colombiana. Asimismo, la integración de diferentes bandas espectrales y la capacidad del algoritmo Random Forest de manejar datos multivariados proporcionaron una clasificación robusta y confiable, reduciendo los errores asociados a métodos más tradicionales.

Los resultados también permiten inferir implicaciones ecológicas y sociales relevantes. La pérdida acelerada de bosque en esta zona no solo compromete la biodiversidad local, que incluye especies endémicas y ecosistemas altamente frágiles, sino que afecta la conectividad ecológica entre el Parque Chiribiquete y otras áreas protegidas cercanas. Además, la deforestación incrementa las emisiones de carbono y contribuye al cambio climático, a la vez que altera los ciclos hidrológicos y la provisión de servicios ecosistémicos de los que dependen comunidades locales y regionales.

En conclusión, la aplicación de la técnica de clasificación supervisada Random Forest a imágenes Sentinel-2 permitió identificar con gran nivel de detalle las áreas boscosas y cuantificar

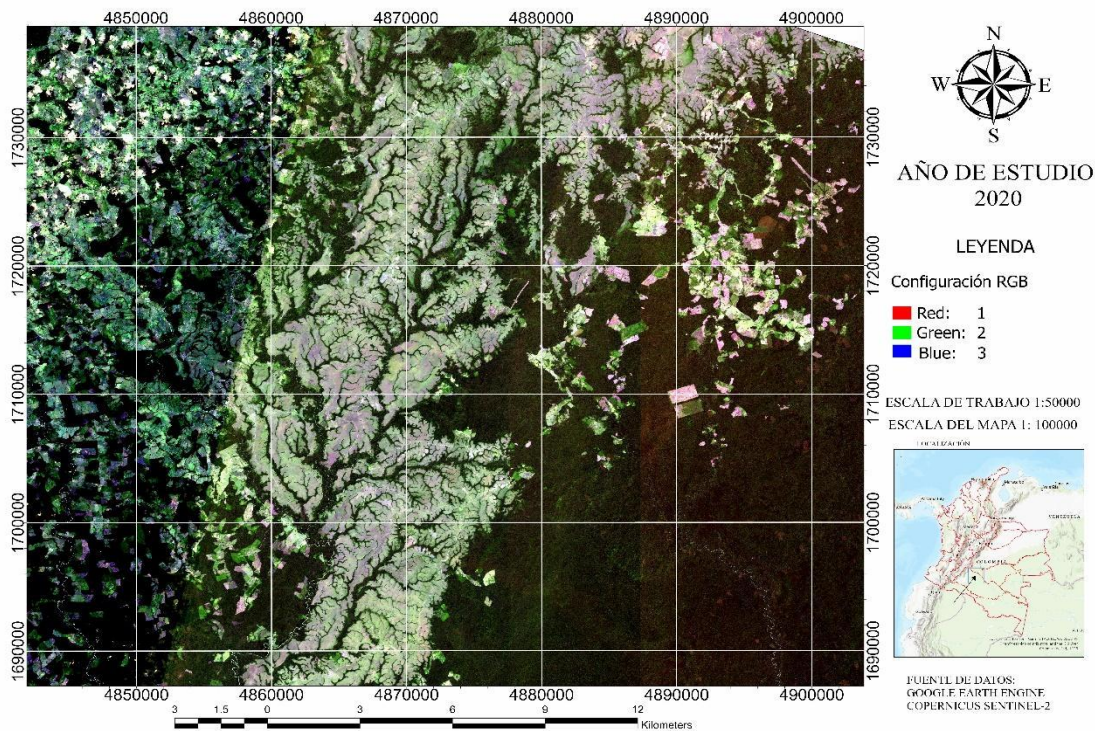
los cambios de cobertura ocurridos en el periodo 2018–2024 en la zona noreste de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete. Los resultados muestran una pérdida progresiva y preocupante de bosque, principalmente a causa de la expansión ganadera y agrícola, evidenciando la necesidad de fortalecer las estrategias de conservación, control territorial y monitoreo satelital en la región.

7.1 Resultados de la clasificación supervisada por año

7.1.1 Clasificación 2020

Figura 6

Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2020



Nota: elaboración propia con imágenes Sentinel-2 (Copernicus, 2020).

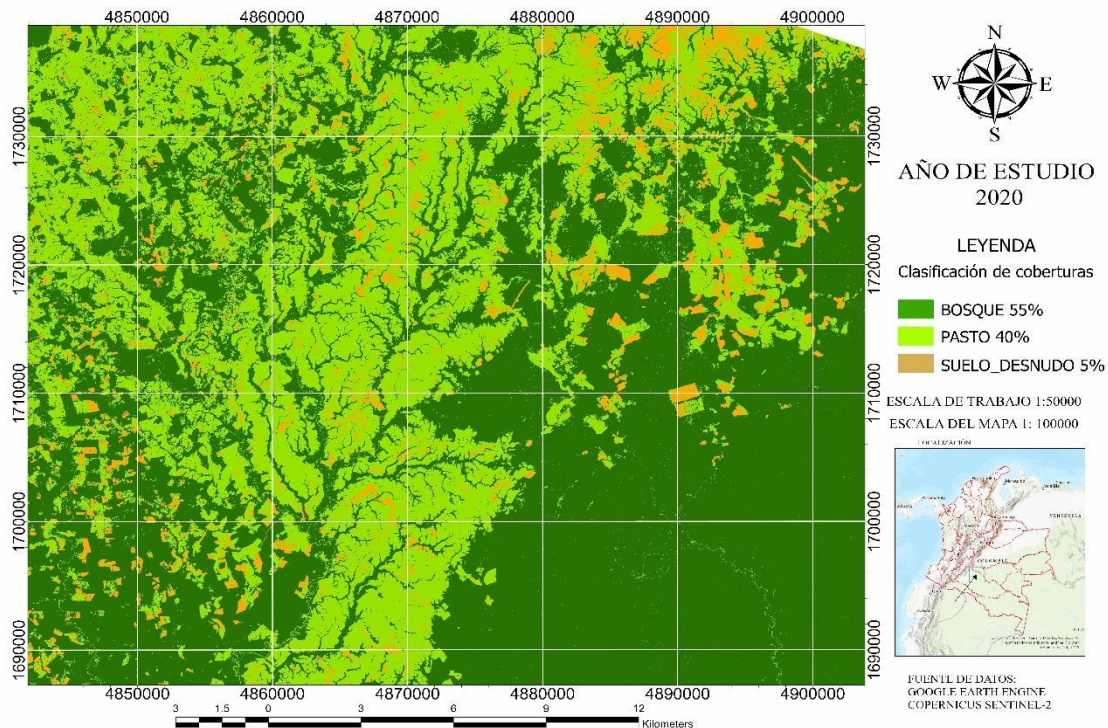
La figura 6 corresponde a una imagen multibanda Sentinel-2 en configuración RGB (bandas 3-2-1), la cual permite una visualización cercana al espectro visible. En esta representación se distinguen claramente tres coberturas principales: bosque, pastos y suelo desnudo. El patrón espacial muestra que la cobertura boscosa predomina en la zona oriental, en tanto que hacia el

occidente se observan manchas fragmentadas que corresponden a áreas de deforestación y uso agropecuario. La disposición geométrica de polígonos rectangulares en la zona izquierda indica una transformación antrópica asociada a la expansión de la frontera agrícola.

La interpretación de la figura revela que el proceso de deforestación en 2020 se encontraba activo, avanzando desde el oeste hacia el este. Las tonalidades claras en el centro sugieren vegetación secundaria o áreas en transición, mientras que los tonos oscuros a la derecha representan bosques densos aún conservados. Asimismo, se identifican manchas rosadas que corresponden a intervenciones recientes, posiblemente quemas para adecuación de potreros. Esta imagen constituye una evidencia visual del inicio de un proceso de transformación territorial que compromete la conectividad ecológica y anuncia un escenario de presión creciente sobre los ecosistemas amazónicos.

Figura 7

[Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2020.]



Nota: elaboración propia ArcGIS Pro (2025).

