

Evaluación multitemporal de la deforestación y sus efectos en los servicios ecosistémicos de regulación de la subcuenca Chillayacu

Multi-temporal evaluation of deforestation and its effects on the regulating ecosystem services of the Chillayacu sub-basin

Pablo Said Pala Yungan¹, Alexis Maybry Silvestre Vergara¹, Jaime Enrique Maza Maza¹

¹Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Técnica de Machala, Machala, Ecuador, 070205;

asilvestr1@utmachala.edu.ec; jemaza@utmachala.edu.ec

*Correspondencia: ppala5@utmachala.edu.ec

Citación: Pala, P.; Silvestre, A. & Maza, J., (2026). Evaluación multitemporal de la deforestación y sus efectos en los servicios ecosistémicos de regulación de la subcuenca Chillayacu. *Novasinerгия*. 9(1), 79-102.

<https://doi.org/10.37135/ns.01.17.05>

Recibido: 06 septiembre 2025

Aceptado: 12 noviembre 2025

Publicado: 08 enero 2026

Novasinerгия

ISSN: 2631-2654

Resumen: La deforestación constituye una de las principales amenazas para la provisión de servicios ecosistémicos (SE), especialmente aquellos vinculados con la regulación climática e hídrica. El presente estudio evaluó el impacto de la deforestación sobre dichos SE en la subcuenca del río Chillayacu, mediante el análisis espacial y valoración experta. Se reclasificaron las coberturas y usos de suelo de los años 1990 y 2022 en tres categorías principales, siguiendo las directrices del IPCC: pastizales, tierras de cultivo y tierras forestales. Asimismo, se evaluaron cuatro funciones ecosistémicas críticas; carbono orgánico del suelo (COS), carbono en biomasa vegetal (COB), control de erosión (CE) y regulación hídrica (RH) mediante el protocolo ECOSER, integrando información espacial local y global. La relevancia relativa de seis categorías de las Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (NCP) asociadas a la regulación climática e hídrica fue ponderada a través de la participación de 20 expertos. Los resultados mostraron una reducción sustancial de la cobertura forestal acompañada de un aumento de pastizales y tierras de cultivo, ocasionando una disminución en la capacidad de almacenamiento de carbono y en la eficiencia de regulación hídrica. Aunque las áreas agrícolas y de pastizales incrementaron parcialmente su aporte a algunos SE, estos resultaron menos estables y con menor capacidad de resiliencia frente a perturbaciones. En conclusión, la deforestación ha deteriorado significativamente la provisión de SE en la subcuenca, evidenciando la necesidad urgente de implementar estrategias de restauración ecológica y de manejo sostenible que fortalezcan la regulación climática e hídrica a escala regional.

Palabras clave: Deforestación, Funciones ecosistémicas, Protocolo ECOSER, Servicios ecosistémicos, Subcuenca de Chillayacu.

Abstract: Deforestation constitutes one of the main threats to the provision of ecosystem services (ES), especially those linked to climate and water regulation. This study assessed the impact of deforestation on these ES in the Chillayacu River sub-basin through spatial analysis and expert assessment. Land cover and use from 1990 to 2022 were reclassified into three main categories according to IPCC guidelines: grassland, cropland, and forestland. Likewise, four critical ecosystem functions: soil organic carbon (SOC), plant biomass carbon (BOC), erosion control (EC), and water regulation (WR) were assessed using the ECOSER protocol, integrating local and global spatial information. The relative relevance of six categories of Nature's Contributions to People (NCP) associated with climate and water regulation was weighted through the participation of 20 experts. The results showed a substantial reduction in forest cover, accompanied by increases in grassland and cropland, resulting in decreased carbon storage capacity and water regulation efficiency. Although agricultural and grassland areas partially increased their contributions to some ES, they proved less stable and less resilient to disturbances. In conclusion, deforestation has significantly reduced ES provision in the sub-basin, highlighting the urgent need to implement ecological restoration and sustainable management strategies that strengthen regional-scale climate and water regulation.

Keywords: Deforestation, Ecosystem functions, ECOSER protocol, Ecosystem services, Chillayacu sub-basin.



Copyright: 2026 derechos otorgados por los autores a Novasinerгия.

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia de Creative Commons Attribution (CC BY NC). (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introducción

La transformación de los bosques tropicales en áreas agrícolas y urbanas ha generado una pérdida significativa de la cobertura forestal y de los servicios ecosistémicos (SE), particularmente aquellos relacionados con la regulación del agua y el control del clima [1]. Estos cambios en la cobertura y el uso del suelo alteran las estructuras, la dinámica y las funciones de los paisajes en el mundo, actuando como impulsores clave en la preservación de los recursos naturales, provocando un impacto en los procesos como la regulación del clima, ciclo del carbono, hidrológico y de nutrientes, que constituyen la base de múltiples SE entre ellos, el almacenamiento y el flujo hídrico, la regulación de fenómenos del clima y la provisión, considerando que la actividad humana depende de los bienes y servicios que estos ecosistemas proporcionan [2].

