Green World Journal
ISSN: 2737-6109

CaMeRa Editorial

RESEARCH ARTICLE

Armonización de cartografía histórica para evaluar cambios de cobertura de suelo en una unidad hidrográfica andina del Ecuador (1990–2022)

Norma Ximena Lara Vásconez[1] Jonny Israel Guaiña Yungan[1] David Francisco Lara Vásconez [1] Jhony Fernando Cruz Román [1] Ana Lucia Tierra Cabay [1] Edgar Ricardo Nuñez Mejía [2]

[1] Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Chimborazo, Ecuador
[2] Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

Correspondencia: francisco.lara@espoch.edu.ec +593 99 873 4528

DOI/URL: https://doi.org/10.53313/gwj93358

Resumen: Este estudio analizó, mediante herramientas de teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG), los cambios en la cobertura de suelo ocurridos entre 1990 y 2022 en la Unidad Hidrográfica Panchucal, código Pfafstetter 4996851. El objetivo fue evaluar los patrones espaciales de cambio y las transiciones de cobertura a partir de archivos vectoriales históricos provenientes de fuentes oficiales. La información fue procesada mediante técnicas de superposición espacial y la metodología de Evaluación Histórica y Ambiental (VASA) de Piras et al. (2025), lo que permitió generar mapas temáticos, bases de datos, tasas de cambio y matrices de dinámica y transición del uso del suelo. Los resultados mostraron que el mosaico agropecuario registró la mayor pérdida, mientras que la vegetación arbustiva y herbácea presentó la mayor expansión. También se evidenció una ligera recuperación del bosque nativo y del páramo, junto con un incremento del área poblada. En contraste, los cuerpos de agua disminuyeron y, en la cartografía de 2022, se registraron categorías no representadas en 1990, como pastizal e infraestructura. Estos hallazgos contribuyen a comprender la dinámica de uso y cobertura de suelo en ecosistemas andinos y aportan información útil para la planificación territorial, el manejo ambiental y la conservación de los recursos naturales.

Palabras clave: Cambio de cobertura de suelo; Análisis multitemporal; Fotointerpretación; Sistemas de información geográfica; Unidad hidrográfica

Check for updates

Cita: Lara Vásconez, N.X., Guaiña Yungan, J.I., Lara Vásconez, D.F., Cruz Román, J.F., Tierra Cabay, A.L. & Nuñez Mejía, E.R. (2026). Armonización de cartografía histórica para evaluar cambios de cobertura de suelo en una unidad hidrográfica andina del Ecuador (1990–2022). Green World Journal, 09(03), 358. https://doi.org/10.53313/gwj93358

Received: 26/julio /2026
Accepted: 20/noviembre /2026
Published: 26/Noviembre /2026

Prof. Carlos Mestanza-Ramón, PhD.
Editor-in-Chief / CaMeRa Editorial
editor@greenworldjournal.com

Editor's note: CaMeRa remains neutral with respect to legal claims resulting from published content. The responsibility for published information rests entirely with the authors.

© 2026 CaMeRa license, Green World Journal. This article is an open access document distributed under the terms and conditions of the license.
Creative Commons Attribution (CC BY).
http://creativecommons.org/licenses/by/4.0

Harmonization of historical cartography to assess land-cover changes in an Andean hydrographic unit of Ecuador (1990–2022)

Abstract: This study analyzed land-cover changes occurring between 1990 and 2022 in the Panchucal Hydrographic Unit (Pfafstetter code 4996851) using remote sensing tools and Geographic Information Systems (GIS). The objective was to evaluate spatial change patterns and cover transitions based on historical vector files from official sources. Data were processed using spatial overlay techniques and the Historical and Environmental Assessment (VASA) methodology developed by Piras et al. (2025), enabling the generation of thematic maps, databases, change rates, and land-use dynamics and transition matrices. Results showed that the agricultural mosaic experienced the greatest loss, while shrub and herbaceous vegetation showed the most significant expansion. A slight recovery of native forest and páramo ecosystems was also observed, alongside an increase in built-up areas. In contrast, water bodies decreased, and the 2022 mapping revealed categories not present in 1990, such as pastureland and infrastructure. These findings contribute to an understanding of land-use and land-cover dynamics in Andean ecosystems and provide valuable information for land-use planning, environmental management, and natural resource conservation.

Keywords: Land cover change; Multi-temporal analysis; Photointerpretation; Geographic information systems; Hydrographic unit

1. Introducción

Los bosques montanos se distribuyen en estrechas franjas altitudinales, generalmente entre los 800 y 3500 m s. n. m. [1] y son considerados entre los ecosistemas más importantes del mundo [2]. Aunque ocupan una pequeña proporción de la superficie terrestre, desempeñan funciones ecológicas fundamentales, como la regulación hidrológica y el mantenimiento de procesos biogeoquímicos que favorecen los medios de vida humanos [3]. Estos ecosistemas se encuentran en regiones montañosas de América, África, Asia y Oceanía [4] y se caracterizan por presentar una topografía compleja, una elevada diversidad de especies endémicas y altas tasas de deforestación [5]. Asimismo, proporcionan servicios ecosistémicos de aprovisionamiento, regulación y culturales [6]. Entre ellos destacan la regulación del ciclo del agua [7] el almacenamiento de carbono [8], la recreación y ecoturismo [9,10] así como la polinización, el control biológico de plagas y demás beneficios asociados con la salud humana [11].

El hotspot de biodiversidad de los Andes Tropicales alberga aproximadamente una sexta parte de la diversidad vegetal del mundo, incluidas cerca de 30 000 especies de plantas vasculares [12]. Esta región es considerada uno de los ecosistemas más diversos del planeta debido a sus excepcionales niveles de endemismo. En ella se encuentran los bosques andinos, que se extienden desde las selvas tropicales hasta los paisajes fríos de alta montaña y albergan una gran variedad de plantas, animales y microorganismos asociados con diversos microhábitats [13,14]. Ante su importancia ecológica y vulnerabilidad, resulta necesario que los actores vinculados con estos ecosistemas implementen acciones concretas de conservación y mitigación de los efectos del cambio climático [15].

Las presiones antrópicas, entre ellas la agricultura a gran escala [16] la tala ilegal [17] los incendios forestales [18], el turismo irresponsable, la industrialización y el consumo excesivo de productos del bosque [19] han contribuido significativamente a la degradación de los hábitats forestales y de su biodiversidad [20,21]. Estas alteraciones favorecen la proliferación de especies invasoras [22], deterioran las comunidades bióticas [23] y reducen la productividad primaria, la biomasa vegetal y el ciclo de los nutrientes [24,25]. Como consecuencia, se modifican las dinámicas tróficas de estos ecosistemas [26] y aumenta el riesgo de desaparición de especies únicas [27].

Dentro de estas presiones, la expansión de la frontera agrícola constituye una de las principales causas de transformación de los bosques, pues se estima que está vinculada con cerca del 90 % de la deforestación mundial [28]. Este proceso está impulsado por las presiones del mercado, las políticas externas y los cambios sociales relacionados con la vivienda y el transporte [29]. Como consecuencia de estas presiones socioeconómicas, se intensifican la pérdida de especies y el deterioro funcional de los ecosistemas [30] además de comprometerse funciones ecológicas esenciales, como la regulación climática y el suministro de agua dulce [31].

En este contexto surge la pregunta: ¿cómo pueden evaluarse estas transformaciones mediante teledetección y métricas espaciales?

Durante las últimas décadas, la degradación forestal se ha intensificado y ha contribuido al incremento de las emisiones globales de carbono. Este fenómeno puede ser monitoreado mediante imágenes satelitales que, combinadas con herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), permiten caracterizar con mayor precisión las condiciones y transformaciones del territorio [32–34]. Estas tecnologías han facilitado la evaluación de los cambios en la dinámica y distribución de la cobertura terrestre a lo largo del tiempo [35,36].

Por lo tanto, conocer el grado de fragmentación y transformación de los bosques resulta fundamental para orientar acciones de conservación y manejo sostenible [37,38]. Para ello, las técnicas de teledetección permiten monitorear la biomasa forestal, identificar alteraciones en el ciclo del carbono y analizar los cambios ocurridos en la cubierta vegetal, proporcionando información relevante para la gestión y protección de estos ecosistemas [39] (Singh et al. 2022).

Diversos estudios han demostrado que el análisis multitemporal de uso del suelo mediante imágenes satelitales constituye una herramienta útil para evaluar los patrones y la dinámica de transformación del paisaje [40–44]. Asimismo, la información obtenida contribuye a la planificación territorial, la conservación de la biodiversidad y la generación de bases de datos que pueden respaldar futuras investigaciones y facilitar la toma de decisiones.