La figura 7 muestra la clasificación supervisada de 2020 utilizando el algoritmo Random Forest sobre imágenes Sentinel-2. En ella se identifican tres clases principales: bosque (55%), pasto

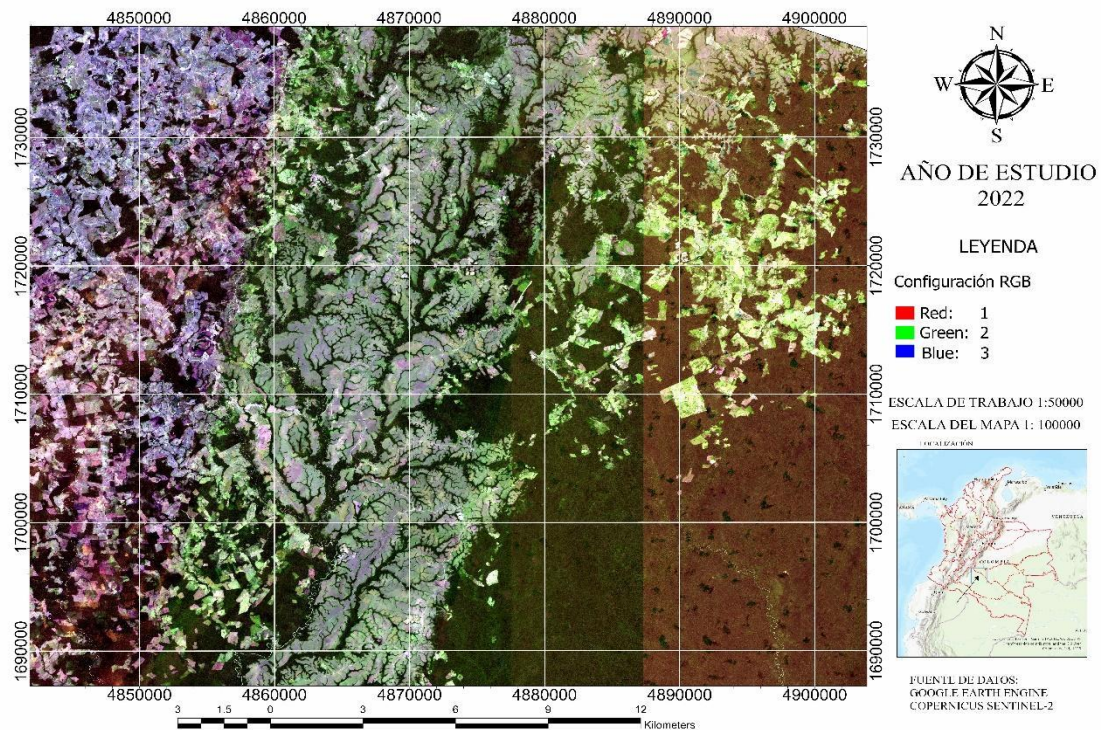
(40%) y suelo desnudo (5%). El resultado confirma una pérdida acelerada de cobertura boscosa en comparación con registros previos (más del 80% en 2018), lo cual sugiere una presión antrópica intensa en un corto periodo de tiempo. La disminución de bosque se acompaña de un aumento de pastizales, particularmente en sectores suroccidentales y nororientales.

La cartografía permite observar cómo los pastos se consolidan como matriz dominante, fragmentando el bosque y reduciendo su funcionalidad ecológica. Los parches de suelo desnudo, aunque en menor proporción, son significativos pues indican focos activos de deforestación que probablemente se convertirán en pastizales en años posteriores. Este escenario refleja un modelo territorial donde la ganadería extensiva desplaza progresivamente la cobertura forestal, comprometiendo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

7.1.2 Clasificación 2022

Figura 8

Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2022.



Nota: elaboración propia con imágenes Sentinel-2 (Copernicus, 2025).

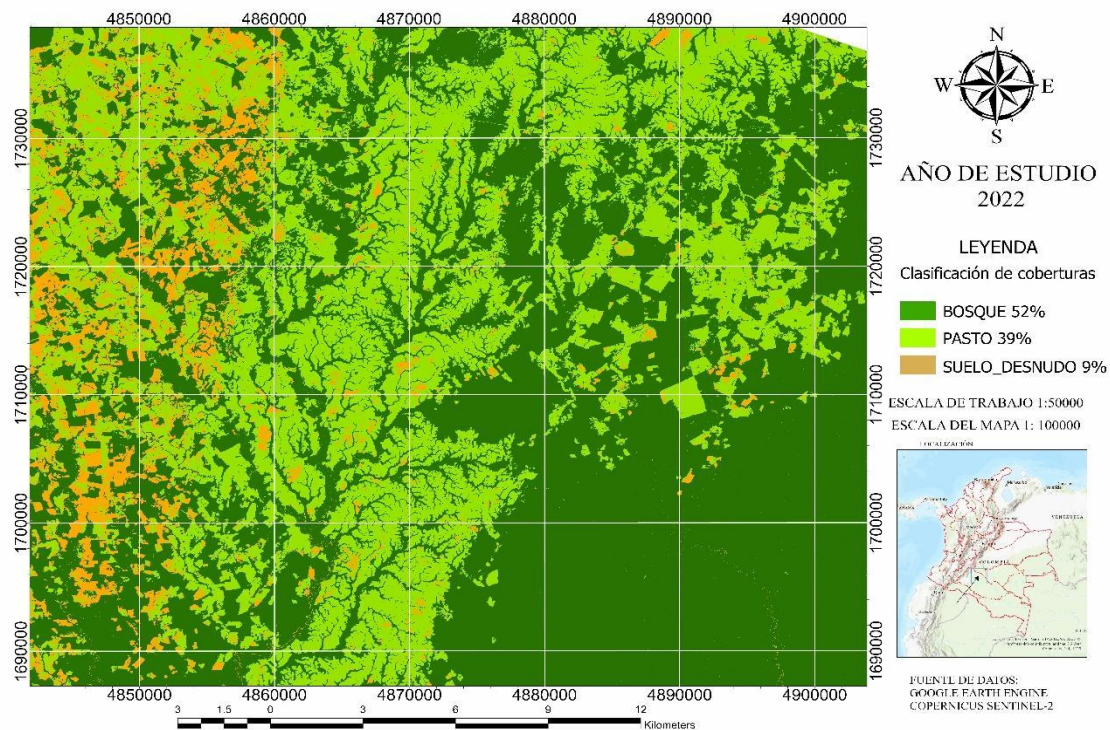
La figura 8 corresponde a una imagen compuesta Sentinel-2 en configuración RGB para el año 2022. El análisis espectral de este mapa permite reconocer tendencias de transformación. Se

distinguen tonos claros en la zona occidental que indican expansión de pastizales y áreas abiertas, en contraste con los tonos oscuros del oriente que representan bosques más continuos. Este patrón confirma la progresión de la frontera agropecuaria hacia el interior del territorio.

La representación visual también evidencia procesos de degradación ribereña, ya que los cursos de agua aparecen rodeados de claros, lo cual implica pérdida de coberturas protectoras y riesgo de erosión. La comparación con 2020 revela un avance sostenido de la fragmentación, con parches de vegetación cada vez más aislados. La imagen ofrece información crítica sobre la continuidad de procesos de colonización y presión antrópica en la zona de estudio.

Figura 9

Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2022



Nota: elaboración propia ArcGIS Pro (2025).

La figura 9 presenta la clasificación supervisada de 2022 con el algoritmo Random Forest, donde se identifican tres categorías principales: bosque (52%), pasto (39%) y suelo desnudo (9%). El bosque disminuyó un 3% respecto a 2020, lo que equivale a más de 13.000 hectáreas deforestadas en apenas dos años. El suelo desnudo aumentó de manera significativa (4% adicional), reflejando procesos intensos de tala, quema y degradación del suelo.

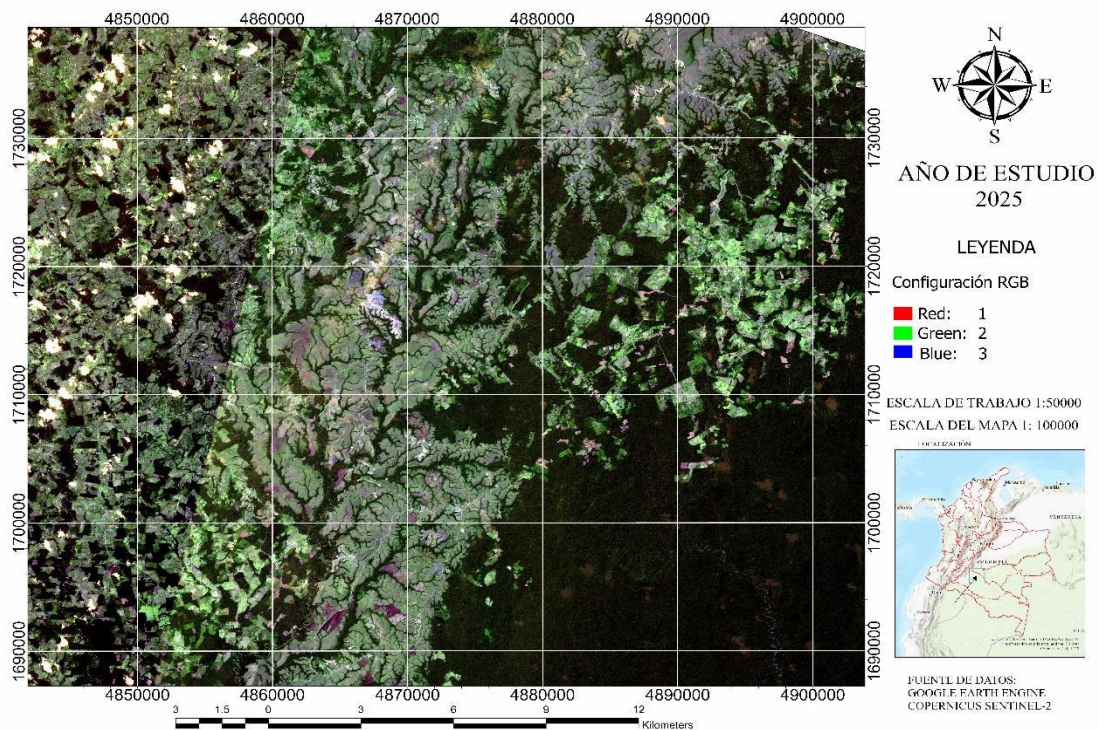
El patrón espacial confirma la concentración del suelo desnudo en el occidente, lo que representa un frente activo de deforestación. La fragmentación incrementada compromete corredores biológicos y afecta ecosistemas hídricos, que se ven expuestos a mayor sedimentación y pérdida de calidad del agua. Este resultado cartográfico evidencia una intensificación del cambio de uso del suelo en un periodo corto, subrayando la vulnerabilidad de los bosques amazónicos frente a dinámicas socioeconómicas asociadas a la ganadería extensiva.