La deforestación representa uno de los principales factores de la degradación ambiental y pérdida de los ecosistemas. De acuerdo con el Global Forest Resources Assessment de la FAO [3], el planeta perdió aproximadamente 420 millones de hectáreas de bosques desde 1990, aunque la tasa anual de deforestación ha disminuido de 16 millones de hectáreas por año en la década de 1990 a 10 millones en el periodo 2015–2020. Este proceso ha impactado de manera crítica los SE de regulación, en los que incluyen ciclo del agua, biodiversidad y regulación del clima, concentrándose mayormente en las regiones de la Amazonía sudamericana de Brasil, con pérdidas aproximadas de bosque de 3 millones de hectáreas, seguido del Congo en África central y el Sudeste Asiático. En estas zonas, la expansión de la agricultura industrial (soya, palma aceitera, ganadería) junto con las actividades mineras e infraestructuras, son los motores dominantes del cambio de uso del suelo [4], [5].

Ecuador no está exento de esta problemática, en los últimos 26 años se ha perdido considerablemente cerca de 2 millones de hectáreas con relación a los bosques tropicales, lo que representa cerca del 7.8% de la superficie total del país. La causa más común de la deforestación es la expansión de la frontera agrícola, seguida de la minería y la expansión urbana. La dependencia en cuanto a esta clase de bienes no solo está deforestando los bosques, sino también degradándose, generando un colapso de la biodiversidad y un impacto negativo en los medios de subsistencia de las comunidades locales a través de la disminución de diversos SE proporcionados por estas áreas naturales [6]. De acuerdo con el estudio de LaForeT [7], señalan que la conversión de los bosques tropicales a sistemas agropecuarios se debe a la precariedad económica de las comunidades aledañas, las cuales utilizan estos recursos para sus necesidades básicas. En esta línea, un estudio señala que en los hogares que se encuentran cerca de los bosques, los ingresos provenientes de la agricultura y de actividades forestales representan entre el 20 y el 40% del ingreso total de estas familias [8].

En respuesta al aumento de la deforestación en el país, los gobiernos han venido impulsando programas orientados a conservar, restaurar y gestionar de forma sostenible sus ecosistemas forestales, como Socio Bosque, programa nacional que brinda incentivos económicos de manera voluntaria en la conservación de zonas de bosque nativo u otras vegetaciones, considerándose efectivo de manera económica al apoyo de los propietarios,

reduciendo así la deforestación en la conservación de bosques [9]. La REDD+ (Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques), cuyo objetivo busca alcanzar la reducción y degradación forestal mediante la conservación y optimización de otros usos del suelo [10]. El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), enfatiza que se conserve su biodiversidad natural y garantizar la protección de los SE, siendo eficaz en el mantenimiento de 59 zonas protegidas que abarcan el 20% de la superficie continental e insular a nivel de país [11].

A pesar de los esfuerzos por conservar los bosques y la provisión de los SE, existen localidades dentro del país donde los programas socioambientales no han tenido efecto significativo, tal como la subcuenca del río Chillayacu en la provincia de El Oro, donde se evidencia una dinámica crítica de transformación del paisaje. Según Rodríguez et al. [12], señala que entre los años 2000 y 2018 se registró una conversión del 18.56% de bosques hacia tierras agropecuarias, lo que equivale a un cambio total del 24.04% en la cobertura vegetal y las proyecciones señalan que podría transformarse más de 1330.47 hectáreas adicionales para el año 2030. La escasa investigación en esta área solo se ha enfocado en analizar los cambios de todas sus coberturas, dejando ciertos vacíos en cuanto al comportamiento integral de la subcuenca, especialmente en la información de datos de perspectivas de aspecto social y cuantitativos sobre las funciones y provisión de los SE de regulación climática e hidrológica.

Para el análisis de las funciones ecosistémicas (FE) y la provisión de servicios, resulta fundamental contar con programas eficaces que permitan identificar de forma espacial, cualitativa y cuantitativa los sitios de riesgo y degradación ambiental. En este contexto, el manejo de Sistemas de Información Geográfica (SIG), constituye una herramienta esencial para la obtención de datos cartográficos y permite aplicar análisis y representación [13]. Complementariamente, el protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial (ECOSER) se presenta como una herramienta clave que respalda la toma de medidas en torno al uso de suelo, que al combinarse con los SIG promueve la integración de la investigación interdisciplinaria de la perspectiva social con los SE, facilitando la identificación de los cambios de cobertura vegetal y su impacto en la capacidad del ecosistema para mantener las funciones esenciales [14].