Por lo que este análisis tiene como objetivo evaluar el estado actual del paisaje y las transformaciones ocurridas en la cobertura del suelo durante el tiempo, mediante el uso de herramientas de teledetección y el análisis de métricas espaciales, con el fin de generar propuestas orientadas a la conservación y gestión sostenible del territorio.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La unidad hidrográfica Panchucal corresponde a una zona de transición ecológica localizada en el callejón interandino, noroeste de la provincia de Chimborazo, Ecuador. Esta se encuentra entrecruzada por los cantones Chambo y Riobamba, y se halla dentro de los ecosistemas: Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes, Arbustal siempreverde y herbazal del páramo, Bosque siempreverde montano alto del norte de la cordillera Oriental de los Andes, Herbazal del páramo, Herbazal y arbustal siempreverde subnival de páramo [45]. Además, cuenta con una extensión de 8406.88 ha y se ubica en las coordenadas UTM X: 772723, Y: 9809308, centro del polígono en estudio datum WGS 1984, Zona 17S.

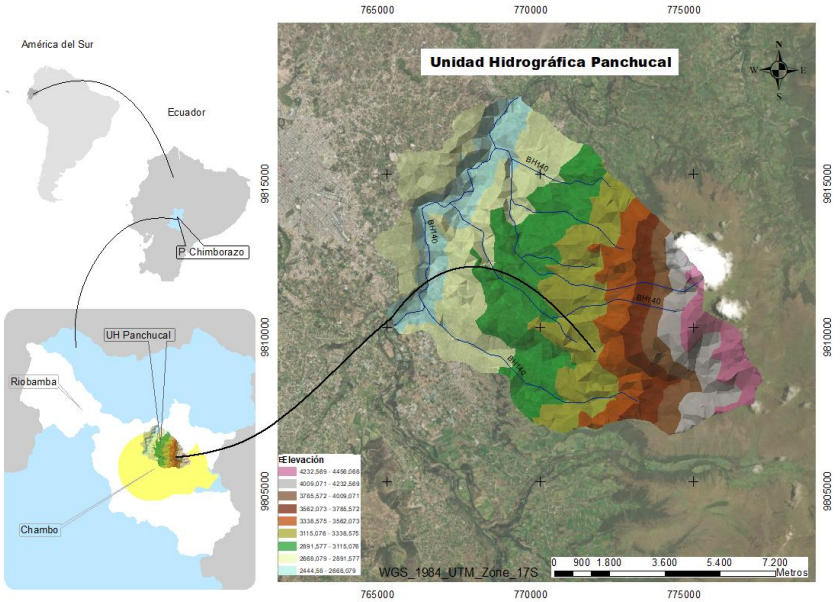


Figura 1. Ubicación de la Unidad Hidrográfica Panchucal, provincia de Chimborazo, Ecuador.

2.2. Métodos

2.2.1. Estudio de la dinámica de uso del suelo

Para analizar de manera estructurada la dinámica de uso del suelo, se desarrolló un esquema metodológico representado en un diagrama de flujo. Este sintetiza las etapas clave del proceso, desde la evaluación inicial de bases de datos geográficas hasta la generación de resultados interpretativos.

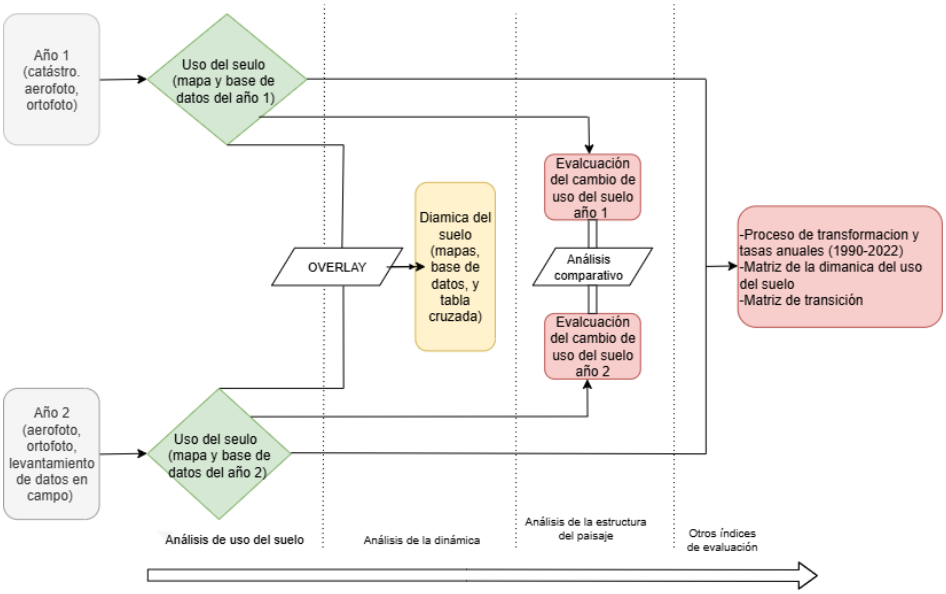


Figura 2. Estructura metodológica para el análisis de la dinámica de uso del suelo. Fuente: Piras et al. (2025).

2.2.2. Evaluación de la base de datos cartográficos

El análisis se fundamentó exclusivamente en capas vectoriales (shapefiles) de uso y cobertura del suelo, obtenidas de portales oficiales asegurando así coherencia temática y compatibilidad en el estudio. Además, se cuantificaron las transiciones de uso y cobertura mediante superposición espacial (overlay) entre capas de cobertura correspondientes a distintos años, determinando el cambio neto, las ganancias y pérdidas por clase, así como las tasas anuales de transformación para cada período multitemporal analizado.

Temporalidad. Para examinar los cambios espaciales-temporales de la Unidad Hidrográfica Panchucal, ubicada en el cantón Chambo, provincia de Chimborazo (Ecuador), se utilizaron archivos *shapefile* generados a partir de imágenes satelitales multitemporales generadas por instituciones como: MapBiomas Ecuador, Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador (MAATE, 2025), Sistema Nacional de Información [46] y el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG, 2023).

Escala. A fin de ejecutar un análisis espaciotemporal de la Unidad Hidrográfica Panchucal se trabajó a escala 1:100 000, píxeles de 30 metros, tomando como referencia la resolución cartográfica adoptada por el "Proyecto Mapa de Cobertura del Ecuador" el cual tuvo como objetivo impulsar y establecer un programa para la creación y el uso de datos geoespaciales vectoriales para el monitoreo espacial del sector agroproductivo, estado de vegetación, cambios de suelo, impactos ambientales, planificación agropecuaria y forestal del país [47]. Estos insumos respaldaron la fiabilidad de la información generada en este estudio.

2.2.3. Homologación de clases de cobertura mediante SIG

Procesamiento y análisis. Para realizar el análisis de la dinámica de uso del suelo se adoptó como referencia la metodología VASA (Historical and Environmental Evaluation), propuesta por Piras et al. (2025) [48] mediante la cual es posible observar los impactos generados por las actividades humanas en el ecosistema y las transiciones de diferentes clases de cobertura del suelo. Para este proceso se utilizaron archivos geoespaciales correspondientes a dos períodos temporales (1990–2022), con los que se generó información cartográfica de cobertura y uso de suelo. Posteriormente, se utilizó la información almacenada en las tablas de atributos de las capas *shapefiles* y se aplicó una operación de superposición (OVERLAY) mediante un software SIG, lo cual permitió generar una matriz cruzada, a partir de la cual se efectuó un análisis comparativo de las variaciones de la cobertura de suelo entre los años (1990–2022). Como resultado, se obtuvieron productos cartográficos como: procesos de transformación, tasas de cambio (1990–2022), matriz de la dinámica de uso del suelo y matriz de transición de uso del suelo; productos que permitieron evaluar la capacidad de los diferentes tipos de cobertura [49].

Mapas temáticos. En esta fase se disiparon ambigüedades entre clases de cobertura del suelo con nombres similares, optimizando el análisis preciso del paisaje vegetal. Asimismo, se estableció una clasificación homogénea, que permitió identificar con mayor exactitud las transformaciones de la cobertura de suelo. Para asegurar que los datos sean compatibles en el análisis, se consideró el catálogo de leyendas de mapas temáticos MAG (2023) [50]; en el caso de páramo, se utilizó la leyenda "Cobertura de la Tierra", código FB002, a una escala 1:100 000.