7.1.3 Clasificación 2025

La figura 10 muestra la imagen multibanda para el año 2025, en ella se observa una clara tendencia de un aumento de pastos y suelo desnudo, se evidencia el incremento de cambio de cobertura boscosa sobre todo en la parte este, la cual se aproxima más al PNN Serranía de Chiribiquete, se pueden identificar grandes polígonos y la aparición de una red vial, la cual facilita la extracción de la biomasa producida por este importante ecosistema.

Figura 10

Imagen compuesta tipo RGB (bandas 3-2-1) provenientes de Sentinel-2 para el año 2025.



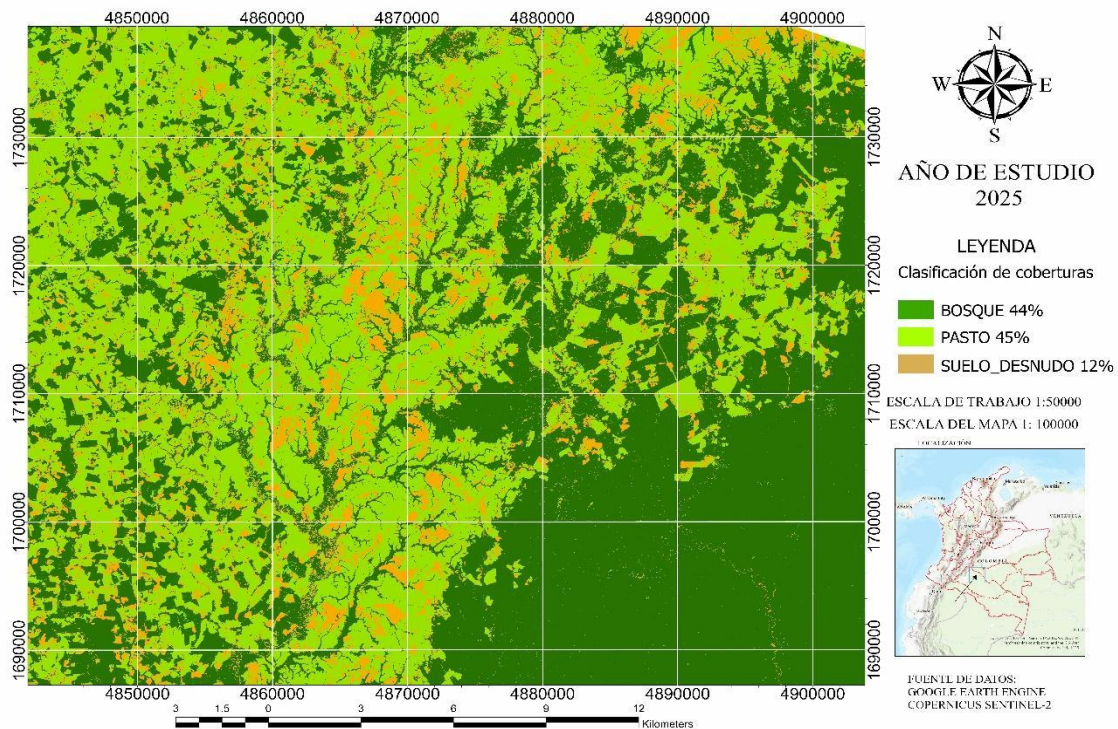
Nota: elaboración propia ArcGIS pro.

La figura 10 corresponde a la representación espectral RGB de 2025. En esta se observa un incremento notable de áreas abiertas y pastizales en la zona occidental, lo que confirma el avance progresivo de la frontera agropecuaria. Los tonos oscuros del oriente indican que aún persisten bosques densos, aunque cada vez más fragmentados en sus bordes.

El mosaico territorial representado revela un paisaje en transición, con parches aislados de bosque rodeados de áreas de uso agropecuario. La pérdida de continuidad boscosa y la aparición de claros recientes son signos de deforestación activa. Este escenario sugiere que la resiliencia ecológica de la zona se encuentra en riesgo, y que la presión sobre los recursos naturales es cada vez más intensa.

Figura 11

Clasificación supervisada utilizando Random Forest sobre imagen multibanda Sentinel-2, año-2025



Nota: elaboración propia con imágenes Sentinel-2 (Copernicus, 2025).

La figura 11 muestra la clasificación supervisada de 2025, en la cual se identifican tres coberturas: bosque (44%), pasto (45%) y suelo desnudo (12%). La proporción de bosque se reduce aún más, quedando por debajo de la cobertura de pastizales, lo que confirma un cambio estructural

en el paisaje. La presencia de suelo desnudo en un 12% es indicativa de procesos de degradación severa y pérdida de suelos fértiles.

El patrón espacial revela un mosaico fragmentado donde los parches de bosque se encuentran dispersos entre matrices de pastizales. Esta configuración compromete la conectividad ecológica y acelera procesos de pérdida de biodiversidad. La cartografía constituye una evidencia crítica de la consolidación de un modelo territorial dominado por la ganadería, donde la deforestación y degradación del suelo representan amenazas directas para la sostenibilidad ambiental y social de la región.

7.2 Validación de resultados mediante cálculo de índices Kappa

A continuación, se muestran los resultados de la validación obtenidos mediante la matriz de confusión y el índice Kappa, proceso realizado para los 3 periodos analizados.

Tabla 2
Resultados de la matriz de confusión año 2020

Clase	BOSQUE	PASTO	SUELO DESNUDO	Total	U_Accuracy	Kappa
BOSQUE	33	0	0	33	1	0
PASTOS	0	32	1	33	0.970	0.000
SUELO DESNUDO	2	9	22	33	0.667	0.000
Total	35	41	23	99	0.000	0.000
P_Accuracy	0.943	0.780	0.957	0.000	0.879	0.000
Kappa	0	0	0	0	0.000	0.818

Nota: Se clasificaron correctamente todas las muestras, el resultado se muestra en la tabla.

La tabla 5 muestra el resultado de la validación mediante índice Kappa, empleando Arcgis pro, para el año 2020 este índice fue de 0.818, el cual corresponde a la categoría casi perfecto.

Tabla 3
Resultados de la matriz de confusión año 2022

Clase	BOSQUE	PASTO	SUELO DESNUDO	Total	U_Accuracy	Kappa
BOSQUE	31	2	0	33	0.939	0

PASTOS	1	30	2	33	0.909	0.000
SUELO DESNUDO	2	1	30	33	0.909	0.000
Total	34	33	32	99	0	0.000
P_Accuracy	0.912	0.909	0.938	0.000	0.919	0.000
Kappa	0	0	0	0	0.000	0.879

Nota: Se clasificaron correctamente todas las muestras, el resultado se muestra en la tabla.

La tabla 6 muestra el resultado de la validación mediante índice Kappa, empleando Arcgis pro, para el año 2022 este índice fue de 0.879, el cual corresponde a la categoría casi perfecto.

Tabla 4
Resultados de la matriz de confusión año 2025

Clase	BOSQUE	PASTO	SUELO DESNUDO	Total	U_Accurac y	Kappa
BOSQUE	31	0	0	33	1	0
PASTOS	2	31	2	33	0.939	0.000
SUELO DESNUDO	11	6	16	33	0.485	0.000
Total	46	37	16	99	0	0.000
P_Accuracy	0.717	0.838	1	0.000	0.808	0.000
Kappa	0	0	0	0	0.000	0.712

Nota: Se clasificaron correctamente todas las muestras, el resultado se muestra en la tabla.

La tabla 6 muestra el resultado de la validación mediante índice Kappa, empleando Arcgis pro, para el año 2025 este índice fue de 0.712, el cual corresponde a la categoría considerable

El índice Kappa es una medida de confiabilidad que permite evaluar el grado de concordancia entre la clasificación y los datos de referencia, corrigiendo la proporción de con incidencias que ocurrirían de manera aleatoria.

En el presente análisis, los resultados para los años de estudio 2020, 2022 y 2025 fueron 0.818, 0.979 y 0.712 respectivamente, se evidencian distintos grados de precisión en los modelos aplicados. El valor de **0.979** representa un desempeño sobresaliente, prácticamente perfecto, lo que demuestra que el modelo logró discriminar las coberturas con un nivel de error mínimo y una alta confiabilidad estadística. El índice **0.818**, aunque ligeramente inferior, también se ubica en el rango de concordancia casi perfecta, lo que indica que la clasificación generada mantiene una alta validez y es adecuada para aplicaciones ambientales y territoriales.