Esta investigación se enfoca en evaluar el impacto de la deforestación sobre la provisión de los SE de regulación climática e hídrica en la subcuenca del río Chillayacu, mediante el análisis espacial de los cambios en la cobertura vegetal y de cuatro funciones ecosistémicas (FE) entre los años 1990 y 2022. Estos resultados se centraron bajo los siguientes objetivos específicos; i) Clasificar los cambios de las coberturas vegetales para los años 1990 y 2022 en la zona de estudio; ii) Analizar espacialmente las FE de carbono orgánico del suelo (COS), almacenamiento de carbono en biomasa vegetal (COB), control de erosión (CE) y regulación hídrica (RH) por año de estudio, y iii) Evaluar la provisión relativa sobre los SE de regulación climática e hídrica para la zona y año de estudio. El estudio surge con la siguiente pregunta: ¿Cómo ha influido la deforestación en la provisión de los servicios ecosistémicos de regulación climática e hídrica en la subcuenca del río Chillayacu entre los años 1990 y 2022, considerando los cambios espaciales en la cobertura vegetal?

2. Metodología

2.1. Área de estudio

La subcuenca del río Chillayacu se encuentra entre los cantones de Zaruma, Chilla y Pasaje en la provincia de El Oro (Figura 1). Esta zona cuenta con una (latitud $3^{\circ}19'28.70''$ S, longitud $79^{\circ}34'39.62''$ O) y superficie de 18199.99 hectáreas. El clima que destaca es el tropical montano. Las temperaturas medias anuales varían entre 12 a 20°C ; con precipitaciones anuales entre 500 a 2000 mm. Tiene una altitud que va desde los 440 hasta los 3.680 m.s.n.m, abarcando las elevaciones de la cordillera de Chilla. Los tipos de suelos que se clasifican son: inceptisoles con el 72%, mollisoles 10%, andisoles 9%, tierras misceláneas 5% que no son apropiados y con poca superficie en el suelo, entisoles con el 1% [15].

La textura de suelo dominante es arcilloso-arenoso, lo que favorece la fertilidad del suelo, ideal para la producción de cultivos. Siendo las siembras de ciclo corto: maíz y cacao. En lo florístico, la zona se encuentra dominada por *Cordia alliodora*, *Clusia alata*, *Shinnus molle*, *Polypodium decumanum*. Por otra parte, se destacan en la fauna el *Accipiter nisus*, *Passer domesticus*, *Columba livia*, *Amazona oratrix*. En lo socioeconómico existen actividades relevantes como es el caso de la producción agrícola, forestal, pecuaria y el turismo [16].

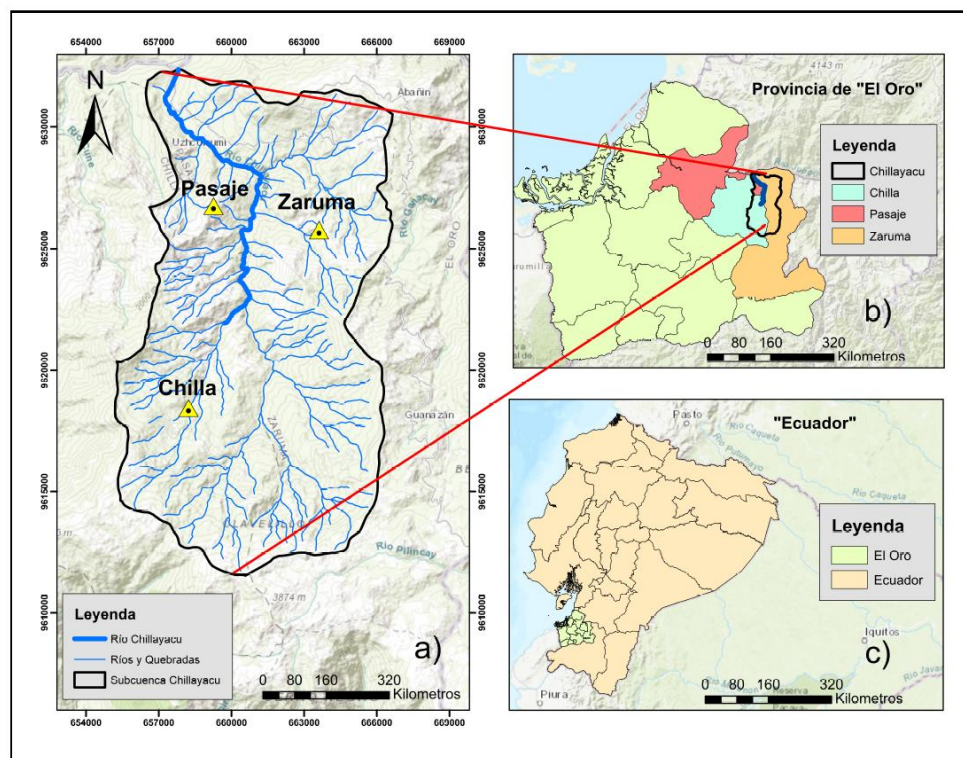


Figura 1. Mapa de área de estudio: Subcuenca Chillayacu (a); cantones de la provincia de El Oro (b) y Ecuador, provincia de El Oro