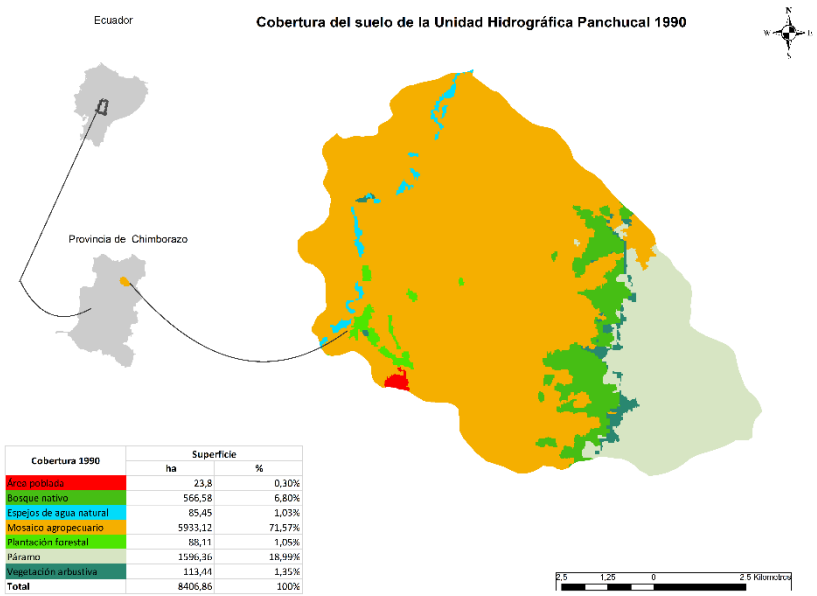
3. Resultados

3.1. Cobertura del suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal (1990–2022)

A continuación, se presenta un análisis de cambio de cobertura del suelo suscitado en tres décadas:

3.1.1. Periodo de análisis 1990

En la Figura 3 se observa el mapa de cobertura del suelo de año 1990 de la Unidad Hidrográfica Panchucal, clasificada en siete categorías y comprendida en una extensión de 8406.86 ha. En la Tabla 1 *mosaico agropecuario*, con 5933.12 ha, se presenta como la cobertura predominante con el 71.57 % de superficie, lo que evidencia un uso intensivo del suelo con fines agropecuarios, a esta le sigue *páramo* con 1596.36 ha, el cual abarca el 18.99 % de territorio, *bosque nativo* ocupa 566.58 ha, lo que equivale a una ocupación espacial de 6.8 %, pequeña en comparación con mosaico *agropecuario.* Sin embargo, el *área poblada* cubre 23.80 ha (0.3 %), lo que indica una baja ocupación urbana, *Cuerpos de agua natural* con 85.45 ha (1.03 %), con *vegetación arbustiva* (113.44) (1.36 %). Por otro lado, *plantación forestal* cubre 88.11 ha (1.05 %), lo que indica un sistema forestal de pequeña extensión.

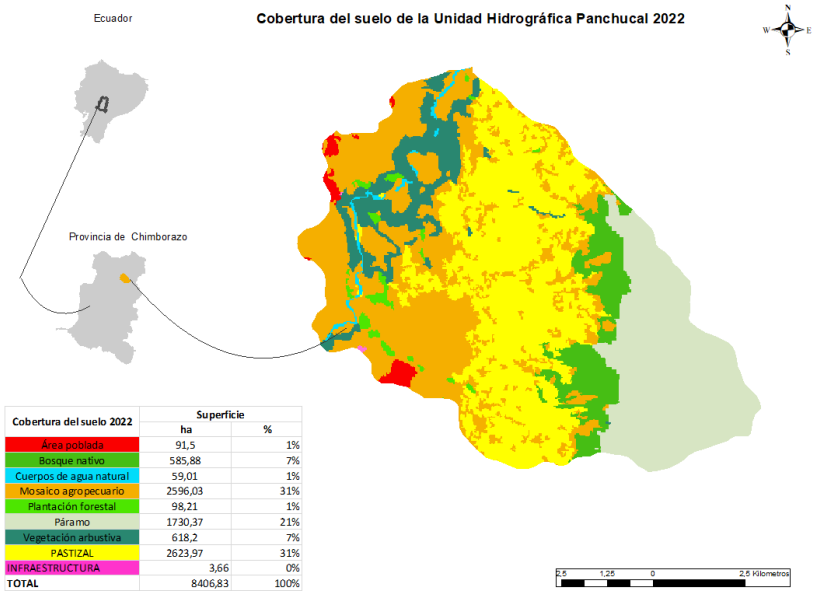


Cobertura 1990	Superficie	
	ha	%
Área poblada	23,8	0,30%
Bosque nativo	566,58	6,80%
Espejos de agua natural	85,45	1,03%
Mosaico agropecuario	5933,12	71,57%
Plantación forestal	88,11	1,05%
Páramo	1596,36	18,99%
Vegetación arbustiva	113,44	1,35%
Total	8406,86	100%

Figura 3. Cobertura del suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal, año 1990.

3.1.2. Periodo de análisis 2022

En la Figura 4 se distingue el mapa de cobertura del suelo de año 2022 de la Unidad Hidrográfica Panchucal dividida en nueve clases y comprendida en una extensión de 8406.86 ha. En la Tabla 2, se observa una marcada intervención antrópica que posiblemente impulsó la afloración de una nueva cobertura denominada *pastizal,* la cual se posiciona como la más extensa de la unidad hidrográfica con 2623.97 ha, lo que equivale al 31.21 % de superficie. A esta le sigue *mosaico agropecuario* con 2596.03 ha (30.88 %) lo que sugiere un paisaje agroecológico muy transformado, *páramo* cobertura natural de importancia ecológica [51] abarca 1730.37 ha (20.58 %) muestra un ligero aumento en comparación con el año 1990 posiblemente debido a cambios de uso del suelo. Por otra parte, *bosque nativo* con 585.88 ha (6.97 %) presenta un aumento en comparación al periodo 1990. Coberturas menores como *vegetación arbustiva y herbácea* 618.20 ha (7.35 %), *cuerpos de agua* 59.01 ha (0.7 %), *área poblada* 91.50 ha (1.09 %), suman 768.71 ha. En cuanto a *plantación forestal* con 98.21 ha (1.17 %), indica un ligero incremento de la actividad silvícola. Finalmente, emerge una nueva categoría *infraestructura* con 3.66 ha (0.04 %), posiblemente asociada a carreteras u otras instalaciones antrópicas.



Cobertura del suelo 2022	Superficie	
	ha	%
Área poblada	91,5	1%
Bosque nativo	585,88	7%
Cuerpos de agua natural	59,01	1%
Mosaico agropecuario	2596,03	31%
Plantación forestal	98,21	1%
Páramo	1730,37	21%
Vegetación arbustiva	618,2	7%
PASTIZAL	2623,97	31%
INFRAESTRUCTURA	3,66	0%
TOTAL	8406,83	100%

Figura 4. Cobertura del suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal, año 2022.

3.1.3. Dinámica espacio-temporal de la cobertura del suelo (1990–2022)

La Figura 5 muestra que entre los años 1990 y 2022, la Unidad Hidrográfica Panchucal experimentó notables transformaciones de paisaje, en el que se evidencia una reducción de mosaico agropecuario de (70.57 % a 30.88 %), en su lugar, se observa un incremento de pastizal (31.21 % en 2022) y de vegetación arbustiva de (1.35 % a 7.35 %). Páramo y bosque nativo presentan ligeros aumentos, mientras que los cuerpos de agua disminuyen.

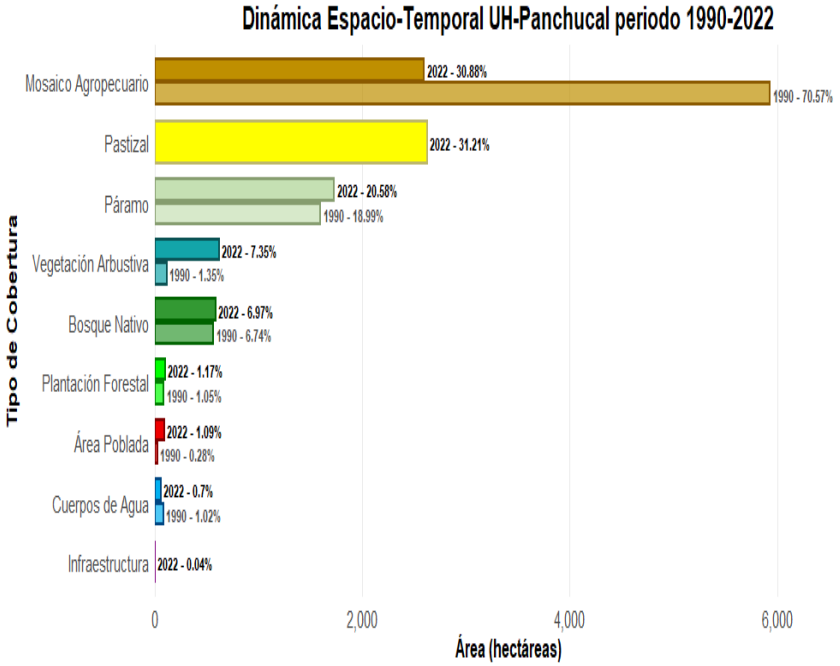


Figura 5. Dinámica espacio-temporal de la cobertura del suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal (1990–2022).

