



ANÁLISIS MULTITEMPORAL Y DE PAISAJE DE LAS COBERTURAS ASOCIADAS A PLANTACIONES FORESTALES EN EL CENTRO-ORIENTE DEL DEPARTAMENTO DEL CAUCA, COLOMBIA

Angie Daniela Rondón Bolaños
Universidad del Cauca

Jorge Andrés Ramírez Correa
Universidad del Cauca

Jesica Wendy Beltrán Chasqui
Universidad del Cauca

RESUMEN

Colombia presenta bosques andinos de alta biodiversidad y complejidad estructural cumpliendo un rol importante en el paisaje de la región. El paisaje en muchos lugares es complementado por plantaciones forestales que proporcionan una amplia gama de funciones ecológicas y beneficios directos para la sociedad y el medio ambiente. Este estudio analiza los cambios temporales de las coberturas asociadas a plantaciones forestales entre 1987 y 2023 en el suroccidente colombiano. Se calculó el índice espectral de vegetación NDVI y se realizó el análisis paisajístico con los índices de área, forma, área de centro, borde, diversidad, distancia al vecino más cercano y conectividad. Los resultados muestran aumentos en los valores del NDVI. Las coberturas exhibieron cambios significativos en las métricas de área y variabilidad de parches, borde y áreas de centro y mostraron un patrón estable en la complejidad de la forma. Se demuestra que las plantaciones pueden desempeñar un papel importante en el mantenimiento de la conservación y biodiversidad de remanentes de bosque nativo, permitiendo el mantenimiento de conectividad entre fragmentos.

Palabras clave: Paisaje, Índices de paisaje, Plantaciones forestales, Conectividad.

ANÁLISE MULTITEMPORAL E DE PAISAGEM DAS COBERTURAS ASSOCIADAS ÀS PLANTAÇÕES FLORESTAIS NO CENTRO-LESTE DO DEPARTAMENTO DO CAUCA, COLÔMBIA

RESUMO

A Colômbia apresenta florestas andinas de grande biodiversidade e complexidade estrutural, desempenhando um papel importante na paisagem da região. A paisagem é complementada por plantações florestais que fornecem uma ampla gama de funções ecológicas e benefícios diretos para a sociedade e o meio ambiente. Este estudo analisa as mudanças temporais nas coberturas associadas a plantações florestais entre 1987 e 2023 no sudoeste colombiano. Foi calculado o índice espectral de vegetação NDVI e a análise da paisagem foi realizada com os índices de área, forma, área central, borda, diversidade, distância ao vizinho mais próximo e conectividade. Os resultados mostram aumentos nos valores do NDVI. As coberturas mostraram mudanças significativas nas métricas de área e variabilidade de manchas, borda e áreas centrais e mostraram um padrão estável na complexidade da forma. Demonstra-se que as plantações podem desempenhar um papel importante na manutenção da conservação e biodiversidade de remanescentes de floresta nativa, permitindo a manutenção da conectividade entre fragmentos.

Palavras-chave: Paisagem; Índices da paisagem; Plantações florestais; Conectividade.

INTRODUCCIÓN

Colombia posee alrededor de 24 millones de hectáreas con aptitud forestal comercial (SIPRA, 2023). Las plantaciones forestales desempeñan un rol importante en la transformación del paisaje de la región (PRADO, 2015), contribuyendo a recuperar la productividad a las tierras degradadas y proporcionando una amplia gama de funciones ecológicas y beneficios directos para la sociedad (BARAL; GUARIGUATA; KEENAN, 2016). Entre dichas funciones se destacan el proceso de conectividad entre fragmentos de bosque, lo que permite facilitar el flujo de especies entre coberturas (BROCKERHOFF *et al.*, 2008), la captura de carbono, la recuperación del ciclo hidrológico y la prestación de otros servicios ecosistémicos (BARRETT; TRESSENS, 1996).

El paisaje es una extensión de terreno conformada por diversos elementos naturales y antrópicos que se interrelacionan entre sí y determinan patrones espaciales y temporales (FORMAN, 1995). Las plantaciones forestales, en general mono-específicas, tienen un efecto sobre el paisaje el cual es posible determinarlo observando las variaciones temporales y espaciales de la región de referencia (AGUILAR, 2015). Las métricas de paisaje permiten determinar las características del paisaje tanto estructurales como funcionales mediante la configuración (distribución espacial) y la composición (naturaleza de los elementos presentes) (McGARIGAL; MARKS, 1995). Lo anterior es importante para evaluar la dinámica de las coberturas y determinar las tendencias de la vegetación, con el fin de promover estrategias para su conservación y manejo.

El objetivo de esta investigación fue evaluar los cambios temporales de las coberturas y el paisaje en áreas donde se han establecido extensivamente plantaciones forestales e interactúan con bosques naturales en el departamento del Cauca, en el suroccidente colombiano. Para ello, se determinaron los factores de transformación de la vegetación a lo largo del tiempo con el fin de dar respuesta

a las siguientes preguntas: *i)* ¿Cómo era el paisaje antes de las plantaciones? *ii)* ¿Sobre qué tipos de coberturas se establecieron las plantaciones forestales? *iii)* ¿Cómo interactúan las plantaciones y el bosque natural? *iv)* ¿Qué tendencias se pueden observar a lo largo del tiempo?

METODOLOGÍA

Los análisis de coberturas describen la estructura espacial del paisaje en un momento determinado y proporcionan información sobre el mosaico o la forma de los elementos que lo componen (RAINIS, 2003). Este estudio se realizó en una zona donde comúnmente se han establecido plantaciones forestales, específicamente en el núcleo Salinas, entre las coordenadas $2^{\circ}13'43'' - 2^{\circ}20'35''$ N y $76^{\circ}31'40'' - 76^{\circ}41'38''$ W, en los municipios Sotará y Timbío del departamento del Cauca, Colombia (Figura 1). Se caracteriza por fuertes pendientes con elevaciones que van desde los 1800 a 3600 msnm. El área de estudio se dividió en tres subzonas: subzona baja (1450 a 2166 msnm), subzona media (2166 a 2883 msnm) y subzona alta (2883 a 3600 msnm). La zona presenta una temperatura entre 14 y 21°C y precipitaciones anuales entre 1500 y 2000 mm (IDEAM, 2023). La matriz tiene extensión total de 45.519 ha y el núcleo Salinas de 5.657,9 ha. El sitio se encuentra en una transición entre bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque húmedo montano (bh-M) según la clasificación de zonas de vida de Holdridge (HOLDRIDGE, 1978).