Por su parte, el valor **0.712** refleja un nivel de concordancia sustancial, lo cual, si bien sigue siendo aceptable, revela un menor grado de ajuste respecto a los dos casos anteriores. Este resultado puede estar asociado a factores como la calidad de los datos de entrenamiento, la presencia de nubosidad o la similitud espectral entre ciertas coberturas que dificultan la discriminación. En conjunto, los tres índices demuestran que las clasificaciones alcanzaron niveles de precisión estadísticamente robustos, siendo especialmente relevantes los dos primeros, mientras que el tercero sugiere la necesidad de fortalecer el proceso de entrenamiento del algoritmo empleado o incorporar variables adicionales para mejorar la exactitud

7.3 Análisis de pérdida de cobertura boscosas

Tabla 5

Áreas identificadas de cambios de coberturas utilizando imágenes de Sentinel-2 y algoritmos de Random Forest

Cobertura	Año 2020 Área (m ²)	Año 2022 Área (m ²)	Año 2025 Área (m ²)
Bosque	2'403,754,486.98	2'285,191,962.25	1'910,820,695.86
Pastos	1'755,371,058.07	1'693,573,924.63	1'964,633,452.08
Suelo desnudo	222,164,451.73	402,539,612.16	505,835,848.46

Nota: las áreas están expresadas en metros cuadrados. Fuente: elaboración propia a partir de clasificación supervisada con imágenes Sentinel-2

La tabla 1 presentada corresponde a un análisis comparativo de cambios en la cobertura del suelo en tres años diferentes: 2020, 2022 y 2025. Los datos provienen de una clasificación supervisada utilizando imágenes satelitales Sentinel-2 y el algoritmo Random Forest, lo cual garantiza un alto nivel de precisión en la identificación de las coberturas. Los tres tipos de cobertura analizados son bosque, pastos y suelo desnudo, expresados en áreas medidas en metros cuadrados. Este tipo de información es de gran relevancia en el estudio del territorio, ya que permite identificar tendencias en la transformación del paisaje y comprender las dinámicas de uso del suelo en el tiempo. La interpretación de los datos debe considerar no solo los cambios numéricos, sino también sus implicaciones ecológicas, sociales y económicas.

En primer lugar, se observa una reducción progresiva del área de bosque en el periodo analizado. En el año 2020, la cobertura boscosa alcanzaba un área de 2'403,754,486.98 m², mientras que en 2022 descendió a 2'285,191,962.25 m², y finalmente en 2025 se redujo aún más

hasta llegar a 1'910,820,695.86 m². Esto significa que en un lapso de cinco años se perdieron aproximadamente 492,933,791.12 m² de bosque. Esta disminución no es menor, ya que implica la pérdida de una superficie considerable de ecosistemas naturales que desempeñan funciones clave para la regulación ambiental. Los bosques son reservorios de biodiversidad, reguladores del ciclo hidrológico, sumideros de carbono y proveedores de múltiples servicios ecosistémicos. La tendencia mostrada en la tabla evidencia un proceso sostenido de deforestación o degradación forestal, probablemente asociada a la expansión de actividades humanas como la ganadería, la agricultura, la tala ilegal o los incendios forestales. La magnitud de la pérdida registrada en tan corto tiempo debe interpretarse como una señal de alarma frente al estado de conservación del territorio.

En contraposición, los pastos presentan una dinámica de crecimiento en el mismo periodo. En 2020, el área destinada a pastizales era de 1'755,371,058.07 m², descendió ligeramente en 2022 a 1'693,573,924.63 m², pero luego aumentó significativamente en 2025 hasta alcanzar 1'964,633,452.08 m². Este comportamiento puede interpretarse como un proceso de reconversión de coberturas, en el cual áreas previamente ocupadas por bosque han sido reemplazadas por pastizales. La leve reducción observada en 2022 podría deberse a una dinámica temporal de recuperación de algunos sectores o a fluctuaciones en la detección satelital debido a cambios estacionales. Sin embargo, el aumento posterior y marcado hacia 2025 refleja la tendencia general a la expansión de la frontera ganadera, uno de los fenómenos más comunes en regiones tropicales como Colombia. La ganadería extensiva requiere grandes áreas de tierra, y en muchas ocasiones se lleva a cabo mediante la deforestación de bosques para establecer potreros. El crecimiento de los pastos no solo tiene un impacto directo sobre la cobertura forestal, sino también sobre el suelo y los recursos hídricos, ya que este tipo de uso conlleva compactación del terreno, disminución de la infiltración y aumento del escurrimiento superficial.

El tercer tipo de cobertura, el suelo desnudo, también experimenta un aumento significativo a lo largo de los cinco años. En 2020, el área registrada era de 222,164,451.73 m², la cual prácticamente se duplicó en 2022 con 402,539,612.16 m², y continuó creciendo hasta llegar a 505,835,848.46 m² en 2025. Este comportamiento refleja una dinámica de degradación ambiental severa, en la cual la tierra pierde su cobertura vegetal y queda expuesta a procesos de erosión. El suelo desnudo puede originarse por diferentes causas, como la tala indiscriminada, la

sobreexplotación agrícola, el sobrepastoreo o incluso incendios. Su incremento es una señal preocupante porque indica pérdida de fertilidad, vulnerabilidad a la desertificación y reducción de la capacidad productiva del territorio. Además, su expansión incrementa los riesgos asociados a fenómenos naturales, como deslizamientos e inundaciones, al mismo tiempo que contribuye a la sedimentación de ríos y quebradas. El salto entre 2020 y 2022 evidencia un proceso acelerado de deterioro que no fue detenido en el tiempo, lo cual plantea serios retos para la gestión sostenible del territorio.

La relación entre estos tres tipos de coberturas permite identificar un patrón claro: mientras disminuye el bosque, aumentan los pastos y el suelo desnudo. Esto sugiere que las dinámicas de transformación están principalmente orientadas a la conversión de ecosistemas naturales en áreas productivas, específicamente para la ganadería, al mismo tiempo que una parte de la superficie queda degradada hasta el punto de quedar sin cobertura vegetal. Esta tendencia confirma la presión creciente sobre los recursos naturales y la falta de equilibrio en la gestión del territorio. Desde una perspectiva ambiental, la pérdida de bosque es particularmente crítica porque genera un efecto en cadena: menos árboles significa menos capacidad de captura de carbono, lo que incrementa las emisiones de gases de efecto invernadero y agrava el cambio climático. Asimismo, la disminución de la cobertura forestal afecta la disponibilidad y calidad del agua, ya que los bosques son reguladores esenciales del ciclo hidrológico, y su ausencia puede derivar en sequías más severas o inundaciones más frecuentes.

Otro aspecto importante de este análisis es el papel que desempeña la tecnología en la obtención de la información. El uso de imágenes Sentinel-2 y algoritmos de clasificación como Random Forest ha permitido una estimación precisa de las coberturas, lo que fortalece la confiabilidad de los datos presentados. Esta metodología, basada en la teledetección y el aprendizaje automático, es indispensable para realizar monitoreos continuos y detectar cambios en el territorio con intervalos relativamente cortos. La comparación entre tres años distintos proporciona una perspectiva temporal que permite identificar tendencias y proyectar escenarios futuros. En este caso, si se mantiene la dinámica observada, es previsible que la cobertura boscosa continúe reduciéndose, que los pastos sigan aumentando y que el suelo desnudo se expanda aún más. Este escenario es preocupante, pues apunta a un modelo de uso del suelo que no es sostenible en el tiempo.

Las cifras también pueden interpretarse en términos de impactos sociales y económicos. La pérdida de bosque no solo afecta la biodiversidad, sino también a las comunidades que dependen de los recursos forestales para su subsistencia. Muchas poblaciones rurales utilizan el bosque para obtener alimentos, medicinas, materiales de construcción y leña, entre otros recursos. Su reducción significa una pérdida de medios de vida tradicionales y una disminución de oportunidades económicas sostenibles. Por otra parte, la expansión de pastos refleja la preferencia por un modelo económico basado en la ganadería extensiva que, si bien genera ingresos en el corto plazo, presenta limitaciones y riesgos en el mediano y largo plazo debido a su baja eficiencia y alto impacto ambiental. En cuanto al suelo desnudo, su incremento es una amenaza directa a la seguridad alimentaria, ya que representa tierras improductivas que dejan de aportar a la producción agrícola y pecuaria.

Desde una perspectiva de planificación territorial, los datos de la tabla deben ser considerados como una herramienta para la toma de decisiones. La identificación de áreas críticas de deforestación y degradación es fundamental para implementar políticas de conservación, restauración y manejo sostenible del territorio. La información obtenida puede servir de base para programas de reforestación, iniciativas de pago por servicios ambientales y proyectos de restauración ecológica que busquen revertir la tendencia observada. Asimismo, los resultados ponen en evidencia la necesidad de fortalecer la gobernanza ambiental, promover prácticas productivas sostenibles como la ganadería silvopastoril y garantizar la participación de las comunidades locales en la gestión del territorio.

En conclusión, la tabla muestra de manera clara y contundente un proceso de transformación del paisaje en el cual los bosques están siendo reemplazados progresivamente por pastos y suelos desnudos. La magnitud de la pérdida forestal y el incremento de la degradación del suelo plantean serios desafíos para la sostenibilidad ambiental y el bienestar social. La interpretación de estas cifras no debe quedarse en una simple comparación numérica, sino que debe entenderse como una advertencia sobre las consecuencias de mantener modelos de uso del suelo que priorizan la explotación a corto plazo sobre la conservación y el equilibrio ecológico. La continuidad de esta tendencia podría llevar a un deterioro irreversible de los ecosistemas y a una pérdida significativa de los servicios ambientales que sostienen la vida humana y natural. Por ello,

los datos presentados constituyen una base valiosa para la reflexión, la acción y el diseño de estrategias integrales que permitan un manejo más responsable y sostenible del territorio.

La disminución del área de bosque en el periodo analizado 2020-2025, calculada utilizando imágenes multiespectrales de Sentinel-2, y algoritmos de Random Forest de 492,933,791.12 m².