2.2. Enfoque metodológico

El estudio adopta el protocolo ECOSER, metodología que integra componentes ecológicos y sociales para cuantificar, mapear y analizar espacialmente los servicios

ecosistémicos y la vulnerabilidad de los sistemas socio-ecológicos frente a cambios en el uso del suelo. Los tipos de investigación utilizados son cuantitativo, descriptivo, correlacional y explicativo con el fin de analizar de forma integral los SE ante procesos de deforestación. El método cuantitativo permite comparar variaciones temporales mediante herramientas como ECOSER y Sistema de Información Geográfica (SIG). El enfoque descriptivo facilita la caracterización actual de las coberturas vegetales, mientras que el correlacional establece vínculos entre cambios de la vegetación y las funciones ecosistémicas (FE). Finalmente, el método explicativo identifica causas de las alteraciones en la provisión de servicios de regulación climática e hídrica. El enfoque de este estudio se sintetiza en el siguiente diagrama de flujo (Figura 2), que detalla cada objetivo y los procedimientos empleados:

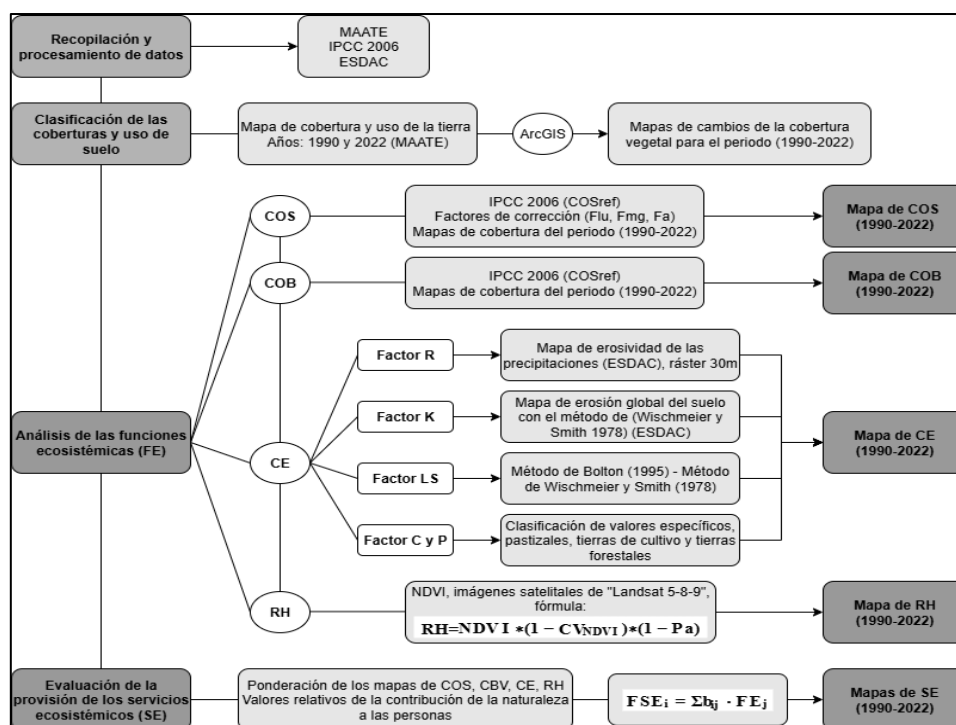


Figura 2. Diagrama de flujo sobre el proceso metodológico

2.3. Recopilación y procesamiento de datos

Las coberturas y usos de suelo correspondientes a los años 1990 y 2022, fueron obtenidos del Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques del *Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica* (MAATE) [17]. Las clases de coberturas siguen la clasificación de primer nivel que representa todas las zonas de uso de la tierra establecida por el *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) [18], como son bosques, tierras agropecuarias, otras tierras, vegetación arbustiva y herbácea, cuerpos de agua y zonas antrópicas.

Las coberturas y usos del suelo fueron reclasificados en función de su permanencia y de los cambios observados en tres categorías principales de vegetación: (i) pastizales, (ii)

tierras de cultivos y (iii) tierras forestales, conforme a la estructura establecida para la elaboración de informes del sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra (AFOLU) según el IPCC [19]. Dentro de las tierras forestales se incluyeron las subcategorías de bosques nativos y plantaciones forestales. Las tierras de cultivos comprendieron las subcategorías de cultivos anuales, permanentes y semipermanentes, así como mosaicos agropecuarios y sistemas agrosilvícolas. En el caso de los pastizales, se consideraron las subcategorías de tierras de pastoreo, páramos y vegetación arbustiva y herbácea [20]. Las categorías de humedales, asentamientos y otras tierras fueron excluidas del análisis, por no presentar relación directa con los procesos de deforestación. En la Figura 3 se muestran las tres categorías resultantes de la reclasificación.