3.2. Procesos de transformación del paisaje y tasas anuales de la Unidad Hidrográfica Panchucal (1990–2022)

$$\textbf{Tasa anual de cambio}\ \left(\frac{\textbf{ha}}{\textbf{años}}\right) = \frac{\textit{Extensión en}\ 2022 - \textit{Extensión en}\ 1990}{32}$$

$$\textbf{Tasa de cambio de uso de la cobertura ha} = \text{Extensión ha } 2 - \text{Extensión ha } 1$$

Fuente: Kouassi et al. (2021).

En la Tabla 3 se muestra un análisis multitemporal vectorial de la cobertura de uso del suelo en el que se revelaron cambios significativos en el paisaje de la Unidad Hidrográfica durante el periodo 1990–2022. La categoría área poblada presentó un incremento de 67.7 ha, con una tasa anual de (2.11 ha/año), reflejando un proceso sostenido de expansión urbana. El bosque nativo mostró una recuperación de 19.3 ha (0.60 ha/año), lo cual podría estar asociado a un posible proceso de restauración o regeneración natural.

En contraste, los cuerpos de agua experimentaron una pérdida de 26.44 ha (-0.82 ha/año), lo que sugiere una degradación hídrica posiblemente asociada a sedimentación, presión antrópica o modificaciones en el régimen hidrológico. Mosaico agropecuario registró la mayor reducción absoluta, con una pérdida de 3337.09 ha y una tasa de disminución de (-104.28 ha/año), reflejando transformación de áreas agrícolas hacia otros usos del suelo.

La plantación forestal aumentó 10.1 ha (0.31 ha/año), reflejando expansión en las plantaciones o programas de reforestación. La cobertura de páramo aumentó en 134.01 ha (4.18 ha/año), posiblemente como resultado de procesos de sucesión natural o errores en las imágenes satelitales en zonas de altura.

Finalmente, la vegetación arbustiva y herbácea experimentó un aumento de 504.76 ha (15.77 ha/año). Este incremento podría estar asociado con procesos de regeneración secundaria. Además, para el año 2022 se registraron las categorías de pastizal (2623.97 ha) e infraestructura (3.66 ha), cuya aparición podría responder tanto a transformaciones territoriales como a una mayor diferenciación temática de la cartografía utilizada.

Estos patrones de cambio reflejan una dinámica heterogénea, marcada por el avance urbano, la disminución de prácticas agropecuarias tradicionales, la expansión de coberturas secundarias y ecosistemas de altura, junto con la

estabilidad parcial de coberturas naturales clave, planteando desafíos cruciales para la gestión sostenible de recursos naturales y la planificación territorial de la unidad hidrográfica.

Tabla 3. Procesos de transformación y tasas anuales de la Unidad Hidrográfica Panchucal (1990–2022).

Cobertura del suelo del 1990	Extensión ha (1)	Cobertura del suelo 2022	Extensión ha (2)	Tasa de cambio de la cobertura ha	Tasa de variación anual $\frac{ha}{año}$
Área poblada	23.8	Área poblada	91.5	67.7	2.11
Bosque nativo	566.58	Bosque nativo	585.88	19.3	0.6
Cuerpos de agua natural	85.45	Cuerpos de agua natural	59.01	-26.44	-0.82
Mosaico agropecuario	5933.12	Mosaico agropecuario	2596.03	-3337.09	-104.28
Plantación forestal	88.11	Plantación forestal	98.21	10.1	0.31
Páramo	1596.36	Páramo	1730.37	134.01	4.18
Vegetación arbustiva	113.44	Vegetación arbustiva	618.2	504.76	15.77
Pastizal	- - -	Pastizal	2623.97	2623.97	- - -
Infraestructura	- - -	Infraestructura	3.66	3.66	- - -
Total	**8406.86**	**TOTAL**	**8406.83**		

3.3. Matriz de la dinámica de uso del suelo, periodo 1990–2022

A continuación, con base en la Tabla 4 se realiza una interpretación de la Matriz de la dinámica de uso del suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal periodo 1990–2022:

Área poblada. Entre 1990 y 2022, las 23.80 ha clasificadas inicialmente como área poblada permanecieron dentro de esta misma categoría. Además, se registró la conversión de 67.06 ha de mosaico agropecuario y 0.63 ha de plantación forestal hacia área poblada, alcanzando una superficie total de 91.50 ha en 2022. Estos resultados evidencian una expansión de la ocupación urbana sobre áreas anteriormente destinadas a usos agropecuarios y forestales.

Bosque nativo. Durante 1990 y 2022, el bosque nativo mantuvo 452.27 ha con relativa estabilidad, aunque presentó transiciones hacia mosaico agropecuario (68.76 ha), páramo (0.09 ha) y pastizal (45.46 ha). Este comportamiento refleja procesos de fragmentación forestal y conversión a ecosistemas abiertos, atribuibles a presiones antrópicas o a dinámicas de sucesión natural.

Cuerpos de agua natural. Entre 1990 y 2022, los cuerpos de agua natural se estabilizaron en 45.06 ha, aunque experimentaron pérdidas hacia mosaico agropecuario (28.86 ha), plantación forestal (0.54 ha), vegetación arbustiva y herbácea (7.19 ha) y pastizal (3.78 ha). Estas transformaciones reflejan alteraciones en los sistemas acuáticos, probablemente inducidas por modificaciones hidrológicas, desecación o reconversión de humedales.

Mosaico agropecuario. Durante 1990 y 2022, el mosaico agropecuario mantuvo 2443.69 ha, pero registró transiciones significativas hacia área poblada (67.06 ha), bosque nativo (76.79 ha), cuerpos de agua (9.72 ha), plantación forestal (74.00 ha), páramo (97.99 ha), vegetación arbustiva y herbácea (470.17 ha), pastizal (2565.00 ha) e infraestructura (3.66 ha). Este patrón refleja una marcada diversificación de coberturas y el abandono de actividades agrícolas, favoreciendo tanto procesos de regeneración natural como el avance de usos antrópicos.

Plantación forestal. Entre 1990 y 2022, la plantación forestal se mantuvo en 22.68 ha, pero registró transiciones hacia área poblada (0.63 ha), cuerpos de agua natural (2.61 ha), mosaico agropecuario (43.64 ha), vegetación arbustiva y herbácea (11.70 ha) y pastizal (6.84 ha). Este comportamiento evidencia inestabilidad, posiblemente asociada a reconversiones productivas o deficiencias en la gestión silvícola.

Páramo. Durante 1990 y 2022, el ecosistema páramo mostró una permanencia con 1591.42 ha, experimentando pérdidas menores hacia bosque nativo (127.55 ha), mosaico agropecuario (1.80 ha) y pastizal (1.89 ha). Este patrón revela presiones ligeras en el ecosistema, el cual requiere atención para su preservación.

Vegetación arbustiva. Para el periodo 1990–2022, la vegetación arbustiva se sostuvo en 4.14 ha, pero mostró transiciones hacia bosque nativo (6.07 ha), cuerpos de agua natural (1.62 ha), mosaico agropecuario (9.27 ha), plantación forestal (0.99 ha), páramo (90.36 ha), vegetación arbustiva y herbácea (0.99 ha) y pastizal (0.99 ha).

Estos cambios reflejan dinámicas de sucesión ecológica, procesos de regeneración secundaria y presiones derivadas de usos productivos, configurando un paisaje en evolución.

Tabla 4. Matriz de la dinámica de uso del suelo (1990–2022).