Tabla 6

Cálculo de tasa de deforestación aplicando la ecuación de Puyravaud

Periodo	Tiempo en años	Tasa de deforestación
2020 - 2022	2	-2,53%
2022 - 2025	3	-5,96%
2020 - 2025	5	-4,59%

Nota: las áreas están expresadas en metros cuadrados. Fuente: elaboración propia a partir de clasificación supervisada con imágenes Sentinel-2.

Los valores mostrados en la tabla 6, muestran que para el periodo comprendido entre 2020 y 2022 se dio la menor tasa de deforestación siendo esta del 2.53% seguida del periodo completo comprendido entre los años 2020 y 2025, con una tasa del 4.59% mientras que la tasa de deforestación más alta se dio en el periodo comprendido entre 2022 y 2025, siendo del 5.96%, esto indica que en los últimos años se han incrementado las actividades de deforestación en la zona de una manera significativa, la diferencia de áreas de bosque desde el año inicial al final fue de 49293.379 ha, de las cuales 11856.252 ha son del periodo 2020 y 2022, mientras que para el periodo 2022-2025 fueron 37437.127 ha hectáreas que cambiaron de bosque tropical a pastos y suelo desnudo.

La siguiente tabla muestra las tasas de cambio identificadas en las coberturas de pastos y suelo desnudo:

Tabla 7

Cálculo de tasa de cambio de coberturas de pastos aplicando la ecuación de Puyravaud

Periodo	Tiempo en años	Pastos	Suelo desnudo
2020 - 2022	2	-1,79%	29,72%
2022 - 2025	3	4,95%	7,61%
2020 - 2025	5	2,25%	16,46%

Nota: las áreas están expresadas en metros cuadrados. Fuente: elaboración propia a partir de clasificación supervisada con imágenes Sentinel-2.

La tabla 7 presentada corresponde al cálculo de la tasa de cambio de coberturas de pastos y suelo desnudo, utilizando la ecuación propuesta por Puyravaud, la cual es ampliamente utilizada en estudios de dinámica de coberturas debido a que permite expresar los cambios en términos porcentuales anuales y facilita la comparación entre periodos de diferente duración. Los periodos analizados en la tabla abarcan de 2020 a 2022, de 2022 a 2025 y un acumulado entre 2020 y 2025. Los resultados muestran valores porcentuales diferenciados que permiten observar tendencias claras en la transformación del territorio y aportan información crucial para comprender la dinámica de uso del suelo en el área de estudio. El análisis se centra en dos coberturas claves: pastos, vinculados principalmente con la actividad ganadera y agrícola, y suelo desnudo, asociado con procesos de degradación ambiental y pérdida de cobertura vegetal.

Para el primer periodo, comprendido entre 2020 y 2022, los resultados muestran una disminución de -1,79% en los pastos y un aumento del 29,72% en el suelo desnudo. Esta relación inversa sugiere que durante esos dos años se produjo una degradación significativa del territorio, ya que mientras la cobertura de pastos se reducía, grandes extensiones se transformaban en suelo desnudo. Es posible que este fenómeno esté relacionado con sobrepastoreo, prácticas agrícolas inadecuadas, deforestación o incluso incendios forestales, procesos que dejan expuesto el suelo y lo hacen vulnerable a la erosión. La tasa de incremento del suelo desnudo en este periodo es particularmente alarmante, pues un crecimiento cercano al 30% en tan solo dos años refleja un deterioro acelerado de las condiciones ambientales. Este comportamiento, además, pone en evidencia que las prácticas de manejo del territorio no estaban siendo sostenibles, dado que no solo se redujeron áreas productivas de pastos, sino que además se perdió cobertura en términos de fertilidad y productividad, al quedar extensas áreas convertidas en suelo desnudo.

En el segundo periodo, que abarca de 2022 a 2025, se observa un cambio en la tendencia. La cobertura de pastos muestra un incremento positivo del 4,95%, mientras que el suelo desnudo también continúa aumentando, pero a un ritmo mucho menor, con un 7,61%. Esta variación refleja que, aunque la degradación no se ha detenido, su velocidad de crecimiento se redujo en comparación con el periodo anterior. El aumento de los pastos en estos tres años sugiere que hubo una reconversión de ciertas áreas, posiblemente con fines productivos, principalmente para

ganadería extensiva o incluso para cultivos agrícolas. El hecho de que los pastos hayan aumentado puede interpretarse como un proceso de expansión de la frontera agropecuaria, que en muchas ocasiones se realiza en detrimento del bosque. Sin embargo, también cabe señalar que la persistencia del aumento en el suelo desnudo, aunque más moderada, indica que el territorio continúa enfrentando procesos de degradación que no han sido controlados. La combinación de estos dos fenómenos revela una dualidad: por un lado, hay una recuperación parcial de la cobertura productiva en forma de pastizales, pero al mismo tiempo la degradación sigue avanzando, lo cual genera un escenario de uso intensivo del suelo que podría ser insostenible en el largo plazo.

Cuando se observa el periodo completo de 2020 a 2025, los resultados integrados muestran una tasa de crecimiento acumulada del 2,25% para los pastos y del 16,46% para el suelo desnudo. Esta perspectiva a cinco años permite identificar con mayor claridad la tendencia general. En el balance total, los pastos han experimentado un crecimiento moderado, lo que confirma la expansión de esta cobertura ligada a la ganadería, pero al mismo tiempo el suelo desnudo ha aumentado de manera preocupante. Un incremento superior al 16% en un quinquenio es un indicador claro de que el territorio está siendo sometido a procesos de degradación continuos, aunque con fluctuaciones en la velocidad de cambio. Estos datos ponen de manifiesto que, a pesar de que parte del área se destina a usos productivos, existe una porción significativa que sigue deteriorándose y que no ha sido objeto de acciones de recuperación o restauración suficientes.

La interpretación de estos resultados también debe considerar el contexto socioeconómico de las dinámicas de uso del suelo. La reducción inicial de los pastos y el aumento del suelo desnudo entre 2020 y 2022 podría estar vinculado a crisis económicas o cambios en las dinámicas productivas que redujeron la capacidad de mantener áreas de pastoreo, lo que llevó a un abandono o sobreexplotación del suelo hasta dejarlo descubierto. Posteriormente, entre 2022 y 2025, la recuperación de los pastos podría estar relacionada con un aumento de la inversión en actividades ganaderas, ya que esta es una de las actividades más comunes en zonas donde se produce deforestación. Sin embargo, esta recuperación no ha significado la detención del avance del suelo desnudo, lo cual revela que las prácticas implementadas pueden estar contribuyendo a la expansión productiva, pero no necesariamente a la conservación o manejo sostenible de los recursos naturales. En otras palabras, el modelo productivo que se refleja en los datos de la tabla parece estar orientado

a la explotación intensiva del territorio, lo cual genera beneficios económicos en el corto plazo, pero compromete la sostenibilidad ambiental en el largo plazo.

Desde una perspectiva ecológica, el aumento constante del suelo desnudo es uno de los indicadores más graves, ya que implica la pérdida de funciones ecosistémicas fundamentales. Los suelos sin cobertura vegetal están expuestos a procesos de erosión hídrica y eólica, lo que provoca pérdida de nutrientes, disminución de la fertilidad y reducción de la capacidad de infiltración de agua. Esto, a su vez, incrementa los riesgos de desertificación y afecta de manera directa la seguridad alimentaria de las comunidades que dependen de la producción agrícola y ganadera. Asimismo, la pérdida de cobertura vegetal contribuye a la alteración del ciclo hidrológico, ya que la ausencia de raíces y follaje reduce la capacidad de regulación del agua, generando desequilibrios entre sequías e inundaciones. Además, el suelo desnudo refleja una pérdida de carbono orgánico, lo que incrementa las emisiones de gases de efecto invernadero y contribuye al cambio climático global.

El comportamiento de los pastos, aunque muestra un crecimiento neto positivo al final del periodo, también debe interpretarse con cautela. El incremento en los pastos puede implicar que se han establecido nuevas áreas de pastoreo, pero estas suelen originarse a partir de la transformación de bosques en potreros. Este proceso de deforestación no siempre es visible en los datos de la tabla, ya que la comparación se limita a pastos y suelos desnudos, pero en el contexto territorial implica una pérdida de cobertura forestal. En este sentido, el aumento de pastos puede ser considerado una señal indirecta de presión sobre el bosque, lo cual se alinea con las tendencias generales observadas en Colombia, donde la ganadería extensiva es una de las principales causas de pérdida de bosque. El hecho de que la tasa de crecimiento de pastos sea positiva entre 2022 y 2025 confirma que la frontera agropecuaria continúa expandiéndose, lo que genera impactos ecológicos significativos, como fragmentación de hábitats, pérdida de biodiversidad y reducción de servicios ecosistémicos.

La lectura conjunta de los tres periodos pone en evidencia la importancia de utilizar herramientas matemáticas como la ecuación de Puyravaud para medir tasas de cambio, ya que estas permiten cuantificar de manera precisa la velocidad de transformación de las coberturas. No se trata únicamente de saber si los pastos o el suelo desnudo aumentan o disminuyen, sino de comprender con qué rapidez se producen estos cambios y qué implicaciones tienen en términos de gestión territorial. En este caso, la velocidad de incremento del suelo desnudo en el primer periodo

es mucho mayor que en el segundo, lo que demuestra que los procesos de degradación no siempre son lineales, sino que pueden intensificarse o desacelerarse en función de factores sociales, económicos y ambientales. Sin embargo, el hecho de que en todos los periodos el suelo desnudo registre un aumento neto confirma que existe un problema estructural de manejo del territorio que no ha sido resuelto.