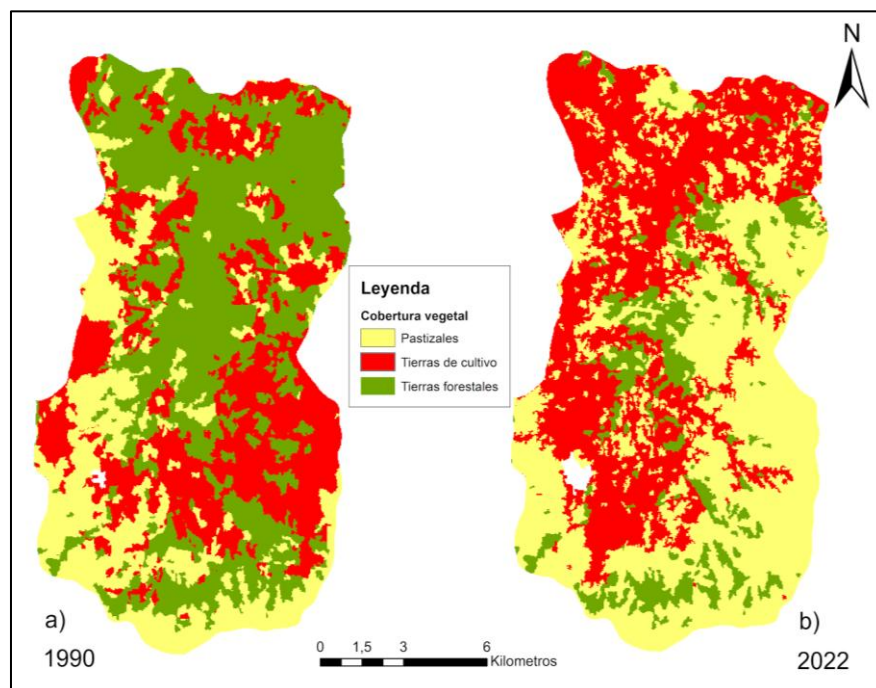


Figura 3. Mapa de cobertura vegetal de los años; 1990 (a) y 2022 (b)

Para la evaluación de los SE de regulación se analizaron cuatro FE (Tabla 1): i) contenido de carbono orgánico del suelo (COS), ii) contenido de carbono orgánico de la biomasa vegetal (COB), iii) control de erosión (CE), siguiendo el protocolo colaborativo ECOSER para la evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica en el ordenamiento territorial [21] y iv) regulación hídrica (RH), de acuerdo con la metodología propuesta por Portalanza et al. [22].

La información para las FE de COS y COB se obtuvo de las Directrices del IPCC del Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (IPCC-2006a) [23]. El CE se estimó mediante la ecuación RUSLE, empleando los mapas globales de erosividad (Factor R) [24] y erodabilidad (Factor K) [25] derivados del *European Soil Data Centre* (ESDAC). Para la caracterización del relieve (Factor LS) se utilizó un Modelo Digital de Elevación (DEM) [26] de 30 m de resolución, descargado del portal *United States Geological Survey*

(USGS Earth Explorer) y como datos de referencia de protección de cobertura vegetal (Factor C) y buenas prácticas de manejo (Factor P), se utilizó lo establecido por ECOSER y lo descrito por Panagos et al. [27], respectivamente. En el caso de la RH se procesaron imágenes satelitales Landsat 5 (1990) y Landsat 8–9 (2022) en la plataforma *Google Earth Engine* (GEE) [28] para el cálculo del NDVI. Todas las capas se integraron en el sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zona 17S, manteniendo la resolución original de 30 m, lo que garantizó la consistencia espacial y la precisión de los análisis.