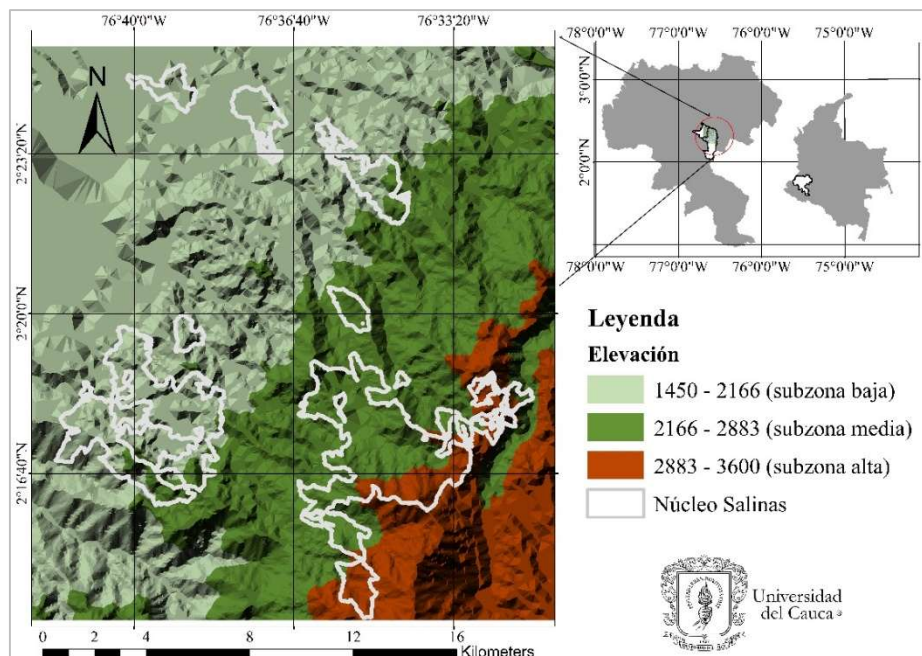


Figura 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio.

Fuente: Propia autoría.

El análisis multitemporal y de paisaje se ha dividido en 3 fases: 1) recolección y preprocesamiento de imágenes satelitales, 2) procesamiento digital de las imágenes y, 3) el análisis multitemporal, que incluye el cálculo de índice espectral de vegetación y el análisis de paisaje y conectividad.

RECOLECCIÓN Y PREPROCESAMIENTO DE IMÁGENES SATELITALES

Se utilizaron cinco imágenes satelitales tomadas entre 1987 y 2023, todas pertenecientes a la escena *Path* 009 / *Row* 058. Las dos primeras correspondieron a imágenes Landsat 5 TM de los años 1987 y 1999 respectivamente. La tercera imagen fue Landsat 7 ETM+ del año 2005. La cuarta y quinta imagen correspondieron a imágenes de la constelación de satélites *SkySat* obtenidas de *Planet Labs* de los años 2016 y 2023 con una resolución de 4.7m por píxel. Los criterios de selección de las imágenes fue que presentaran porcentajes de nubosidad inferiores al 20%. Las imágenes se procesaron con el software ENVI v.5.1. Las tres imágenes Landsat se les realizó la corrección radiométrica donde se obtuvieron los valores de radiancia, posteriormente se convirtieron estos valores de radiancia a reflectancia para eliminar los aerosoles presentes en el aire (corrección atmosférica). Se corrigió el error de bandeo presente en la imagen Landsat-7 (*Scan Line Error*) con el plugin de ENVI llamado *Gaps Fills* y se le aplicó el método *pansharpening* con el fin de generar una imagen compuesta de mayor resolución. En todas las imágenes satelitales se realizó la composición a color natural con las bandas 3-2-1 (canales rojo, verde y azul respectivamente). Finalmente, se realizaron las correcciones topográficas utilizando la función de Minnaert para controlar el efecto de sombreado que se forma por la topografía (GAO *et al.*, 2016). Los modelos de elevación digital para las correcciones se obtuvieron de la plataforma *Alaska Satellite Facility (ASF)* del conjunto de datos de *Alos Palsar*.

PROCESAMIENTO DIGITAL DE IMÁGENES SATELITALES

El procesamiento digital de las imágenes se llevó a cabo en tres fases: en la primera fase se vectorizaron 150 regiones de interés (ROI) para cada tipo de cobertura. La segunda fase consistió en realizar, con base en los ROIs generados anteriormente, una clasificación supervisada. Para las imágenes de la serie Landsat se realizó la clasificación con el software QGIS v.3.28.0 utilizando el complemento *Dzetsaka*, el cual hace una clasificación automatizada de tipo Gaussiana (KARASIAK, 2016). Para las imágenes *SkySat* de *Planet*, se realizó la clasificación con el software RStudio v.4.2.1 y el algoritmo de clasificación *Random Forest*. La tercera fase consistió en verificar la precisión global de clasificación mediante el coeficiente de Kappa.

ANÁLISIS MULTITEMPORAL Y DE PAISAJE

ANÁLISIS NDVI Y DE PAISAJE

Para establecer el vigor de la vegetación, inicialmente se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para los periodos de tiempo definidos

con el software ENVI y la expresión $NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$. El infrarrojo cercano (NIR) corresponde a la banda 4 y la banda espectral del rojo visible (RED) a la banda 3 para todas las imágenes. Posteriormente, para determinar el cambio en el paisaje, se seleccionaron las métricas presentadas en el Cuadro 1. Seguidamente se realizó un análisis de componentes principales al conjunto de métricas para seleccionar los índices de interés y evitar datos redundantes.