La conclusión más relevante que puede extraerse de los datos es que el área de estudio se encuentra en una situación de transformación constante, marcada por la tensión entre expansión productiva y degradación ambiental. Los pastos crecen a medida que se intensifica la ganadería, mientras que el suelo desnudo refleja el costo ecológico de este proceso, manifestado en pérdida de fertilidad y degradación de los ecosistemas. La tendencia general muestra que, si bien los pastos se recuperan en algunos periodos, el suelo desnudo continúa en aumento, lo que significa que el deterioro ambiental no se ha detenido. Esto plantea la necesidad urgente de implementar estrategias de manejo sostenible que permitan equilibrar la producción económica con la conservación de los recursos naturales. Prácticas como los sistemas silvopastoriles, la reforestación, la recuperación de suelos degradados y la planificación territorial participativa podrían ser alternativas para revertir la tendencia negativa.

En síntesis, la tabla revela un panorama en el que las coberturas de pastos y suelo desnudo se encuentran en un proceso dinámico de cambio, donde el suelo desnudo aumenta de manera preocupante y los pastos presentan un crecimiento neto moderado, pero a costa de la transformación de ecosistemas naturales. La ecuación de Puyravaud permite cuantificar este proceso y muestra que la degradación ha sido especialmente intensa en algunos periodos, aunque con una desaceleración en años más recientes. No obstante, la tendencia general indica que los procesos de deterioro siguen presentes y que, de no adoptarse medidas efectivas de gestión, el territorio continuará perdiendo su capacidad productiva y ecológica. El análisis de la tabla, por lo tanto, no solo describe un cambio porcentual, sino que constituye una advertencia sobre la urgencia de replantear los modelos de uso del suelo y avanzar hacia prácticas que permitan asegurar tanto la sostenibilidad ambiental como el bienestar de las comunidades locales.

8. Discusión

La discusión de los resultados obtenidos en la zona noreste de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete permite profundizar en las implicaciones ambientales, sociales y territoriales de la transformación de coberturas identificada mediante imágenes Sentinel-2 y el algoritmo Random Forest. Los hallazgos ponen en evidencia un proceso acelerado de pérdida de bosque, acompañado por la expansión de pastos y la consolidación de áreas de suelo desnudo, en un contexto caracterizado por la presión constante de la frontera agropecuaria y la presencia de actividades productivas legales e ilícitas. Este escenario no puede interpretarse únicamente como un cambio porcentual en la distribución de coberturas, sino como una manifestación tangible de un modelo de desarrollo que prioriza la ocupación y explotación del territorio por encima de la conservación y la sostenibilidad ecológica.

Uno de los aspectos más preocupantes revelados por los datos es la magnitud de la deforestación acumulada entre 2018 y 2024, que alcanza las 57,050 hectáreas, lo que equivale a una reducción del 15.7% del bosque original presente en el área de estudio. Este valor no solo refleja la vulnerabilidad de los ecosistemas amazónicos en zonas de transición hacia la Orinoquia, sino que confirma que el amortiguamiento del Chiribiquete, lejos de ser una barrera efectiva contra la expansión de actividades antrópicas, se ha convertido en un frente activo de colonización y transformación del paisaje. El hecho de que la pérdida se concentre en corredores asociados a vías y caminos refuerza la idea de que la infraestructura vial, aunque precaria, es un factor determinante en la dinámica de deforestación, pues facilita el ingreso de actores que promueven la conversión de bosque en potreros o en áreas agrícolas.

La discusión también debe abordar la centralidad que adquiere la ganadería extensiva como motor de transformación territorial. El incremento constante de pastizales en todos los periodos analizados confirma que el destino principal de las áreas deforestadas ha sido el establecimiento de potreros para la cría de ganado. Esta práctica, aunque responde a dinámicas económicas locales, constituye una de las principales amenazas para la sostenibilidad de los ecosistemas amazónicos. Los pastizales, al sustituir los bosques, generan paisajes homogéneos con baja biodiversidad, disminuyen la capacidad de regulación climática y reducen la conectividad ecológica entre fragmentos de vegetación natural. En la región de estudio, esta expansión de pastos no parece obedecer a una necesidad estricta de producción alimentaria, sino que en muchos casos está

vinculada al acaparamiento de tierras y a la consolidación de poder territorial por parte de grupos económicos y actores armados. De este modo, el análisis de coberturas adquiere una dimensión política, pues la deforestación no solo destruye ecosistemas, sino que refleja disputas por el control y uso del espacio en una región históricamente atravesada por conflictos.

El aumento de suelo desnudo registrado en los diferentes periodos constituye otro elemento crítico que debe discutirse con detenimiento. Este fenómeno no es simplemente el resultado de la deforestación, sino que refleja procesos más profundos de degradación ambiental, como sobrepastoreo, erosión, pérdida de nutrientes y abandono de tierras. En la primera fase de análisis (2020–2022), el incremento de casi 30% en el suelo desnudo muestra que la presión sobre el territorio superó la capacidad de recuperación natural, dejando extensas áreas expuestas y vulnerables. Aunque en periodos posteriores esta tasa se redujo, el hecho de que el suelo desnudo continúe expandiéndose revela la persistencia de un modelo de manejo insostenible. La degradación de suelos compromete directamente la capacidad productiva futura, lo que genera un círculo vicioso en el cual se deforestan nuevas áreas de bosque para compensar la pérdida de productividad en suelos ya explotados. Así, el suelo desnudo se convierte en un indicador de la insostenibilidad del modelo agropecuario predominante en la región.

El análisis multitemporal también permite discutir la aparente “recuperación” de pastos en el periodo 2022–2025, interpretada como un aumento de casi 5%. Aunque en principio podría considerarse un signo positivo frente a la reducción del suelo desnudo, en realidad este proceso debe leerse con cautela. El incremento de pastizales no necesariamente significa restauración, sino que puede ser resultado de la siembra de gramíneas en suelos deforestados, lo cual implica una profundización en la conversión de ecosistemas naturales en sistemas productivos. Desde un punto de vista ecológico, esta transformación representa una pérdida neta de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, incluso si los suelos se mantienen “productivos” para la ganadería. Además, esta recuperación aparente es frágil, pues los pastizales establecidos en áreas previamente degradadas suelen presentar baja resiliencia y alta dependencia de prácticas de manejo intensivo, lo que a largo plazo puede llevar nuevamente a procesos de erosión y degradación.

La interpretación espacial de los resultados también enriquece la discusión, pues evidencia patrones específicos de transformación. La deforestación concentrada en Candilejas, Ciudad Yará y Sabanas del Yará coincide con zonas de colonización reciente y con corredores de movilidad

asociados a economías ilegales. Esto refuerza la hipótesis de que la dinámica de cambio de cobertura está estrechamente vinculada con factores socioeconómicos y de gobernanza territorial. En otras palabras, la pérdida de bosque no puede analizarse únicamente como un fenómeno ambiental, sino como un reflejo de las limitaciones del Estado en el control y ordenamiento del territorio. La presencia de cultivos ilícitos en claros de deforestación, identificada en los resultados, añade un componente de complejidad, ya que estos usos del suelo no solo impulsan la tala de bosques, sino que generan conflictos armados, violencia y mayor presión sobre las comunidades locales.

Otro punto clave de discusión es la relación entre la pérdida de bosque y la conectividad ecológica. La reducción de más del 15% del área boscosa en apenas seis años compromete la función de corredor que cumple esta zona de amortiguamiento, al interrumpir los flujos biológicos entre el Parque Chiribiquete y otras áreas naturales. La fragmentación resultante afecta a especies de fauna altamente dependientes de grandes extensiones continuas de bosque, como mamíferos de gran tamaño y aves migratorias, además de limitar los procesos de regeneración natural de la vegetación. Esto implica que las consecuencias de la deforestación trascienden los límites de la zona de estudio y se proyectan sobre la integridad de todo el sistema amazónico, poniendo en riesgo objetivos de conservación de escala regional y global.

Los resultados también permiten discutir la efectividad de las herramientas tecnológicas aplicadas. El uso de imágenes Sentinel-2 y el algoritmo Random Forest mostró un alto nivel de precisión, con valores de exactitud global superiores al 90%. Esto confirma que la teledetección constituye una herramienta indispensable para el monitoreo de coberturas en regiones de difícil acceso como la Amazonia. Sin embargo, los hallazgos también revelan que la disponibilidad de información no necesariamente se traduce en acciones efectivas de conservación. La deforestación detectada entre 2018 y 2024 se produjo a pesar de la existencia de programas de monitoreo satelital implementados por entidades como el IDEAM. Esto plantea la necesidad de fortalecer no solo la capacidad técnica de detección, sino también los mecanismos de control, gobernanza y aplicación de la ley, de modo que la información disponible pueda convertirse en insumo real para decisiones que frenen la degradación.

En la discusión de los resultados es importante destacar la contradicción entre la función de amortiguamiento que debería cumplir la zona estudiada y la realidad observada. Las zonas de

amortiguamiento están concebidas como barreras de protección que disminuyen las presiones sobre los parques nacionales, pero en este caso se han convertido en epicentros de deforestación. Esto evidencia un fracaso en la implementación de políticas de ordenamiento territorial y conservación, así como la ausencia de incentivos económicos que promuevan alternativas sostenibles para las comunidades locales. El avance de la ganadería extensiva y de cultivos ilícitos demuestra que las dinámicas productivas están siendo determinadas por factores de corto plazo, sin considerar los impactos acumulativos sobre la resiliencia del ecosistema.