MATRIZ DE CAMBIO DE USO DE COBERTURA DEL SUELO			COBERTURA AÑO 2022								
			Área poblada	Bosque nativo	Cuerpos de agua natural	Mosaico agropecuario	Plantación forestal	Páramo	Vegetación arbustiva	Pastizal	Infraestructura
			10	20	30	50	80	60	90	70	40
COBERTURA AÑO 1990	Área poblada	1	23.8								
	Bosque nativo	2		452.26		68.76		0.09		45.46	
	Cuerpos de agua natural	3			45.06	28.86	0.54		7.19	3.78	
	Mosaico agropecuario	4	67.07	76.79	9.72	2443.69	74	97.99	470.17	2565.00	3.66
	Plantación forestal	5	0.63		2.61	43.65	22.68			6.84	
	Páramo	6		127.55		1.8		1591.42		1.89	
	Vegetación arbustiva	7		6.07	1.62	9.27	0.99	90.36	4.14	0.99	

3.4. Matriz de transición de uso del suelo

En la Tabla 5 se expone la matriz de transición, la cual revela que, entre 1990 y 2022, se desarrollaron procesos de persistencia en coberturas clave (bosque nativo, páramo, mosaico agropecuario), junto con dinámicas de restauración (mosaico a bosque) y degradación (agua a pastizal, mosaico a vegetación secundaria), evidenciando una transformación ecológica y productiva significativa en el territorio.

Tabla 5. Matriz detallada de transición de uso del suelo (1990–2022).

Matriz De Transición				
CAMBIO	**CUT-1990**	**CUT-2022**	**TRANSICIÓN**	**SUPERFICIE ha**
11	Área Poblada	Área Poblada	Persistencia	23.81
14	Mosaico Agropecuario	Área Poblada	Cambio	67.07
15	Plantación Forestal	Área Poblada	Cambio	0.63
22	Bosque Nativo	Bosque Nativo	Persistencia	452.26
24	Mosaico Agropecuario	Bosque Nativo	Cambio	76.79
26	Páramo	Bosque Nativo	Cambio	127.55
27	Vegetación Arbustiva	Bosque Nativo	Cambio	6.07
33	Cuerpos de agua natural	Cuerpo De Agua Natural	Cambio	45.06
34	Mosaico Agropecuario	Cuerpo De Agua Natural	Cambio	9.72
35	Plantación Forestal	Cuerpo De Agua Natural	Cambio	2.61
37	Vegetación Arbustiva	Cuerpo De Agua Natural	Cambio	1.62
44	Mosaico Agropecuario	Infraestructura	Cambio	3.66
52	Bosque Nativo	Mosaico Agropecuario	Cambio	68.76
53	Cuerpos de agua natural	Mosaico Agropecuario	Cambio	28.87
54	Mosaico Agropecuario	Mosaico Agropecuario	Persistencia	2443.69
55	Plantación Forestal	Mosaico Agropecuario	Cambio	43.65
56	Páramo	Mosaico Agropecuario	Cambio	1.80
57	Vegetación Arbustiva	Mosaico Agropecuario	Cambio	9.27
62	Bosque Nativo	Páramo	Cambio	0.09
64	Mosaico Agropecuario	Páramo	Cambio	97.99
66	Páramo	Páramo	Persistencia	1591.42
67	Vegetación Arbustiva	Páramo	Cambio	90.36

72	Bosque Nativo	Pastizal	Cambio	45.47
73	Cuerpos de agua natural	Pastizal	Cambio	3.78
74	Mosaico Agropecuario	Pastizal	Cambio	2565.00
75	Plantación Forestal	Pastizal	Cambio	6.84
76	Páramo	Pastizal	Cambio	1.89
77	Vegetación Arbustiva	Pastizal	Cambio	0.99
83	Cuerpos de agua natural	Plantación Forestal	Cambio	0.54
84	Mosaico Agropecuario	Plantación Forestal	Cambio	74.00
85	Plantación Forestal	Plantación Forestal	Persistencia	22.68
87	Vegetación Arbustiva	Plantación Forestal	Cambio	0.99
93	Cuerpos de agua natural	Vegetación Arbustiva Y Herbácea	Cambio	7.20
94	Mosaico Agropecuario	Vegetación Arbustiva Y Herbácea	Cambio	470.17
95	Plantación Forestal	Vegetación Arbustiva Y Herbácea	Cambio	11.70
97	Vegetación Arbustiva	Vegetación Arbustiva Y Herbácea	Cambio	4.14

3.5. Categorías de transformación del paisaje

A continuación, en la Tabla 6, se presentan mediante tres colores las afectaciones más importantes en los ecosistemas de la Unidad Hidrográfica.

Tabla 6. Categorías de transformación del paisaje.

Categoría	Interpretación	Implicación ecológica
TRANSICIÓN POR EXPANSIÓN	Cambios graduales a través del tiempo donde el ecosistema natural se ve parcialmente modificado por actividades humanas en expansión (cultivos, infraestructura, asentamientos) [52].	Reducción progresiva de hábitats, presión sobre especies nativas y alteración de los flujos ecológicos (agua, nutrientes, fauna), generando pérdida de resiliencia ecológica [53].
DEGRADACIÓN Y FRAGMENTACIÓN DEL ECOSISTEMA	El ecosistema presenta una pérdida significativa de hábitat natural y se divide en parches más pequeños, aislados entre sí [54].	Pérdida de biodiversidad, interrupción de corredores biológicos, aumento de efecto de borde y disminución de la capacidad del ecosistema para sostener funciones clave [53].
CAMBIO MATRIZ PRODUCTIVO	Sustitución de tipo de uso predominante de suelo por ejemplo, regeneración de bosques en antiguas tierras agrícolas o establecimiento de plantaciones forestales con fines comerciales [55].	Modificación de la estructura de paisaje, cambios en la dinámica ecológica, pérdida de especies especializadas, pérdida de servicios ecosistémicos [54].

4. Discusión

Durante el periodo 1990–2022 se observaron transformaciones notables en la cobertura de suelo de la Unidad Hidrográfica Panchucal. En 2022, el pastizal se registró como una categoría diferenciada, con 2623.97 ha. Su ausencia en la cartografía de 1990 podría responder tanto a transformaciones reales del territorio como a diferencias en la clasificación temática de las fuentes utilizadas, mientras que el mosaico agropecuario se redujo hasta 2596.03 ha, registrando una tasa de cambio de −104.28 ha/año. Por otra parte, el área poblada alcanzó 91.50 ha, con un incremento de 2.11 ha/año, y la infraestructura ocupó 3.66 ha. En conjunto, estas modificaciones evidencian una transformación del paisaje que puede afectar la biodiversidad, la dinámica forestal, la estructura trófica de las comunidades y diversos procesos ecológicos y ecosistémicos [56].

Estas variaciones coinciden con estudios desarrollados en los Andes Tropicales, donde la expansión agropecuaria ha sido identificada como uno de los principales factores de fragmentación y pérdida de hábitats naturales [57]. Asimismo, investigaciones efectuadas a escala global y regional reconocen la expansión de la frontera agrícola como uno de los principales impulsores de la deforestación [58,59]. Este fenómeno se encuentra asociado con la interacción de factores como la escasez de recursos y el aumento de las presiones productivas [52]. En la Amazonía peruana [60,61] señalaron que la actividad ganadera, la agricultura migratoria y la accesibilidad proporcionada por la infraestructura contribuyen significativamente a la pérdida de bosques. De manera similar, en la Amazonía colombiana, [62,63] documentaron que la conversión de bosque en pasturas constituye uno de los principales procesos de deforestación y está estrechamente relacionada con el uso de fuego para el desmonte de la vegetación y el establecimiento de áreas ganaderas.

El páramo registró un incremento neto de 134.01 ha, equivalente a una tasa de 4.18 ha/año, lo que podría interpretarse como un posible proceso de restauración o recuperación natural del ecosistema. Sin embargo, esta aparente expansión debe analizarse con cautela, ya que podría no representar una mejora ecológica real, sino estar relacionada con diferencias o errores de clasificación cartográfica. Entre los factores que pueden generar estas inexactitudes se encuentran la presencia de nubes y sombras en las imágenes satelitales, así como la dificultad para diferenciar las coberturas naturales abiertas propias del páramo de otras espectralmente similares, como pastizales y las áreas agropecuarias [64].

El bosque nativo mostró un incremento neto de 19.30 ha, con una tasa de variación de 0.60 ha/año, lo cual podría estar relacionado con procesos de regeneración natural, restauración o diferencias en la clasificación cartográfica. No obstante, este resultado debe analizarse con cautela, debido a que el aumento neto no excluye la existencia de pérdidas y conversiones de bosque en sectores específicos de la unidad hidrográfica. A pesar de ello, esta tendencia resulta relevante para la conservación, ya que los bosques nativos albergan una elevada biodiversidad, almacenan carbono y proporcionan diversos servicios ecosistémicos [65]. Este comportamiento coincide con lo señalado por la (FAO 2005) y (Chazdon et al., 2008), quienes documentaron que algunos paisajes tropicales pueden presentar procesos de recuperación forestal a mediano plazo cuando se aplican políticas de manejo sostenible, restauración ecológica y protección de las coberturas naturales. Estos procesos también pueden estar relacionados con incentivos económicos, restricciones legales sobre el uso del suelo y una mayor participación y conciencia ambiental de las comunidades locales [67]. Sin embargo, en la Unidad Hidrográfica Panchucal sería necesario complementar el análisis cartográfico con verificaciones de campo para determinar las causas específicas del incremento observado.