Cuadro 1. Conjunto de métricas de paisaje utilizadas en el estudio.

Escala	Índice	Decripción	Unidad
Clase	Porcentaje de área (PLAND)	Porcentaje del paisaje perteneciente a una clase i	%
Clase	Dimension fractal perímetro-área (PAFRAC)	Complejidad del perche de classe i	Ninguna
Clase	Índice de paisaje más grande (LPI)	Porcentaje del paisaje cubierto por el parche más grande de classe i	%
Clase	Densidad de parches (ED)	Suma de todos los bordes de la classe i em relación com el área del paisaje	m/ha
Clase	Número de parches (NP)	Describe la fragmentación de cada classe i	Ninguna
Clase/parche	Área de centro (CORE)	Porcentaje de área de centro que tiene una classe o parche i	%
Clase/ Paisaje	Índice de forma del paisaje (LSI)	Relacion entre la longitud real de borde de la classe i y la longitud mínima hipotética del borde de la classe i.	Ninguna
		El limite del paisaje y el borde total dentro del paisaje dividido por el área total, ajustado por una constante para un estándar cuadrado	
Clase	Índice de agregación (AI)	Tendencia de las clases a estar espacialmente agragadas o contagiadas	%
Clase	Distancia cuclidiana al vecino más cercano (ENN)	Distancia medida de borde a borde entre parches de la misma clase	M
Clase	Índice de contiguidad (CONTIG)	Evalúa la conexión espacial o contiguidad de celdas dentro de um parche o clase	Ninguna
Paisaje	Índice de Shannon (SHDI)	Se refiere al número de diferentes tipos de clases	Ninguna
Paisaje	Índice de uniformidade de Shannon (SHEI)	Distribución proporcional del área de todos los tipos de clases	Ninguna
Paisaje	Índice de Simpson (SIDI)	Representa la probabilidad de que dos celdas seleccionadas al azar sean tipos de de parches diferentes. Cuanto mayor sea el valor, mayor será la profundidad.	Ninguna

Fuente: McGarigal y Marks (1995).

ANÁLISIS DE CONECTIVIDADE

El análisis de conectividad se realizó considerando la teoría de grafos, permitiendo evaluar la contribución de cada parche a la conectividad global. La conectividad se calculó con el paquete *Makurhini* (SAURA *et al.*, 2011) del software R. Se utilizó el Índice de Conectividad Integral (IIC) para evaluar qué tan importantes son cada uno de los elementos individuales del paisaje para mantener la conectividad estructural del paisaje. Los valores IIC para cada elemento del paisaje se puede dividir en tres fracciones que cuantifican las diferentes formas en que el paisaje puede contribuir a la conectividad y disponibilidad del hábitat (SAURA *et al.*, 2011). Así, el IIC se calculó mediante la expresión $IIC = dIICintra + dIICflux + dIICconnector$. La fracción *intra* corresponde a la cantidad de área conectada dentro del parche y la fracción *flux* corresponde al flujo de dispersión ponderado por área a través de las conexiones de un parche hacia o desde todos los demás parches del paisaje. La fracción *connector* es la contribución del parche a la conectividad entre otros parches, como un elemento conector entre ellos (SAURA *et al.*, 2011). Para establecer el modelo de conexión se definieron seis distancias de dispersión diferentes: 500 m, 1000 m, 2500 m, 5000 m, 7500 m y 10.000 m. Finalmente, se realizó la modelación de corredores a través del software Graphab v.2.8.6.