Tabla 1. Información geoespacial y datos de referencia por cobertura vegetal en el área de estudio

Cobertura vegetal	COS			COB		CE			RH	
	<i>Flu</i>	<i>Fmg</i>	<i>Fa</i>	(<i>Tn ha⁻¹</i>)	<i>R_i</i>	<i>K_i</i>	<i>LS_i</i>	<i>C_i</i>	<i>P_i</i>	
	ECOSER ^[15]				ESDAC ^[24]	ESDAC ^[25]	Referencias			
							DEM ^[26]	ECOSER ^[27]	Panagos et al. ^[27]	Ecuación NDVI ^[22]
Pastizales	1	1.16	1	16.1	Erosividad global de las precipitaciones	Erosión global del suelo	Wischmeier y Smith	0.02	1	Portalanza et al. ^[22]
Tierras de cultivo	0.88	1.09	1	50			Bolton	0.4	1	Imágenes ^[28]
Tierras forestales	1	1	1	70.5				0.006	1	Landsat 5 y Landsat 8-9

2.4. Análisis de las funciones ecosistémicas

2.4.1. Almacenamiento de carbono orgánico en el suelo (COS)

Para la estimación de la FE de COS se empleó la metodología propuesta por el IPCC (2006a), a través de la siguiente ecuación 1:

$$COS_i = COS_{Ref} * F_{lu} * F_{mg} * F_a \quad (1)$$

Donde, COS_i es el valor de COS en ($Mg\ ha^{-1}$) contenido en el píxel (i), COS_{Ref} estima el valor del carbono orgánico bajo las condiciones referenciales; los factores F_{lu} se relacionan con los tipos de coberturas del suelo, F_{mg} con las prácticas de laboreo en el suelo y F_a con la aportación del carbono al suelo en diferentes niveles.

Para este análisis se clasificó previamente la región climática del área de estudio en relación a los tipos de suelos presentes en el mapa geopedológico del Ecuador del Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador (MAG) [29], para posteriormente ser basados con los datos de referencia de existencia de carbono orgánico (COS_{Ref}) para suelos minerales expresados en ($Tn\ C\ ha^{-1}$ entre 0 y 30 cm de profundidad); Capítulo 2 (IPCC-2006b) [30], tal como se explica en la (Tabla 2).

Tabla 2. Valores referenciales de COS por tipos de suelo en el área de estudio, en relación con las Directrices del IPCC de 2006 para climas tropicales montano

Región climática	Suelos de zona estudio USDA	Suelos de referencia IPCC 2006	COSref (Tn C ha⁻¹)
Tropical montano	Alfisolos	LAC	63
	Andisolos	Volcánicos	80
	Entisolos	HAC	88
	Inceptisolos	HAC	88
	Mollisolos	HAC	88

Nota: Suelos LAC, suelos arcillosos con baja intensidad de minerales; suelos volcánicos, especialmente de cenizas volcánicas y suelos HAC, suelos con alta actividad de minerales

Al igual que los valores de referencia para el COS, el IPCC propone factores relativos de cambio en las existencias de COS (Flu, Fmg y Fa) asociados a la cobertura y uso del suelo en un periodo de 20 años [31], [32], (Tabla 1). Para este análisis se aplicaron los lineamientos del informe sobre manejo sostenible de la tierra [33], considerando los suelos agrícolas bajo un manejo moderado con reincorporación de material vegetal. En el caso de los pastizales, se identificó un manejo del suelo más favorable con reinserción moderada de la vegetación.

2.4.2. Almacenamiento de carbono en biomasa vegetal (COB)

Se estimó el valor de contenido de COB por cada cobertura (Tabla 1), aplicando valores acordes al IPCC 2006 siguiendo las tablas 5.1; 5.2 [31], 6.4 [32] según nuestra zona climática.

2.4.3. Control de erosión (CE)

Para estimar la pérdida media anual del suelo (A_i) expresada en toneladas por hectárea (Tn/ha) referente a la FE del CE se aplicó el método RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo), considerando cinco factores esenciales en el proceso, de acuerdo con la formulación propuesta por [15] y expresada en la ecuación 2:

$$A_i = R_i * K_i * LSi * C_i * P_i \quad (2)$$

R_i , corresponde al factor de erosividad de la lluvia y se obtuvo mediante la capa de "erosividad global de las precipitaciones", basado en 3625 estaciones de precipitación con un registro de 60.000 años de lluvia y resolución espacial de 1 km [24].

K_i , está asociado a la erodabilidad del suelo, refleja la sustentabilidad de las partículas a desprenderse y ser transportadas por la acción de la lluvia y la escorrentía [34]. Para este estudio, se empleó la capa ráster de "erosión global del suelo" generada mediante el método de Wischmeier y Smith, basado en la textura del suelo [35], con resolución de 1 km.