El incremento de “vegetación arbustiva y herbácea”, con una expansión de 504.76 ha (15.77 ha/año), puede deberse al abandono de tierras debido a la migración o a regiones demasiado secas de baja productividad o demasiado empinadas para la agricultura moderna [68].

En contraste, los cuerpos de agua disminuyeron de 85.45 ha en 1990 a 59.01 ha en 2022, lo que representa una pérdida neta de 26.44 ha y una tasa de −0.82 ha/año. De acuerdo con la (FAO 2025) [69] esta reducción podría estar asociada con la presión ejercida por las actividades agrícolas sobre los recursos hídricos. De manera similar Pandit et al. (2024) [71] documentó que, en el Himalaya, el manejo inadecuado del suelo alteró el funcionamiento de los manantiales y contribuyó a la desaparición de algunos de ellos. Asimismo, [72,73] señaló que la disminución de las masas de agua puede relacionarse con procesos de sedimentación, canalización y desecación derivados de prácticas agrícolas intensivas. Estos antecedentes sugieren que la reducción observada en la Unidad Hidrográfica Panchucal podría responder a la interacción de factores antrópicos e hidrológicos; sin embargo, se requieren análisis de campo y series temporales complementarias para comprobar sus causas.

Plantación forestal alcanzó una superficie de 98.21 ha y registró una tasa de incremento de (+0.31 ha/año), Aunque este aumento evidencia una expansión moderada de la cobertura forestal plantada, sus beneficios ambientales dependen de la ubicación y de tipo de ecosistema sobre el cual se establezcan. En este sentido Bremer & Farley, (2010) [75] señalan que las plantaciones forestales generan mayores aportes para la conservación cuando se implementan en tierras degradadas, en lugar de sustituir ecosistemas naturales. Por tanto, en la Unidad Hidrográfica Panchucal, su establecimiento debería orientarse hacia áreas previamente alteradas, evitando la conversión de bosques nativos, páramos y otras coberturas de alto valor ecológico.

5. Conclusiones

El análisis multitemporal de la cartografía vectorial permitió identificar y cuantificar las principales transformaciones de la cobertura de suelo ocurridas entre 1990 y 2022 en la Unidad Hidrográfica Panchucal. La homologación de las clases y la aplicación de técnicas de superposición espacial facilitaron la comparación de información histórica procedente de distintas fuentes oficiales, así como la elaboración de tasas de cambio y matrices de dinámica y transición.

Los resultados mostraron una transformación considerable del paisaje. El mosaico agropecuario disminuyó de 5933.12 a 2596.03 ha, constituyéndose en la cobertura con la mayor pérdida absoluta. Paralelamente, en 2022 se registraron 2623.97 ha de pastizal, lo que evidencia una redistribución de los usos productivos y una mayor diferenciación temática de las coberturas agropecuarias. La vegetación arbustiva y herbácea presentó el mayor incremento, al pasar de 113.44 a 618.20 ha, mientras que el páramo, el bosque nativo y las plantaciones forestales registraron aumentos netos moderados. También se observó la expansión de área poblada del 23.80 a 91.50 ha y la aparición de infraestructura, lo que confirma el avance localizado de la ocupación antrópica. En contraste, los cuerpos de agua disminuyeron de 85.45 a 59.01 ha, constituyéndose en una de las coberturas que requiere mayor atención.

Las matrices de transición confirmaron que el territorio mantiene coberturas relativamente estables, pero simultáneamente experimenta conversiones entre usos agropecuarios, pastizales y vegetación secundaria. Debido a las diferencias temáticas existentes entre las cartografías históricas, los incrementos identificados no deben interpretarse automáticamente como evidencia de recuperación ecológica. En consecuencia, los resultados constituyen una base técnica para orientar el ordenamiento territorial, fortalecer el monitoreo de los recursos hídricos y priorizar la conservación del páramo, el bosque nativo y las áreas sometidas a mayores procesos de transformación.

Contribución de autores: Conceptualización, N.X.L.V., J.I.G.Y. y D.F.L.V.; metodología, D.F.L.V. y J.I.G.Y.; software, D.F.L.V. y C.S.T.R.; validación, N.X.L.V., J.F.C.R., E.R.N.M. y C.S.T.R.; análisis formal, D.F.L.V. y E.R.N.M.; investigación, N.X.L.V., J.I.G.Y., D.F.L.V., J.F.C.R., E.R.N.M. y C.S.T.R.; recursos, N.X.L.V. y J.I.G.Y.; curaduría de datos, D.F.L.V. y C.S.T.R.; redacción—preparación de borrador original, D.F.L.V.; redacción—revisión y edición, N.X.L.V., J.I.G.Y., J.F.C.R., E.R.N.M. y C.S.T.R.; visualización, D.F.L.V. y C.S.T.R.; supervisión, N.X.L.V.; administración de proyecto, N.X.L.V.; adquisición de fondos, N.X.L.V., J.I.G.Y., D.F.L.V., J.F.C.R., E.R.N.M. y C.S.T.R. Todos los autores han leído y aprobado la versión final del manuscrito.

Financiamiento: Esta investigación no recibió financiamiento externo. Los costos asociados al desarrollo del estudio fueron cubiertos íntegramente por los autores.

Conflictos de interés: Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

1. Tobón, C. Ecohydrology of Tropical Andean Cloud Forests. In *The Andean Cloud Forest*; Myster, R.W., Ed.; Springer International Publishing: Cham, 2021; pp. 61–87 ISBN 978-3-030-57344-7.
2. Velázquez-Rosas, N.; Fuentes Romero, E.; Ruiz-Guerra, B.; López Rosas, H. Plant Functional Traits Related to Aboveground Tree Biomass in Cloud Forests of Southeastern Mexico. *ResearchGate* **2025**, doi:10.1016/j.tfp.2024.100767.
3. Gay, J.D.; Currey, B.; Brookshire, E.N.J. Global Distribution and Climate Sensitivity of the Tropical Montane Forest Nitrogen Cycle. *Nat Commun* **2022**, *13*, 7364, doi:10.1038/s41467-022-35170-z.
4. Salinas, N.; Cosio, E.G.; Silman, M.; Meir, P.; Nottingham, A.T.; Roman-Cuesta, R.M.; Malhi, Y. Editorial: Tropical Montane Forests in a Changing Environment. *Front Plant Sci* **2021**, *12*, 712748, doi:10.3389/fpls.2021.712748.
5. Wilson, S.J.; Rhemtulla, J.M. Small Montane Cloud Forest Fragments Are Important for Conserving Tree Diversity in the Ecuadorian Andes. *Biotropica* **2018**, *50*, 586–597, doi:10.1111/btp.12542.
6. Ciesielski, M.; Gołos, P.; Wysocka-Fijorek, E.; Kaliszewski, A. Relationships between forest ecosystem services – current state of knowledge. *Folia Forestalia Polonica* **2024**, *66*, 228–248, doi:10.2478/ffp-2024-0017.
7. Mameno, K.; Tsuge, T.; Kubo, T.; Kuriyama, K.; Shoji, Y. High Monetary Valuation of Regulating Forest Ecosystem Services in Japan: Integrating the Best-Worst Scaling and Contingent Valuation Methods. *Ecosystems and People* **2024**, *20*, 2400544, doi:10.1080/26395916.2024.2400544.
8. Wu, Y.; Wang, D.; Qiao, X.; Jiang, M.; Li, Q.; Gu, Z.; Liu, F. Forest Dynamics and Carbon Storage under Climate Change in a Subtropical Mountainous Region in Central China. *Ecosphere* **2020**, *11*, e03072, doi:10.1002/ecs2.3072.
9. Quevedo, O.W.P. Aprovechamiento sostenible de los servicios ecosistémicos recreativos: Ecoturismo. *Revista Comunicaciones Científicas y Técnológicas* **2019**, 48–53.