RESULTADOS

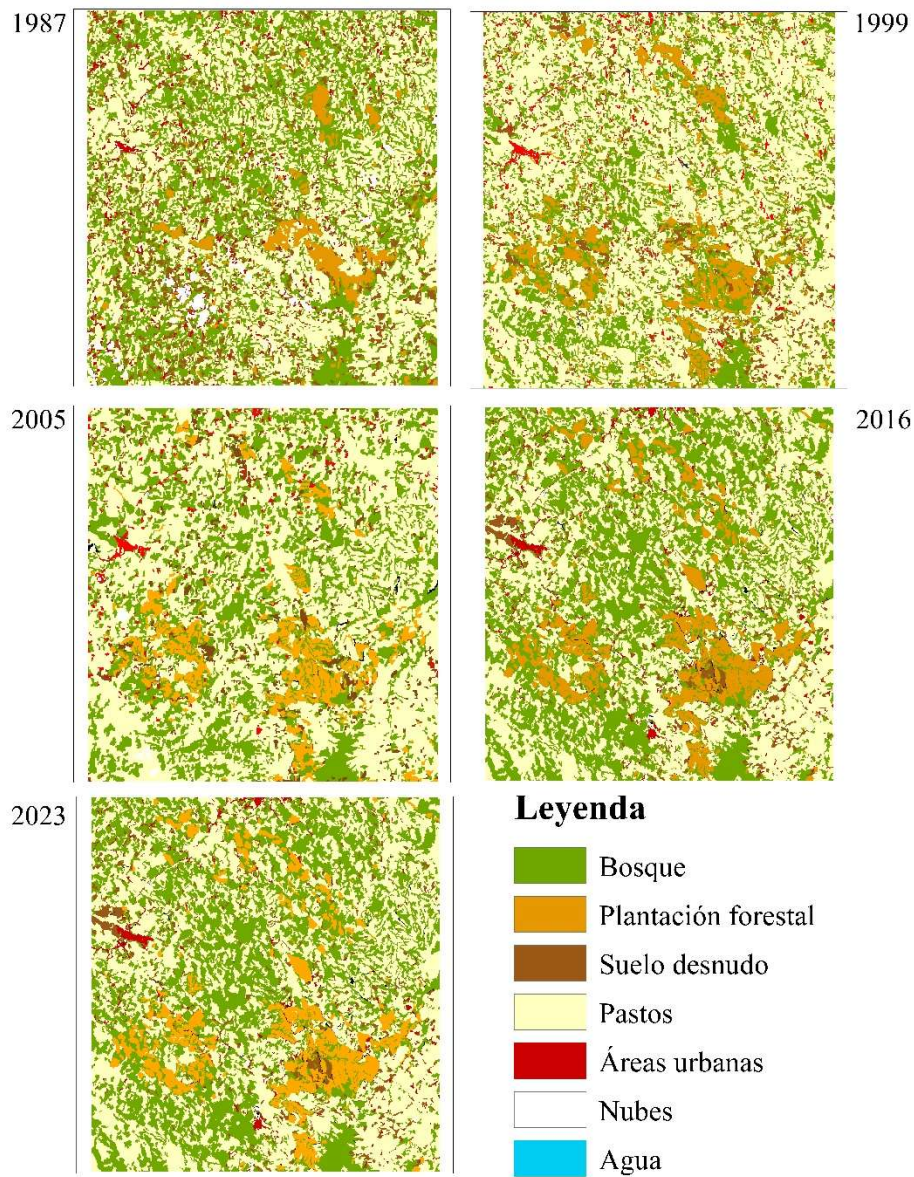
PRECISIÓN DE LA CLASIFICACIÓN

La clasificación de las coberturas (Figura 2) presentó un coeficiente de Kappa superior a 0,8, lo que generalmente se considera una buena y fuerte precisión. En la Tabla 1 se presenta la precisión global según el coeficiente de Kappa de cada una de las imágenes utilizadas.

Tabla 1 – Validación de clasificación con el coeficiente de Kappa.

Año	Imagen clasificada	Coefficiente de kappa
1987	Landsat 5 TM	0,8653
1999	Landsat 5 TM	0,9162
2005	Landsat 7 ETM+	0,7958
2016	Planet	0,9134
2023	Planet	0,9052

Fuente: Organizado por los autores.

Figura 2. Clasificación de coberturas por año.

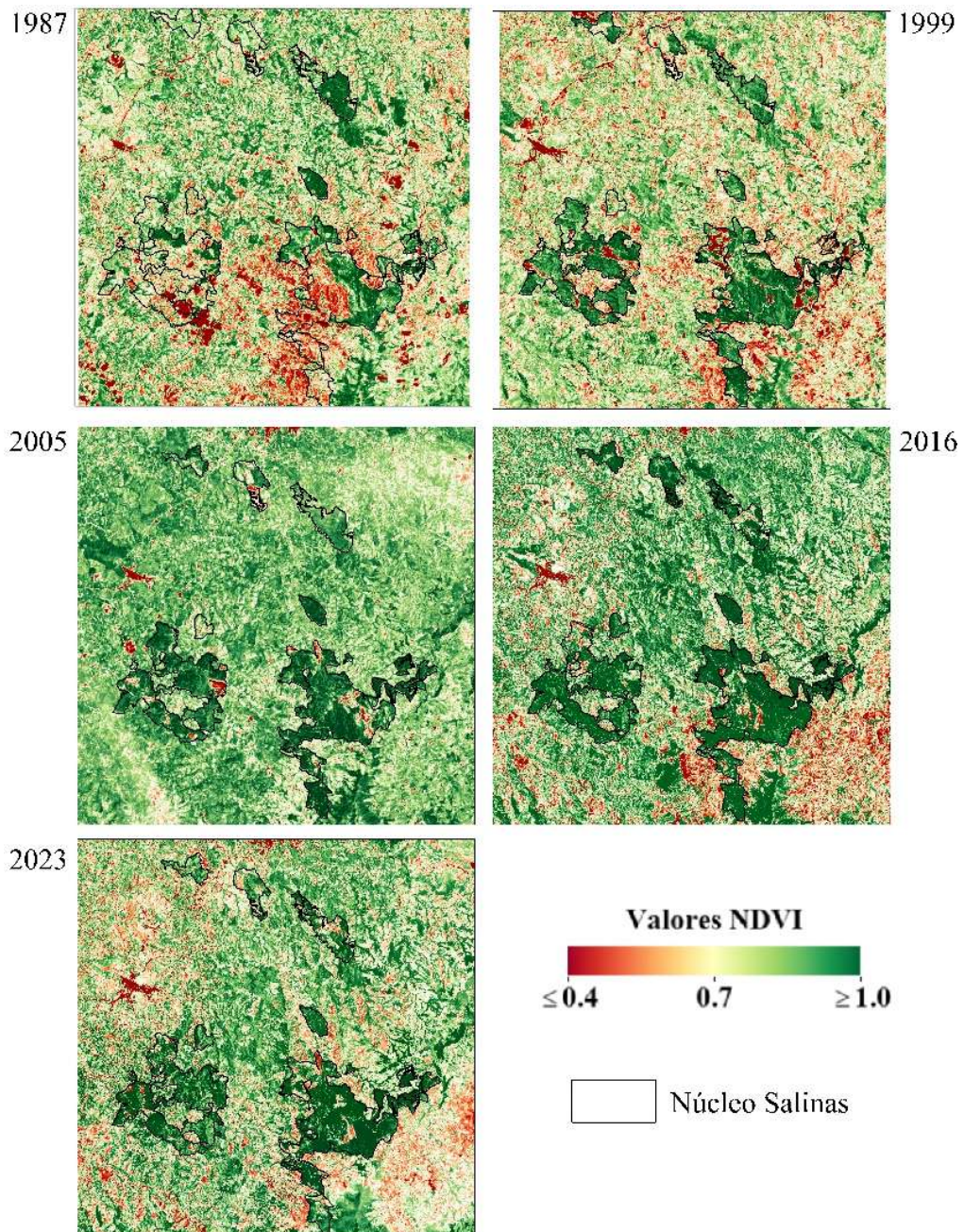
Fuente: Organizado por los autores.