LS_i , integra la longitud de la pendiente (L) y su gradiente (S), variables determinantes en la estimación de la pérdida de suelo [36]. Su cálculo se efectuó en dos etapas: primero, la

longitud de la pendiente se derivó a partir de la ecuación 3 [37], posteriormente, este valor se incorporó en la ecuación 4 [35], para obtener el (factor LS), que representa el efecto combinado de la longitud y la inclinación de la pendiente sobre los procesos erosivos.

$$\lambda = \left(\frac{\text{Acumulacion de flujo} * \text{longitud del pixel}}{3.1416} \right)^{0.5} \text{ (Bolton)} \quad (3)$$

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m * s \text{ (Wischmeier y Smith)} \quad (4)$$

C_i , factor que evalúa la influencia de la cobertura vegetal y las prácticas de manejo del suelo en la susceptibilidad a la erosión, donde valores mayores indican menor protección. En la subcuenca de estudio, se emplearon valores referenciales coherentes con su grado de cobertura y capacidad de control de escorrentía; 0.4 para tierras de cultivos, característico de plantaciones anuales o semipermanentes bajo manejo convencional; 0.02 para pastizales, que representan una protección moderada a alta; y 0.006 para tierras forestales, correspondiente a bosques secundarios densos o reforestaciones en madurez intermedia (Tabla 1). Estos valores, adoptados por el protocolo ECOSER, derivan de tablas empíricas desarrolladas por Wischmeier y Smith, posteriormente ajustadas a condiciones tropicales mediante estudios realizados en América Latina y Ecuador [38], [39]. En cambio, P_i representa la eficacia de las prácticas de conservación aplicadas para mitigar la erosión del suelo ocasionada tanto por procesos naturales como por actividades antrópicas [40]. Al no contar con datos dentro del área de estudio, se le asignó un valor uniforme de 1 de acuerdo con lo establecido por Panagos et al. [27] (Tabla 1).

2.4.4. Regulación hídrica (RH)

Para la estimación de RH se aplicó la metodología de Portalanza [14], establecida a través de la ecuación 5:

$$RH = NDVI * (1 - CV_{NDVI}) * (1 - Pa) \quad (5)$$

Donde RH , es la regulación hídrica, mientras que $NDVI$ representa el índice de vegetación diferencial obtenido de las imágenes satelitales de Landsat 5 para el año 1990 y Landsat 8-9 para el año 2022 con valores relativos de (0 a 100), CV_{NDVI} expresa el coeficiente de variación temporal del $NDVI$ y Pa representa la proporción de área ocupada por cuerpos de agua dentro de una unidad espacial.

Debido a la alta nubosidad en la zona de estudio, se amplió el rango temporal para obtener imágenes satelitales libres de nubes, considerando años contiguos a las fechas de análisis. Así, para 1990 se utilizaron imágenes de 1989–1991 y para 2022 de 2021–2023. Se emplearon imágenes del satélite Landsat 8, aplicando máscaras de nubes para eliminar áreas afectadas. A partir de las imágenes disponibles, se calculó la media mensual de $NDVI$ durante tres años consecutivos y con los valores resultantes, se estimó el $NDVI$

promedio anual y su coeficiente de variación (CV_{NDVI}). Los valores de Pa se extrajeron de la capa ráster de cobertura y uso de suelo de COS correspondiente a la zona de estudio. Finalmente se aplicó un análisis de varianza bifactorial (ANOVA) para evaluar los efectos del año y la cobertura vegetal sobre la RH, considerando su interacción. Posteriormente, se realizó una prueba post hoc de Tukey para identificar diferencias significativas entre grupos. Este enfoque permitió determinar la magnitud y dirección de los cambios temporales y espaciales en la RH.

2.4.5. *Evaluación de la provisión de los servicios ecosistémicos (SE)*

Para el análisis del impacto de la deforestación sobre los SE de regulación climática e hídrica en la subcuenca de estudio, se consideraron 6 de las 18 categorías de la contribución de la naturaleza a las personas (NCP). Estas categorías están diseñadas para fortalecer ideas múltiples y evolución; derivadas de beneficios que las personas obtienen de sus vínculos con el resto del mundo [41].

Se realizó una comparativa de la capacidad de la provisión de los SE, a través de los cambios relativos (%) durante los 32 años de estudio. Para los SE de regulación climática se consideró los NCP de mayor relación, siendo NCP 1. Creación y mantenimiento del hábitat, NCP 3. Regulación de la calidad del aire, NCP 4. Regulación del clima. En cambio, para la regulación hídrica: NCP 6. Regulación de la cantidad, ubicación y calendario de agua dulce, NCP 7. Regulación de la calidad del agua dulce y costera, y NCP 9. Regulación de peligros y eventos extremos.

Los seis NCP fueron cuantificados en relación con las cuatro FE, se establecieron valores de pesos que van de 0 a 1, lo cual fue proporcionado mediante las perspectivas de 20 profesionales relacionados con el estudio; Ing. Ambientales, Ing. Agrónomos, Ing. Forestales, Biólogos, Gestores Ambientales y docentes Universitarios afines al área; así mismo, se encuestó el nivel de importancia de los NCP en un rango de valor de 0 a 5 (Tabla 3).