10. Pandey, G.; Cudlínová, E.; Khadka, C.; Poudel, A.; Sharma, S. Interconexión Entre La Economía Verde, El Ecoturismo, La Protección Del Paisaje y El Desarrollo Económico Local: Un Estudio de Caso Del Parque de La Paz de Rapti, Nepal. *ARTOAJ* **2024**, *28*, 1–14, doi:10.19080/ARTOAJ.2024.28.556404.
11. Volenec, Z.M.; Dobson, A.P. Conservation Value of Small Reserves. *Conserv Biol* **2020**, *34*, 66–79, doi:10.1111/cobi.13308.
12. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J. Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. Nature 2000, 403, 853–858, doi:10.1038/35002501.
13. Pérez-Escobar, O.A.; Zizka, A.; Bermúdez, M.A.; Meseguer, A.S.; Condamine, F.L.; Hoorn, C.; Hooghiemstra, H.; Pu, Y.; Bogarín, D.; Boschman, L.M.; et al. The Andes through Time: Evolution and Distribution of Andean Floras. *Trends in Plant Science* **2022**, *27*, 364–378, doi:10.1016/j.tplants.2021.09.010.
14. Deng, Z.; Wang, Y.; Xiao, C.; Zhang, D.; Feng, G.; Long, W. Effects of Plant Fine Root Functional Traits and Soil Nutrients on the Diversity of Rhizosphere Microbial Communities in Tropical Cloud Forests in a Dry Season. *Forests* **2022**, *13*, 421, doi:10.3390/f13030421.
15. Santiago-Vera, T. de J.; García-Millán, M.A.; Michael-Rosset, P. Enfoques de la resiliencia ante el cambio climático. *Agricultura, sociedad y desarrollo* **2018**, *15*, 531–539.
16. Maeda, E.E.; Abera, T.A.; Siljander, M.; Aragão, L.E.O.C.; Moura, Y.M. de; Heiskanen, J. Large-Scale Commodity Agriculture Exacerbates the Climatic Impacts of Amazonian Deforestation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **2021**, *118*, e2023787118, doi:10.1073/pnas.2023787118.
17. Aziz, S.; Akhtar, S.; Amin, R. Illegal Logging and Its Impact on Forest Ecosystems in Southeast Asia. *J. of Selvicoltura Asean* **2024**, *1*, 177–186, doi:10.70177/jsa.v1i4.1664.
18. Bruera, B.M.; González, F.A.I. Deforestación, incendios forestales y expansión de la frontera agrícola en el Norte Grande argentino (2007-2018). *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas* **2021**, *26*, 127–141, doi:10.30972/rfce.2615038.
19. Hamunyela, E.; Brandt, P.; Shirima, D.; Do, H.T.T.; Herold, M.; Roman-Cuesta, R.M. Space-Time Detection of Deforestation, Forest Degradation and Regeneration in Montane Forests of Eastern Tanzania. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2020**, *88*, 102063, doi:10.1016/j.jag.2020.102063.
20. Pfeifer, M.; Lefebvre, V.; Peres, C.A.; Banks-Leite, C.; Wearn, O.R.; Marsh, C.J.; Butchart, S.H.M.; Arroyo-Rodríguez, V.; Barlow, J.; Cerezo, A.; et al. Creation of Forest Edges Has a Global Impact on Forest Vertebrates. *Nature* **2017**, *551*, 187–191, doi:10.1038/nature24457.
21. Soh, M.C.K.; Mitchell, N.J.; Ridley, A.R.; Butler, C.W.; Puan, C.L.; Peh, K.S. -h. Impacts of Habitat Degradation on Tropical Montane Biodiversity and Ecosystem Services: A Systematic Map for Identifying Future Research Priorities. *Frontiers in Forests and Global Change* **2019**, *2*, doi:10.3389/ffgc.2019.00083.
22. Diggins, C.A. Anthropogenically-Induced Range Expansion as an Invasion Front in Native Species: An Example in North American Flying Squirrels. *Front. Ecol. Evol.* **2023**, *11*, doi:10.3389/fevo.2023.1096244.
23. Guerra Alonso, C.B.; Zurita, G.A.; Bellocq, M.I. Dung Beetles Response to Livestock Management in Three Different Regional Contexts. *Sci Rep* **2020**, *10*, 3702, doi:10.1038/s41598-020-60575-5.
24. Kempel, A.; Allan, E.; Gossner, M.M.; Jochum, M.; Grace, J.B.; Wardle, D.A. From Bottom-up to Top-down Control of Invertebrate Herbivores in a Retrogressive Chronosequence. *Ecology Letters* **2023**, *26*, 411–424, doi:10.1111/ele.14161.
25. Samec, P. *Forest Degradation Under Global Change*; 2023; ISBN 978-1-80356-795-2.
26. Lapola, D.M.; Pinho, P.; Barlow, J.; Aragão, L.E.O.C.; Berenguer, E.; Carmenta, R.; Liddy, H.M.; Seixas, H.; Silva, C.V.J.; Silva-Junior, C.H.L.; et al. The Drivers and Impacts of Amazon Forest Degradation. *Science* **2023**, *379*, eabp8622, doi:10.1126/science.abp8622.
27. Arévalo-Morocho, C.; Jácome-Aguirre, G.; Ortega-Andrade, S.; Rosales-Enríquez, O.; Rodríguez-Echeverry, J. Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de Dipsas elegans en el norte de Ecuador. *Evaluation of forest landscape change and its impact on the distribution of Dipsas elegans in northern Ecuador* **2023**, doi:10.14198/INGEO.23541.
28. FAO COP26: Agricultural expansion drives almost 90 percent of global deforestation Available online: https://www.fao.org/newsroom/detail/cop26-agricultural-expansion-drives-almost-90-percent-of-global-deforestation/en?jumpid=af_7e845c57d1 (accessed on 21 July 2026).
29. Raad, A.; White, J.D. Humans, Climate Change, or Both Causing Land-Use Change? An Assessment with NASA's SEDAC Datasets, GIS, and Remote Sensing Techniques. *Urban Science* **2025**, *9*, 76, doi:10.3390/urbansci9030076.
30. Mendieta, D.; Grueso, J.R. BONOS DE CARBONO COMO ALTERNATIVAS PARA LUCHAR CONTRA LA DEFORESTACIÓN EN COLOMBIA: CARBON CREDITS AS ALTERNATIVES TO FIGHT AGAINST DEFORESTATION IN COLOMBIA. *Veredas do Direito* **2024**, *21*, e212666–e212666, doi:10.18623/rvd.v21.2666.
31. Tiemann, A.; Ring, I. Towards Ecosystem Service Assessment: Developing Biophysical Indicators for Forest Ecosystem Services. *Ecological Indicators* **2022**, *137*, 108704, doi:10.1016/j.ecolind.2022.108704.
32. Gao, Y.; Skutsch, M.; Paneque-Gálvez, J.; Ghilardi, A. Remote Sensing of Forest Degradation: A Review. *Environ. Res. Lett.* **2020**, *15*, 103001, doi:10.1088/1748-9326/abaad7.
33. Yang, C. Design of Remote Sensing-Based Geographic Information System. *Journal of Geography and Cartography* **2022**, *5*, 51–58, doi:10.24294/jgc.v5i1.1662.
34. Menjibar-Romero, M.; Remond, R.; Martinez-Murillo, J.-F. Las Unidades de Paisaje Del Espacio Natural Protegido de Sierra de Las Nieves (Sur de España): Caracterización, Cambios y Métricas. *Revista de geografía Norte Grande* **2024**, 1–32, doi:10.4067/S0718-34022024000100114.