ANÁLISIS NDVI

La distribución espacial de los valores de NDVI por año se presenta en la Figura 3. En 1987 los valores de NDVI oscilaron entre 0,47 y 0,93. En 1999 los valores alcanzaron el máximo de 1, demostrando la buena salud y vigor de la vegetación. En 2005, 2016 y 2023 los valores oscilaron en promedio desde 0,4 y 0,99. Los valores de NDVI variaron mucho a través del tiempo en cada subzona. En 1987 se observan bajos valores antes del establecimiento de las plantaciones en la parte sur

de la subzona media dentro del núcleo Salinas. Posteriormente, en 1999 se observó el aumento del NDVI por el aumento gradual de las plantaciones. En general, la subzona alta presenta valores bajos por fuera del núcleo por la presencia de cultivos agrícolas y la subzona baja tendió a disminuir por la presencia de zonas urbanas.

Figura 3. Distribución espacial de los valores NDVI por año



Fuente: Organizado por los autores.

ANÁLISIS DE PAISAJE

Los dos primeros ejes del análisis de componentes principales explican el 83,58% de la variabilidad total del conjunto de datos de las métricas de paisaje: PC1 representó el 57,94% de la variación mientras que PC2 representó el 25,63 %. Se descartaron los índices LSI, LPI y CONTIG por su bajo aporte a la variabilidad total de los datos y el índice AI por su alta correlación con ENN. Teniendo en cuenta lo anterior, se seleccionaron los índices PLAND, PAFRAC, NP, ED, CORE y ENN a nivel de clase y los índices de diversidad SIDI, SHDI y SHEI a nivel de paisaje, además del índice de conectividad IIC. Los resultados de cada uno de los índices se presentan en la Figura 4.

El área de estudio posee un área aproximada de 45.519 hectáreas. La cobertura pastos fue la más predominante en la matriz en 1987 con 52,6% del área total. No obstante, esta es la cobertura que más pérdida de área tuvo a lo largo del tiempo, disminuyendo a 33,3% en el 2023. En general, las áreas ocupadas antiguamente por pastos fueron reemplazadas por plantaciones forestales. La segunda cobertura más abundante fue bosque natural (incluyendo zonas de herbáceas, arbustales, vegetación en transición y bosque ripario). En 1987 el bosque natural representaba el 30,37% y aumentó a 34,6% en el 2023. Las plantaciones y las zonas urbanas también tuvieron aumentos progresivos de área a lo largo del tiempo. En 1987 representaban el 3,9 y 3,6% de la matriz y aumentaron a 12,9 y 6,18% en el 2023, respectivamente.

En 1987 el paisaje contaba con 2.779 parches de bosque natural, con un tamaño entre 0,689 y 473 hectáreas, y una media de 6,45 ha. En el 2023 el bosque natural contaba con 4.202 parches, con tamaños entre 0,689 y 514 ha y un promedio de 3,36 ha. Así, la mayoría de los parches tienen una superficie menor a 50 ha. Los parches más grandes se encuentran la subzona media rodeando las plantaciones mientras que los parches más pequeños se encuentran en medio de las plantaciones. Durante el tiempo de estudio, el aumento del número de parches de bosque natural se observó principalmente en lugares cercanos a zonas urbanas y cultivos.

El 13,27% del bosque natural en el área de estudio cuenta con un área de centro superiores al 20% del total del área del parche. Considerando una distancia de 100 metros efecto de borde de 100 metros, los bordes representaron 86.73% del total del paisaje. La alta proporción del tamaño de los bordes se le atribuye a la forma alargada y angosta de los fragmentos.

No se evidencia una variación significativa en la complejidad de la forma del bosque natural por influencia de las plantaciones. Para todos los periodos de tiempo, el índice PAFRAC obtuvo valores cercanos a 2, lo que indica que son los parches irregulares los que dominan el paisaje. No obstante, la cobertura de pastos sí reflejó cambios significativos, puesto que fue la más afectada por el establecimiento de las plantaciones. Los bajos valores del índice PAFRAC indican formas más regulares, característico de las áreas de plantaciones o las zonas urbanas, donde la intervención antrópica ha regularizado el terreno.