Finalmente, los resultados tienen implicaciones directas para la formulación de políticas públicas. La pérdida acelerada de bosque y la expansión de pastizales en una zona estratégica para la conectividad amazónica y orinoquense demandan acciones urgentes de conservación y restauración. Entre ellas se destacan el fortalecimiento de la gobernanza territorial, la implementación de sistemas silvopastoriles que integren producción y conservación, y el diseño de mecanismos económicos que hagan atractiva la conservación de bosque frente a su tala para actividades agropecuarias. También se requiere un enfoque integral que vincule la lucha contra los cultivos ilícitos con programas de desarrollo rural sostenible, evitando que la erradicación genere nuevas presiones sobre los ecosistemas. La discusión de estos resultados, por tanto, no se limita a la interpretación de porcentajes y tasas de cambio, sino que se proyecta hacia la necesidad de transformar los modelos de desarrollo predominantes en la Amazonia colombiana.

En conclusión, los resultados obtenidos revelan un proceso de transformación territorial que compromete la sostenibilidad ecológica y social de la región noreste de amortiguamiento del Parque Chiribiquete. La deforestación masiva, el aumento del suelo desnudo y la expansión de pastizales reflejan un modelo de ocupación que prioriza la producción ganadera y agrícola, pero a un costo ambiental insostenible. La discusión muestra que este proceso no puede analizarse aisladamente, sino en relación con factores socioeconómicos, políticos y de gobernanza que determinan la dinámica de uso del suelo. En este sentido, los hallazgos constituyen una llamada de atención urgente para replantear las estrategias de conservación y avanzar hacia un manejo integral del territorio que reconozca la importancia de la Amazonia como patrimonio ecológico de relevancia global.

9. Conclusiones

Las conclusiones derivadas de esta investigación permiten comprender con claridad la magnitud del problema ambiental que enfrenta el departamento de Caquetá, particularmente en la zona estudiada como parte de la franja de transición amazónica, donde se evidencia un patrón acelerado de pérdida de bosques y una sustitución progresiva por pastizales y suelos desnudos. El uso de la técnica de clasificación supervisada Random Forest aplicada a imágenes satelitales Sentinel-2 demostró ser altamente eficaz para identificar los cambios de cobertura y cuantificar con precisión las áreas afectadas por procesos de deforestación. Gracias a esta metodología, se pudo establecer que en un periodo de cinco años se deforestaron aproximadamente 49,293 hectáreas, lo que se traduce en tasas de deforestación de 2.53% y 4.59% en los dos periodos analizados, reflejando una tendencia preocupante de aceleración de la pérdida de bosques en un tiempo relativamente corto.

La aplicación del algoritmo Random Forest sobre las imágenes Sentinel-2 en el periodo planteado, permitió la obtención de mapas temáticos de alta precisión que diferenciación claramente las coberturas de bosques, pastos y suelo desnudo, logrando cuantificar con detalle la pérdida de cobertura boscosa en un periodo de cinco años

Esta técnica permitió identificar espacialmente núcleos de deforestación recurrente en los sectores conocidos como Candilejas, Ciudad Yari y Sabanas del Yari, evidenciando una concentración de pérdida de bosque en torno a corredores de colonización y vías de acceso, patrones que no habían sido detectados con igual de claridad en estudios previos

La validación estadística evidencio un alto grado de precisión global y coeficientes Kappa, superiores al umbral aceptable, incluso se logró una precisión del 85%, demostrando la solidez de la clasificación obtenida y minimiza el margen de error en la interpretación de los resultados.

La verificación visual con imágenes en combinaciones RGB corroboró la coherencia entre la clasificación y la realidad observable, asegurando que los datos y mapas producidos constituyen un insumo confiable en la toma de decisiones para la preservación ambiental y planificación territorial.

Este análisis multitemporal permitió identificar una pérdida acumulada de mas de 49000 hectáreas de bosque en tan solo 5 años, con tasas de deforestación que muestran una tendencia acelerada y que se concentran en torno a nuevas vías de acceso y zonas de expansión ganadera.

Los patrones detectados reflejaron un proceso de fragmentación forestal que reduce la conectividad ecológica generando parches aislados, lo que pone en riesgo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, lo cual demanda estrategias de conservación y restauración.

Los resultados obtenidos invitan a reflexionar sobre la urgencia de implementar medidas de conservación más estrictas en la región. De no intervenir oportunamente, la tendencia al incremento de las tasas de deforestación podría continuar en los próximos años, poniendo en riesgo no solo la integridad de los ecosistemas locales, sino también la función global de la Amazonia como reguladora del clima y sumidero de carbono. Este escenario plantea un desafío tanto para las autoridades ambientales como para la sociedad en general, que deben encontrar un equilibrio entre las necesidades de desarrollo económico y la preservación de un patrimonio natural de importancia planetaria.

En conclusión, los objetivos planteados en la investigación fueron alcanzados de manera satisfactoria. La aplicación del algoritmo Random Forest a imágenes Sentinel-2 permitió identificar con alta precisión los cambios de cobertura; la confiabilidad de los resultados fue garantizada mediante herramientas de validación robustas; y el análisis multitemporal permitió establecer patrones claros de deforestación y fragmentación, evidenciando las causas estructurales del problema. Los hallazgos demuestran que el departamento de Caquetá atraviesa un proceso crítico de transformación territorial, impulsado principalmente por la ganadería extensiva y la apertura de nuevas vías de acceso, lo que configura un escenario de fuerte presión antrópica sobre el bosque amazónico.

10. Recomendaciones

Se recomienda mantener y fortalecer el uso de imágenes satelitales (como Sentinel-2) y técnicas de análisis multitemporal para realizar un monitoreo constante de la cobertura boscosa en la zona de amortiguamiento del PNN Chiribiquete. Esto permitirá detectar cambios recientes, prevenir nuevos focos de deforestación y orientar acciones de control territorial.

Es recomendable diseñar e implementar proyectos de reforestación con participación de comunidades locales, fortaleciendo procesos de educación ambiental mediante incentivos económicos sostenibles, como pagos por servicios prestados.

Se recomienda que la planificación y construcción de vías en la Amazonía se someta a evaluaciones ambientales estratégicas que consideren los impactos acumulativos sobre la cobertura boscosa y la conectividad ecológica. La implementación de corredores biológicos, el control estricto de la apertura de trochas secundarias y la articulación con programas de restauración deben asumirse como medidas obligatorias. De lo contrario, cada nueva carretera seguirá actuando como catalizador de deforestación, fragmentación y degradación ambiental, afectando la biodiversidad y reduciendo la capacidad de los bosques para proveer servicios ecosistémicos fundamentales a las comunidades locales.

La ausencia de control estatal en algunos sectores del noreste de la zona de estudio facilita la deforestación, por ende, se recomienda ampliar la presencia de entidades ambientales, judiciales y de orden público, junto con programas de sustitución de economías ilícitas, cuyas políticas estén enfocadas a la recuperación del entorno ambiental.

Los mapas que se generaron indicando los cambios del uso del suelo sirven de insumo técnico para la actualización de los Esquemas de Ordenamiento Territorial (EOT) y Planes de Manejo Ambiental de la región.

Se sugiere continuar desarrollando estudios similares en otras zonas del Guaviare y Caquetá, para construir una visión regional más robusta sobre la dinámica de cambio de uso del suelo en el entorno amazónico.

La articulación entre actores locales y centros científicos como el SINCHI o IDEAM, facilitará el intercambio de datos, metodologías y resultados, aumentando la efectividad de las decisiones basadas en evidencia.

11. Referencias

- Armenteras, D., & Rodríguez, N. (2016). *Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies*. *Forest Ecology and Management*, 364, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.037>
- Armenteras, D., Schneider, L., & Dávalos, L. M. (2019). *Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace* [Artículo]. *Nature Ecology & Evolution*, 3(1), 20–23. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0727-8>
- Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H.-J., Bodart, C., Brink, A., Carboni, S., Desclée, B., Donnay, F., Eva, H. D., Lupi, A., Raši, R., Seliger, R., & Simonetti, D. (2014). *Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010*. *Global Change Biology*, 20(8), 2540–2554. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>.
- Bastidas Iguarán, S., y Puentes E., P. (2023). Las vías ilegales llegaron al Parque Nacional Natural Serranía del Chiribiquete. *Heinrich Böll Stiftung*. Recuperado el 25 de abril de 2025 de <https://co.boell.org/es/2023/08/17/las-vias-ilegales-llegaron-al-parque-nacional-natural-serrania-del-chiribiquete>
- Bolaño-Díaz, S., Camargo-Caicedo, Y., Soro, T. D., N'Dri, A. B., y Bolaño-Ortiz, T. R. (2022). Spatio-temporal characterization of fire using MODIS data (2000–2020) in Colombia. *Fire*, 5(5), 134. <https://doi.org/10.3390/fire5050134>
- Cristobal, S. J. (2022). Análisis multitemporal de la deforestación por imágenes satelitales en el distrito de Pangoa, Junín desde el año 2000 al 2020 [Tesis de pregrado, Universidad Continental].