35. Hussain, K.; Mehmood, K.; Anees, S.A.; Ding, Z.; Muhammad, S.; Badshah, T.; Shahzad, F.; Haidar, I.; Wahab, A.; Ali, J.; et al. RETRACTED: Assessing Forest Fragmentation Due to Land Use Changes from 1992 to 2023: A Spatio-Temporal Analysis Using Remote Sensing Data. *Heliyon* **2024**, *10*, doi:10.1016/j.heliyon.2024.e34710.
36. Alam; Ghosal, N. Sistema de Teledetección e Información Geográfica Para La Evaluación de Los Cambios En La Dinámica Del Sistema Terrestre: Una Reseña. In *Modelado geoespacial para la gestión ambiental*; 2022.
37. Otavo, S.; Echeverría, C. Fragmentación Progresiva y Pérdida de Hábitat de Bosques Naturales En Uno de Los Hotspot Mundiales de Biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **2017**, *88*, 924–935, doi:10.1016/j.rmb.2017.10.041.
38. Echeverry, J.; Leiton, M. Pérdida y Fragmentación de Ecosistemas Boscosos Nativos y Su Influencia En La Diversidad de Hábitats En El Hotspot Andes Tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **2021**, *92*, 923449, doi:10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449.
39. Condori-Luna, I.J.; Loza Murguia, M.; Pati, F. Análisis Multitemporal de La Cobertura Boscosa Empleando La Metodología de Teledetección Espacial y SIG En La Sub-Cuenca Del Río Coroico - Provincia Caranavi En Los Años 1989 – 2014. *ResearchGate* **2018**, doi:10.36610/j.jsars.2018.090100025.
40. Singh, A. Review Article Digital Change Detection Techniques Using Remotely-Sensed Data. *International Journal of Remote Sensing* **1989**, *10*, 989–1003, doi:10.1080/01431168908903939.
41. De Leeuw, J.; Georgiadou, Y.; Kerle, N.; De Gier, A.; Inoue, Y.; Ferwerda, J.; Smies, M.; Narantuya, D. The Function of Remote Sensing in Support of Environmental Policy. *Remote Sensing* **2010**, *2*, 1731–1750, doi:10.3390/rs2071731.
42. Armenteras, D.; Rodríguez, N.; Retana, J. Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation. *PLOS ONE* **2013**, *8*, e54310, doi:10.1371/journal.pone.0054310.
43. Yela-Lara, S.-M.; Baca-Gamboa, A.-E. Dinámicas de cambio de las coberturas del suelo y su impacto en el sector suroriental de Pasto, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* **2023**, *47*, 996–1007, doi:10.18257/raccefyn.1995.
44. Naranjo Cabrera, T.M. Análisis multitemporal de los cambios en la cobertura vegetal del área nacional de recreación Quimsacocha. masterThesis, 2024.
45. MAATE Ministerio Del Ambiente, Agua y Transición Ecológica Del Ecuador Ide.Ambiente.Gob.Ec/Mapainteractivo/ Available online: http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/ (accessed on 8 May 2025).
46. SNI, 24/05/2025 Enlaces de Interés | Sistema Nacional de Información 2025.
47. SENPLADES, MAGAP & MAE Mapa de Cobertura y Uso de La Tierra Del Ecuador Continental. Escala de Elaboración 1:100.000 2014.
48. Piras, F.; Santoro, A.; Romano, F.; Agnoletti, M. The VASA (Historical and Environmental Evaluation) Multitemporal Approach for the Analysis and Assessment of Rural Landscape Transformations. *Landsc Ecol* **2025**, *40*, 56, doi:10.1007/s10980-025-02072-6.
49. Burkhard, B.; Kroll, F.; Müller, F.; Windhorst, W. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services - A Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* **2009**, 15–15, doi:10.3097/LO.200915.
50. Geoportal del agro *Catalogo de leyendas de mapas tematicos del MAG 2023*;
51. Chuncho, G. Páramos Del Ecuador, Importancia y Afectaciones: Una Revisión Available online: https://www.researchgate.net/publication/344180955_Paramos_del_Ecuador_importancia_y_afectaciones_Una_revision (accessed on 8 June 2025).
52. Lambin, E.F.; Geist, H.J.; Lepers, E. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources* **2003**, *28*, 205–241, doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105459.
53. Haddad, N.M.; Brudvig, L.A.; Clobert, J.; Davies, K.F.; Gonzalez, A.; Holt, R.D.; Lovejoy, T.E.; Sexton, J.O.; Austin, M.P.; Collins, C.D.; et al. Habitat Fragmentation and Its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. *Science Advances* **2015**, *1*, e1500052, doi:10.1126/sciadv.1500052.
54. Fahrig, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **2003**, *34*, 487–515, doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
55. Chazdon, R.L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* **2008**, *320*, 1458–1460, doi:10.1126/science.1155365.
56. Laurance, W.F.; Goosem, M.; Laurance, S.G.W. Impacts of Roads and Linear Clearings on Tropical Forests. *Trends in Ecology & Evolution* **2009**, *24*, 659–669, doi:10.1016/j.tree.2009.06.009.
57. Grau, H.; Aide, M. Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. *Ecology and Society* **2008**, *13*, doi:10.5751/ES-02559-130216.
58. FAO and UNEP *The State of the World's Forests 2020. Forests, Biodiversity and People*; The State of the World's Forests (SOFO); FAO and UNEP: Rome, Italy, 2020; ISBN 978-92-5-132419-6.
59. Armenteras, D.; Cabrera, E.; Rodríguez, N.; Retana, J. National and Regional Determinants of Tropical Deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change* **2013**, *13*, doi:10.1007/s10113-013-0433-7.
60. Rojas Briceño, N.B.; Barboza, E.; Maicelo Quintana, J.L.; Oliva, M. Deforestación En La Amazonía Peruana: Índices de Cambios de Cobertura y Uso Del Suelo Basado En SIG. *ResearchGate* **2019**, doi:10.21138/bage.2538a.
61. Briceño, N.B.R.; Castillo, E.B.; Quintana, J.L.M.; Cruz, S.M.O.; López, R.S. Boletín de la Asociación Española de Geografía. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* **2019**, doi:10.21138/bage.2538a.
62. Armenteras, D.; Cabrera, E.; Rodríguez, N.; Retana, J. National and Regional Determinants of Tropical Deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change* **2013**, *13*, 1181–1193, doi:10.1007/s10113-013-0433-7.

63. Armenteras, D.; Rodríguez, N.; Retana, J. Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation. *PLOS ONE* **2013**, *8*, e54310, doi:10.1371/journal.pone.0054310.
64. Anselm, N.; Brokamp, G.; Schütt, B. Assessment of Land Cover Change in Peri-Urban High Andean Environments South of Bogotá, Colombia. *Land* **2018**, *7*, 75, doi:10.3390/land7020075.
65. Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.S.; Ngo, H.T.; Guèze, M.; Agard, J.; Arneth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S.H.M.; et al. *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*; Zenodo, 2019;
66. Chazdon, R.L.; Brancalion, P.H.S.; Laestadius, L.; Bennett-Curry, A.; Buckingham, K.; Kumar, C.; Moll-Rocek, J.; Vieira, I.C.G.; Wilson, S.J. When Is a Forest a Forest? Forest Concepts and Definitions in the Era of Forest and Landscape Restoration. *Ambio* **2016**, *45*, 538–550, doi:10.1007/s13280-016-0772-y.
67. Chazdon, R.L.; Brancalion, P.H.S.; Laestadius, L.; Bennett-Curry, A.; Buckingham, K.; Kumar, C.; Moll-Rocek, J.; Vieira, I.C.G.; Wilson, S.J. When Is a Forest a Forest? Forest Concepts and Definitions in the Era of Forest and Landscape Restoration. *Ambio* **2016**, *45*, 538–550, doi:10.1007/s13280-016-0772-y.
68. Aide, T.M.; Clark, M.L.; Grau, H.R.; López-Carr, D.; Levy, M.A.; Redo, D.; Bonilla-Moheno, M.; Riner, G.; Andrade-Núñez, M.J.; Muñiz, M. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* **2013**, *45*, 262–271, doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x.
69. FAO Los Humedales y La Agricultura: Impactos de Las Prácticas Agrícolas y Vías Hacia La Sostenibilidad | FAO Available online: https://www.fao.org/family-farming/detail/es/c/1733235/ (accessed on 29 July 2025).
70. Pandit, A.; Batelaan, O.; Pandey, V.P.; Adhikari, S. Depleting Spring Sources in the Himalayas: Environmental Drivers or Just Perception? *Journal of Hydrology: Regional Studies* **2024**, *53*, 101752, doi:10.1016/j.ejrh.2024.101752.
71. Pandit, A.; Batelaan, O.; Pandey, V.P.; Adhikari, S. Depleting Spring Sources in the Himalayas: Environmental Drivers or Just Perception? *Journal of Hydrology: Regional Studies* **2024**, *53*, 101752, doi:10.1016/j.ejrh.2024.101752.
72. Allan, J.D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **2004**, *35*, 257–284, doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
73. Allan, J.D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **2004**, *35*, 257–284, doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
74. Bremer, L.L.; Farley, K.A. Does Plantation Forestry Restore Biodiversity or Create Green Deserts? A Synthesis of the Effects of Land-Use Transitions on Plant Species Richness. *Biodiversity and Conservation* **2010**, *19*, 3893–3915, doi:10.1007/s10531-010-9936-4.
75. Bremer, L.L.; Farley, K.A. Does Plantation Forestry Restore Biodiversity or Create Green Deserts? A Synthesis of the Effects of Land-Use Transitions on Plant Species Richness. *Biodivers Conserv* **2010**, *19*, 3893–3915, doi:10.1007/s10531-010-9936-4.

© 2026 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/