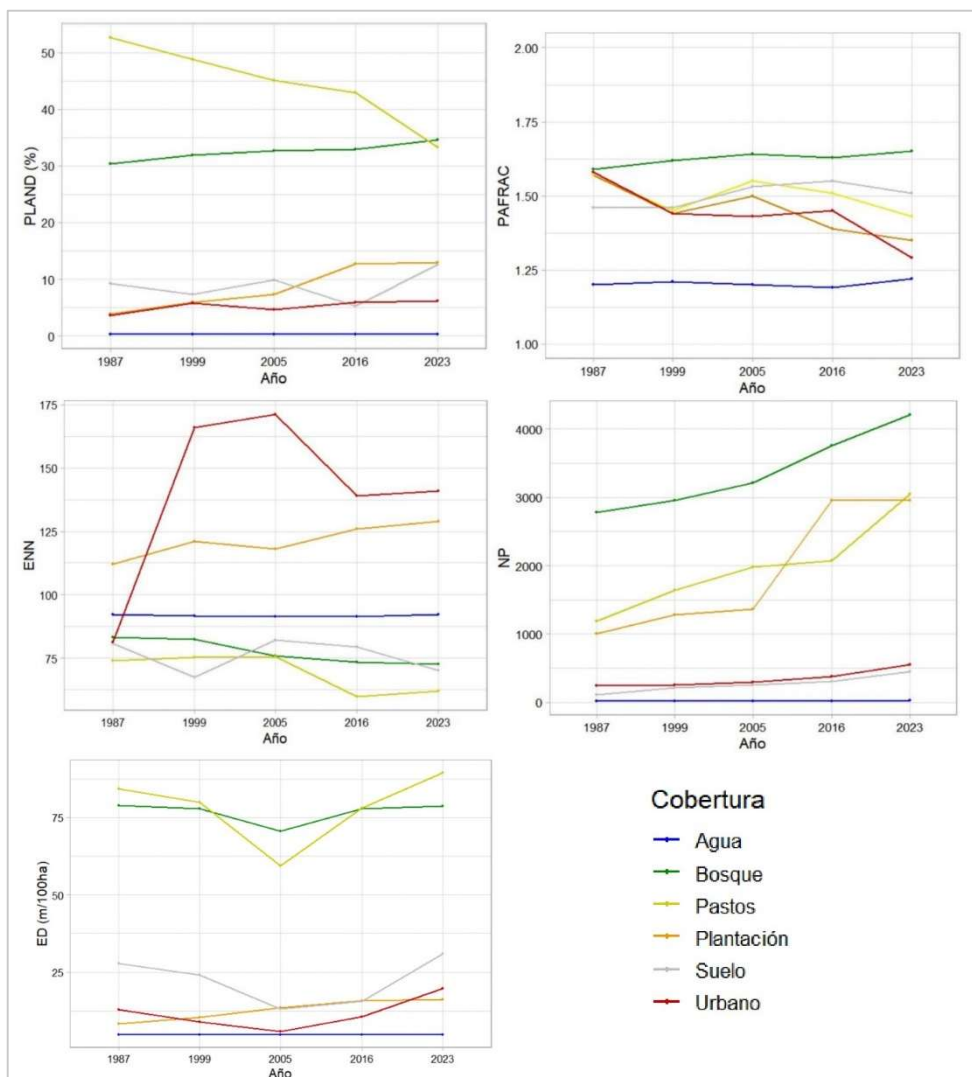


Figura 4 – Evolución en el tiempo de índices de paisaje considerados en el estudio.
Fuente: Organizado por los autores.

Hay una tendencia decreciente a través del tiempo en la distancia promedio al vecino más cercano. En 1987 se registró un promedio de 83,3 m, disminuyendo a 75,8 m en 2005. En 2016 y 2023 alcanzó su punto más bajo con un promedio de 72.6 m. Lo anterior refleja la tendencia a una mayor agrupación entre parches de la misma clase y a estar más conectados físicamente (MCGARIGAL *et al.*, 2002). En términos de diversidad, se observa una ligera disminución de los valores de los índices SIDI, SHDI y SHEI, ello como consecuencia del aumento del área de las clases reportadas a la distribución general del paisaje, tales como las zonas urbanas y el bosque natural. Sin embargo, estos índices de diversidad siguen siendo relativamente altos, sugiriendo que el área de estudio tiene un paisaje complejo con algunas clases dominantes (Figura 5).

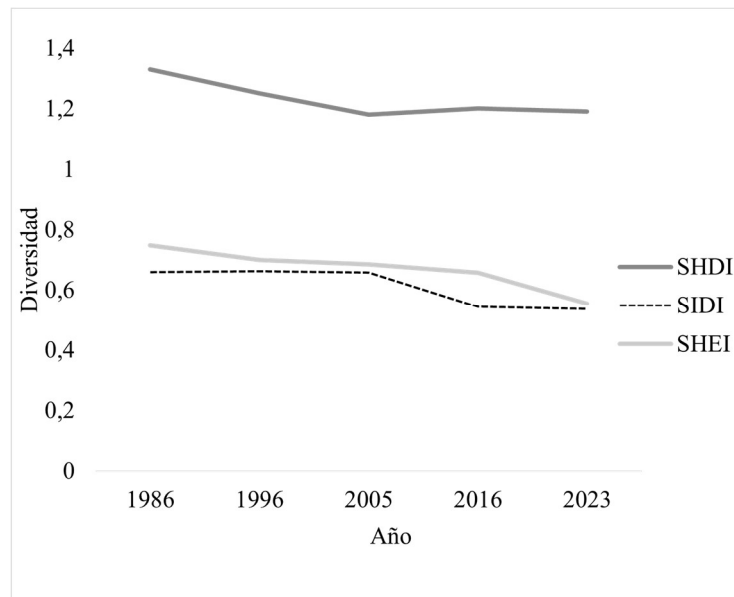


Figura 5. Valores del índice los índices de diversidad.

Fuente: Organizado por los autores.

ANÁLISIS DE CONECTIVIDADE

El Índice Integral de Conectividad (IIC) no aumentó después de 1000 metros por lo que se estableció como la distancia óptima de umbral para todo el paisaje. Los bosques naturales alcanzaron una probabilidad de conectividad máxima $dIIC = 21,65\%$ en 1987 y pasó a $dIIC = 22,56\%$ en 2023 (ver Figura 6). Por otro lado, la fracción $dIICconnector$ registró valores menos elevados mientras que $dIICintra$ y $dIICflux$ mostraron valores más altos en ciertos nodos. Los nodos que más aportan en la conectividad se encuentran concentrados en las subzonas baja-media y una poca proporción en la subzona alta. El parche más grande, que es el de mayor importancia para mantener la conectividad en todo el paisaje, aportó a la conectividad global $dIIC = 21,74\%$. El tamaño de este parche de hábitat lo convierte en un excelente proveedor de hábitat, viéndose reflejado en el valor de $dIICintra$ (10,88%), además de estar bien conectado a otros nodos $dIICflux$ (11,66%). Las plantaciones forestales alcanzaron una probabilidad de conectividad máxima $dIIC = 9,62\%$ en 1987 y aumentó a $dIIC = 13,41\%$ en 2023. Las plantaciones han favorecido la conectividad forestal del paisaje al aumentar progresivamente a través del tiempo en áreas anteriormente ocupadas por pastos. Aparentemente los parches de plantaciones son funcionalmente viables y necesarios para generar paisajes conectados y menos fragmentados.

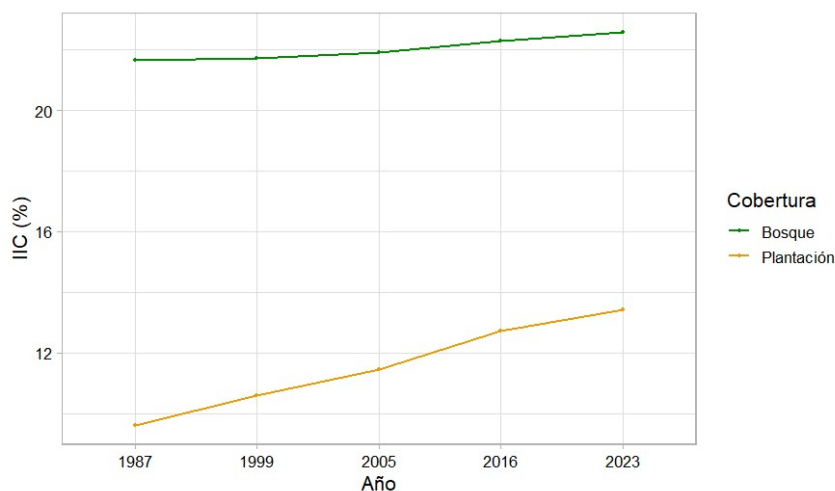


Figura 6. Evolución en el tiempo del Índice Integral de Conectividad (IIC).
Fuente: Organizado por los autores.