- Castro Moreno, M. J., et al. (2025). *Deforestation in the Colombian Amazon region using Landsat imagery to map changes in forest cover (2000–2020)* [Estudio]. Instituto de Estudios Ambientales.
- Correa, J. (2019). *Tecnología y naturaleza: Reflexiones sobre el monitoreo satelital en la Amazonía colombiana* [Artículo]. *Revista Colombiana de Geografía*, 28(2), 45–60. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.79234>
- Cerda, J., & Villaroel, L. (2008). Evaluación de la concordancia inter-observador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Revista Chilena de Pediatría*, 79(1), 54-58.

doi:<http://dx.doi.org/10.4067/S0370-41062008000100008>
- Devia Hurtatis, K. L., y Carabalí Arias, A. F. (2023). Análisis multitemporal en los cambios de cobertura boscosa desde el año 2021 al 2023 en el Parque Nacional Natural Chiribiquete, departamento del Caquetá [Artículo académico]. Universidad Nacional Abierta y a Distancia – UNAD.
- El Espectador. (2024, 19 de noviembre). Caquetá perdió 18,3 mil hectáreas de bosque natural durante 2023. Recuperado el 25 de abril de 2025, de <https://www.elespectador.com/ambiente/amazonas/caqueta-perdio-183-mil-hectareas-de-bosque-natural-durante-2023/ELESPECTADOR.COM+1ELESPECTADOR.COM+1>
- El País. (2025, 30 de enero). La fragmentación de las disidencias de las FARC activa las alertas para la Amazonia colombiana. Recuperado el 25 de abril de 2025, de <https://elpais.com/america-colombia/2025-01-30/la-fragmentacion-de-las-disidencias-de-las-farc-activa-las-alertas-para-la-amazonia-colombiana.html>
- FAO. (s. f.). *Conjunto de herramientas para la gestión forestal sostenible (GFS)*. <https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules-alternative/reducing-deforestation/basic-knowledge/es/>

- Ferreira, B., Iten, M., y Silva, R. G. (2020). Monitoring sustainable development by means of earth observation data and machine learning: A review. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 120. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00397-4>
- Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible (FCDS). (2021). *Presiones sobre el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete*. <https://fcds.org.co>
- Gabalo, K. D. (2023). *Análisis de la deforestación en el departamento de Caquetá - Colombia* [Tesis de grado, Universidad Militar Nueva Granada].
- González, M., Rodríguez, L., y Pérez, A. (2023). Aplicación de Random Forest y Sentinel-2 para el monitoreo de la deforestación en Colombia. *Revista Colombiana de Geomática*, 15(2), 45–60.
- González, J. C., Pérez, L. F., & Ramírez, H. (2020). *Narcotráfico y deforestación: Impactos de los cultivos ilícitos en la Amazonía colombiana*. *Revista de Estudios Ambientales*, 12(1), 55–72.
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI. (2021). *Situación ambiental de la Amazonia colombiana: Ecosistemas terrestres y cambios generales de coberturas de la tierra 2020*. <https://ierna.sinchi.org.co/informe/07-situacion-ambiental-de-la-amazonia-colombiana-ecosistemas-terrestres-y-cambios-generales-de-coberturas-de-la-tierra-2020/>
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI. (2022). *Informe de situación ambiental y social de la Amazonia colombiana 2022*. <https://www.sinchi.org.co/informe-de-situacion-ambiental-y-social-2022/>
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI. (2024). *Tasa media anual de pérdida de bosques (TMAB) 2022–2023*. <https://ierna.sinchi.org.co/informe/02-tasa-media-anual-perdida-de-bosque-tmab-2023/Ierna+2Ierna+2Ierna+2>

- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2023). *Reporte de estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia 2023*. <https://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2023/>
- IDEAM. (2022). *Boletín de Detección Temprana de Deforestación (DTD) No. 30: Resultados cuarto trimestre de 2021* [Boletín técnico]. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <https://www.ideam.gov.co>
- Infobae. (2025, 31 de julio). *Colombia pierde más de 113.000 hectáreas de bosque: la Amazonia, atrapada entre motosierras y balas*. Infobae.
- Karaman, K., Sainte Fare Garnot, V., y Wegner, J. D. (2023). Deforestation detection in the Amazon with Sentinel-1 SAR image time series. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, X-1/W1-2023, 835–842. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-X-1-W1-2023-835-2023>
- Li, J., Pei, Y., Zhao, S., Xiao, R., Sang, X., y Zhang, C. (2020). A review of remote sensing for environmental monitoring in China. *Remote Sensing*, 12(7), 1130. <https://doi.org/10.3390/rs12071130>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- McCarthy, M. J., Anyamba, A., Herrero, H. V., Insalaco, S. A., y Hinten, M. T. (2025). Satellite remote sensing for environmental sustainable development goals: A review of applications for terrestrial and marine protected areas. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 37, 101450. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2025.101450>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (1959). *Ley 2ª de 1959*. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/ley-2-1959.pdf>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (1974). *Decreto 2811 de 1974*.
<https://siatac.co/sustracciones-de-la-reserva-forestal-de-ley-2-de-1959/>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2024, agosto 21). Lanza nueva herramienta virtual para consultar cifras de deforestación en Colombia.
<https://www.minambiente.gov.co/lanzan-nueva-herramienta-virtual-para-consultar-cifras-de-deforestacion-en-colombia/>

Monsalve S., M. M. (2025, mayo 20). Más allá de la deforestación, América Latina encabeza la pérdida de bosque tropical primario. *El País*. <https://elpais.com/america-futura/2025-05-21/mas-alla-de-la-deforestacion-america-latina-encabeza-la-perdida-de-bosque-tropical-primario.html>

Montoya, S. (2021). *Análisis multitemporal mediante teledetección espacial y Sistemas de Información Geográfica (SIG) del cambio de cobertura del suelo en el municipio de Segovia, Antioquia, en los años 2003–2018* [Trabajo de grado, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria]. Repositorio Institucional TdeA.

Murcia, U., González, R., & Pérez, J. (2017). *Fragmentación y pérdida de conectividad ecológica en la Amazonía colombiana: Implicaciones para la conservación*. *Acta Biológica Colombiana*, 22(1), 115–128. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n1.62315>

Murcia, U., Guhl, J. F., Arias, J., Higuera Díaz, D., Cantor Báez, L., Bayona Daza, E., Apolinar, E., Montealegre, N., y Escobar Bejar, V. (2022). *Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete: Poblamiento y superposición de territorialidades en sus ampliaciones*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI.

Murillo-Sandoval, P. J. (2020). The end of gunpoint conservation: Forest disturbance after the Colombian peace agreement. *Environmental Research Letters*.

- Negret, P. J., Sonter, L. J., Watson, J. E. M., Possingham, H. P., Jones, K. R., Suarez, C., & Maron, M. (2021). *Emerging evidence that armed conflict and coca cultivation influence deforestation patterns* [Artículo]. *Biological Conservation*, 253, 108927. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108927>
- Nazarova, T., Martin, P., y Giuliani, G. (2020). Monitoring vegetation change in the presence of high cloud cover with Sentinel-2 in a lowland tropical forest region in Brazil. *Remote Sensing*, 12(11), 1829. <https://doi.org/10.3390/rs12111829>
- Negrón-Juárez, R. I., Holm, J. A., Faybishenko, B., Magnabosco-Marra, D., Fisher, R. A., Shuman, J. K., de Araujo, A. C., Riley, W. J., y Chambers, J. Q. (2020). Landsat near-infrared (NIR) band and ELM-FATES sensitivity to forest disturbances and regrowth in the Central Amazon. *Biogeosciences*, 17(15), 6185–6205. <https://doi.org/10.5194/bg-17-6185-2020>
- Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN). (2021). *Informe anual sobre el estado de conservación del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete* [Informe técnico]. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://www.parquesnacionales.gov.co>
- Puyravaud, J.-P. (2003). *Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation*. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Rojas, J. U., Vega-Contreras, R. A., Bohórquez, G. A., y Gallego Betancourth, M. L. (2021). Deforestación en el Parque Nacional Natural de Chiribiquete: Estrategias para mitigar el fenómeno. En *Educación y Naturaleza* (Vol. 43, Cap. 42). Fundación Universitaria Agraria de Colombia – UNIAGRARIA. <https://doi.org/10.22335/edne.43.c42>
- Solórzano, J. V. (2023). *Evaluación del uso de imágenes radar y multiespectrales con técnicas de aprendizaje profundo para monitorear la deforestación y la degradación forestal en bosques tropicales* [Tesis doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México].

ResearchGate.

https://www.researchgate.net/publication/379338016_Evaluacion_del_uso_de_imagenes_radar_y_multiespectrales_con_tecnicas_de_aprendizaje_profundo_para_monitorear_la_deforestacion_y_la_degradacion_forestal_en_bosques_tropicalesResearchGate

The Guardian. (2024, 11 de abril). Colombian Amazon deforestation surges as armed groups tighten grip. Recuperado el 25 de abril de 2025, de <https://www.theguardian.com/world/2024/apr/11/colombian-amazon-deforestation-surges-armed-groups>The

Trujillo Montaña, C. E. (2023). 16 250 años: murales de pinturas rupestres en el Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete. *Episteme. Revista de Estudios Socioterritoriales*, 15(1), 172–187. <https://doi.org/10.15332/27113833.8472> Revistas Universidad Santo Tomás