En todo el paisaje se registraron 4.222 corredores. La máxima distancia fue de 996 m y la menor de 83 m, con un promedio de 145,31m. Los corredores fueron de origen tanto natural (corrientes de agua, fragmentos de bosque) como antrópicos (vías). Los más largos se encontraron en la zona alta mientras que los más cortos entre las subzonas media-baja.

DISCUSIÓN

El análisis multitemporal del paisaje reveló un incremento en el bosque natural en la zona de estudio. El índice espectral NDVI permitió identificar la distribución espacial de la vegetación verde y vigorosa, así como la evolución de su estado en el tiempo. Al sur de la subzona alta se reflejan valores más altos de NDVI, donde predominan las plantaciones de especies del género *Pinus*. No obstante, los valores son bajos en el sureste de la subzona alta por la presencia de cultivos agrícolas y zonas con suelos desnudos. Las plantaciones de coníferas están destinadas a rotaciones más largas y en la subzona están establecidas desde hace más de 30 años. La mayoría de investigaciones realizadas en relación a las plantaciones de pino resaltan la importancia de mantener áreas de vegetación natural en medio de estas para el mantenimiento de la diversidad biológica (PRADO, 2015).

Respecto al área, la mayoría de los parches del bosque natural son pequeños, aunque hay una presencia considerable de parches medianos y grandes (áreas entre 0,689 y 473 ha). Este patrón forma un paisaje diverso donde los fragmentos más grandes favorecen el establecimiento de especies de interior y con mayores posibilidades de superar las transformaciones del paisaje, mientras los parches de menor superficie son más vulnerables a los agentes externos y al efecto de borde (ECHEVERRÍA *et al.*, 2014). El gran número de parches irregulares puede deberse a

la geomorfología y topografía irregular que generan parches más alargados y complejos (FORMAN, 1995).

El bosque natural es relevante como elemento estructurador del paisaje ya que por sus características funcionales y estructurales proporciona los mejores hábitats para especies nativas (CIONTESCU *et al.*, 2019). Los cauces de los ríos y sus bosques adyacentes funcionan como corredores y contribuyen en gran parte a la preservación de la diversidad biológica, incluso cuando se trata de pequeños cauces. Así, los bosques riparios, por ejemplo, pueden formar una red sobre el paisaje que conecta diferentes tipos de parches forestales, proporcionando también beneficios de conservación biológica. Mantener una red de remanentes a lo largo de áreas ribereñas puede ayudar a la supervivencia de especies para las cuales la matriz de plantación es menos adecuada (LAMB, 1998). La pérdida de cualquiera de estos elementos puede tener efectos negativos en la conectividad, ya que puede afectar a los corredores estructurales que unen dos o más áreas de interior que actúan como trampolines entre otros hábitats forestales.

Las plantaciones forestales en el paisaje pueden funcionar como una matriz permeable que permite el flujo de organismos entre los parches de bosque natural (BROCKERHOFF *et al.*, 2008). Las plantaciones forestales contribuyen a suavizar los altos niveles de radiación solar, temperatura y velocidad del viento en las áreas exteriores o bordes del bosque natural y que generan efectos negativos en la biodiversidad del bosque (BROCKERHOFF *et al.*, 2008). Por ejemplo, Denyer, Burns y Ogden (2006) encontraron que los cambios microclimáticos en los bordes de los bosques nativos adyacentes a las plantaciones de pino fueron la mitad de los cambios que ocurrieron entre el bosque nativo y los pastizales. Asimismo, se observó que la vegetación en los bordes era similar a la del interior del bosque cuando el borde estaba contiguo a una plantación en lugar de un pastizal (NORTON, 1998). Incluso especies como eucaliptos sembrados en franjas pueden llegar a reducir hasta un 35% de luminosidad en el suelo del fragmento, reducir a 1°C la temperatura del aire y aumentar un 3,4% la humedad relativa. No obstante, el efecto amortiguador que pueden tener las plantaciones se ve interrumpido por la cosecha de la plantación, exponiendo el borde temporalmente a las influencias externas negativas antes mencionadas (NORTON, 1998). También, las plantaciones incrementan la disponibilidad de refugio y proveen alimento, funcionando como corredores y senderos para la fauna local. Por lo tanto, los parches de plantación pueden mejorar aún más la conectividad global del paisaje actuando como “catalizadores” de movimientos de especies entre remanentes de bosques naturales, especialmente en áreas donde los bosques naturales son escasos (CABARGA; ARROYO; NOGUÉS, 2016).

La reducción de la distancia entre parches fue otro aspecto relevante que influyó en el incremento de la conectividad en el paisaje. La reducción de la distancia entre los parches y el efecto de corredor de las plantaciones conlleva una mayor capacidad de colonización de especies hacia los demás fragmentos de bosque, mejorando el flujo de conectividad en esta zona (SOBA-GIORDANO, 2011). Los hábitats menos aislados son generalmente más ricos en especies porque se pueden

colonizar más fácilmente. La afluencia constante de nuevos individuos evita la extinción local debido a coincidencias demográficas y ambientales (WALZ, 2011).

Finalmente, la información recolectada en este estudio permitirá estructurar nuevos corredores, basados en la conectividad estructural, con el fin de conservar y conectar más los fragmentos que presenten mejores características en términos de diversidad y función a nivel de paisaje. Al favorecer la conectividad estructural se esperaría que la mayoría de especies de fauna y flora sean beneficiadas.

CONCLUSIONES

La cuantificación de las coberturas por uso del suelo señaló una dinámica de cambio que favoreció el incremento de los bosques naturales en el área a través del tiempo. Las coberturas exhibieron cambios significativos en las métricas de área, borde y mostraron un patrón relativamente estable en la complejidad de la forma. Se observó la tendencia positiva en el índice de distancia al vecino más cercano, demostrando que los parches entre clases están cada vez más agrupados. Los índices de diversidad sugirieron que el paisaje experimentó una reducción en la equidad de las clases a lo largo del tiempo, por lo que tendería a presentar unas clases más predominantes que otras.

El rol de las plantaciones fue relevante dentro del paisaje, funcionando como barreras protectoras y reduciendo el efecto de borde, además de tener un efecto positivo en la conectividad de los bosques naturales. Los parches de plantación facilitaron la dispersión entre fragmentos aislados y generaron un paisaje más grande y mejor conectado.

La utilización de las métricas de paisaje y conectividad basadas en la teoría de grafos permitió la identificación de áreas clave para mejorar la red forestal, así como en la determinación de los elementos del paisaje que tienen mayor influencia en la dispersión de la fauna. Lo anterior es importante al establecer medidas de protección y mejora del paisaje, ya que, al mejorar la conectividad forestal, se fortalece la conservación de especies, lo cual es una prioridad en la conservación de la biodiversidad.

REFERÊNCIAS

AGUILAR, C. Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en la provincia de Loja, Ecuador. **CEDAMAZ**, v. 5, n. 1, 2015.

BARAL, H.; GUARIGUATA, M.; KEENAN, R. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 260–268, 2016.

BARRETT, W.; TRESSENS, S. Estudio de la vegetación nativa en plantaciones de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) en el norte de la provincia de Corrientes, República Argentina. **Bonplandia**, p. 1–18, 1996.

BROCKERHOFF, E.; JACTEL, H.; PARROTTA, J.; QUINE, C.; SAYER, J. Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 925–951, 1 may 2008. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>.

CABARGA, A.; ARROYO, N.; NOGUÉS, S. The function of plantation forestry in landscape connectivity. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 14, p. 527–542, 2016. https://doi.org/10.15666/aeer/1402_527542.

CIONTESCU, N.; ORTEGA, D.; GUERRERO, J.; ZAMBRANO, H. **Análisis de conectividad ecológica en el Piedemonte Andino Amazónico, Departamento del Caquetá**. Bogotá: USAID, Patrimonio Natural y Conservación y Gobernanza, 2019.

DENYER, K.; BURNS, B.; OGDEN, J. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. **Austral Ecology**, v. 31, n. 4, p. 478–489, 2006. .

DO NASCIMENTO, M. I.; POGGIANI, F.; DURIGAN, G.; IEMMA, A. F.; DA SILVA FILHO, D. F. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil The effectiveness of Eucalyptus barrier in containing the edge effect on a subtropical forest fragment in the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Florestalis**, v. 38, p. 191–203, 2010. .

ECHEVERRÍA, C.; BOLADOS, G.; RODRIGUEZ, J.; AGUAYO, M.; PREMOLI, A. **Ecología de paisajes forestales**. [S. l.]: Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. Santiago de Chile: Ediciones UACH, 2014.

FORMAN, R. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. [S. l.]: Cambridge University Press, 1995.

GAO, M.; GONG, H.; ZHAO, W.; CHEN, B.; CHEN, Z.; SHI, M. An improved topographic correction model based on Minnaert. **GIScience & Remote Sensing**, vol. 53, núm. 2, p. 247–264, 3 mar. 2016. DOI 10.1080/15481603.2015.1118976. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15481603.2015.1118976>.

HOLDRIDGE, L. **Ecología basada en zonas de vida**. Costa Rica: Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 1978(L.M.E, 34).

IDEAM. Atlas Climatológico de Colombia. 2023. **Atlas interactivo - Colombia**. Disponible en: <http://atlas.ideam.gov.co/presentacion/#>. Consultado en: 11 ago. 2023.

KARASIAK, N. **Dzetsaka Qgis Classification plugin**. [S. l.: s. n.], 2016. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2552284>.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. **Restoration ecology**. **The Journal of the**

Society for Ecological Restoration, v. 6, n. 3, p. 271–279, 1998. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00632.x>.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; NEEL, M.; ENE, E. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. 1 ene. 2002. .

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**, , p. 1–122, 1995. .

NORTON, D. Indigenous Biodiversity Conservation and Plantation Forestry: Options for the future. **New Zealand Forestry**, v. 43, 1998. .

POORE, M.; FRIES, C. Efectos ecológicos de los eucaliptos. Estudio FAO. **Montes**, v. 59, n. 106, 1987.

PRADO, J. A. **Plantaciones Forestales. Más allá de los árboles**, n. 956-7660-02–6. Chile: Colegio de Ingenieros Forestales de Chile AG, 2015.

RAINIS, R. Application of GIS and landscape metrics in monitoring urban land use change. **Urban ecosystem studies in Malaysia: A study of change**, , p. 266, 2003. .

SAURA, S.; VOGT, P.; VELÁZQUEZ, J.; HERNANDO, A.; TEJERA, R. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. **Environmental Stress and Forest Ecosystems: Case studies from Estonia**, vol. 262, núm. 2, p. 150–160, 15 jul. 2011. DOI 10.1016/j.foreco.2011.03.017. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711001605>.

Sistema de Información para la Planificación Rural Agropecuaria (SIPRA). 2023. Disponible en: <https://sipra.upra.gov.co/nacional>. Consultado en: 13 may 2023.

SOBA-GIORDANO, A. **El Paisaje en la ordenación del territorio: conceptos e instrumentos para su consideración**. Uruguay: Universidad de la República. Facultad de Arquitectura, 2011.

WALZ, U. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 5, n. 1, p. 1–35, 2011. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-3>.

Contato com o autor: angidrandona@unicauca.edu.co

Recebido em: 12/06/2024

Aprovado em: 12/12/2024