Tabla 3. Valoración promedio relativo de cada FE a los SE (NCP) y su importancia

Servicios Ecosistémicos (NCP)	Importancia de los NCP (Promedio)	FE				Promedio
		COS	COB	CE	RH	
NCP1. Creación y mantenimiento de hábitat	4.9	0.79	0.80	0.78	0.69	0.76
NCP3. Regulación de la calidad del aire	4.7	0.66	0.62	0.50	0.49	0.57
NCP4. Regulación del clima	4.55	0.76	0.78	0.75	0.78	0.77
NCP6. Regulación de la cantidad, ubicación y calendario del agua dulce	4.55	0.71	0.68	0.74	0.85	0.75
NCP7. Regulación de la calidad del agua dulce y costera	4.75	0.78	0.71	0.72	0.87	0.77
NCP9. Regulación de peligros y eventos extremos	4.4	0.68	0.68	0.76	0.79	0.73

Posteriormente se integraron los resultados de las FEs de cada año de estudio para determinar el flujo relativo para los SE de la regulación climática y regulación hídrica, mediante la ecuación 6:

$$FSE_i = \sum b_{ij} * FE_j \quad (6)$$

Donde, b_{ij} es el aporte de la ponderación relativa al SE del NCP y FE_i sintetiza la combinación lineal por cada FE.

3. Resultados

3.1. Impacto de la deforestación sobre las FE de COS, COB, CE y RH

En las (Figuras 3a y 3b), el análisis del cambio neto revela el aumento y pérdida de la superficie (ha) de las coberturas entre 1990 y 2022. La cobertura de pastizales presentó un aumento neto del 91.4%, registrando cambios en la superficie entre 1990 con 4473.71 a 2022 con 8560.73 ha. En cambio, las tierras de cultivo mostraron un aumento neto del 25.8%, de 5879.99 en 1990 a 7398.93 ha en 2022. Mientras las tierras forestales existieron, la pérdida neta fue del -72.5%, pasando de 7825.59 en 1990 a 2155.03 ha en 2022.

El análisis multitemporal de los cambios de uso y cobertura del suelo evidenció una variación notable en el COS entre 1990 y 2022 (Figura 4a). Los pastizales registraron un incremento del 91.2%, pasando de 4349.22 a 8312.61 Tn, mientras que las tierras de cultivo aumentaron moderadamente (23.8%), de 4754.96 a 5888.75 Tn. En contraste, las tierras forestales mostraron una pérdida significativa del 73.2%, disminuyendo de 6329.63 a 1696.36 Tn. El análisis espacial (Figuras 4b y 4c) muestra que en 1990 predominaban valores intermedios de COS (70–90 Tn C/ha), reflejando menor densidad vegetal y mayor presión antrópica. Para 2022 se observa una expansión de zonas con valores altos (> 90 Tn C/ha), principalmente en áreas forestales regeneradas y pastizales con mayor acumulación de biomasa, mientras que los suelos agrícolas mantienen niveles bajos y estables, debido

posiblemente a la extracción continua de nutrientes y a un menor aporte de materia orgánica.

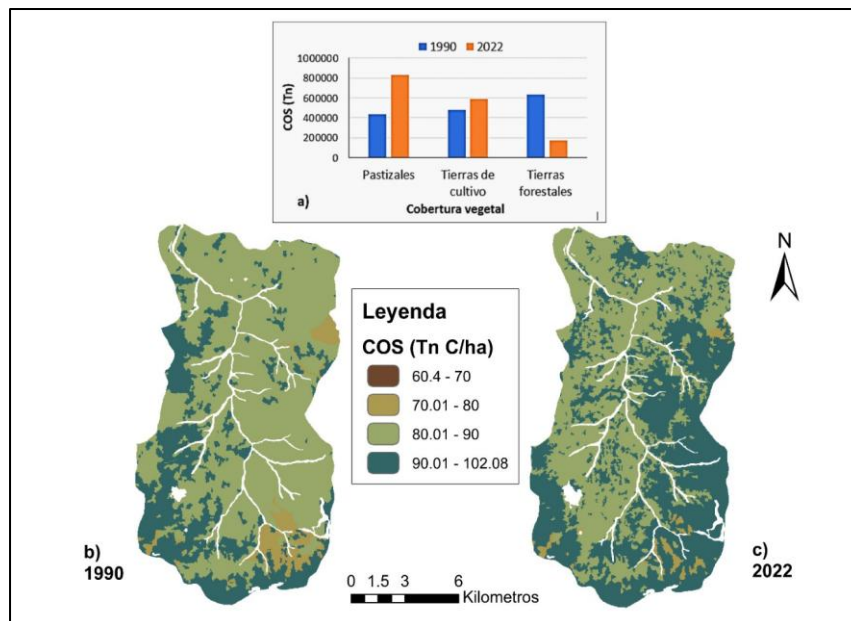


Figura 4. Contenido (a) y patrones espaciales de COS por cobertura; año 1990 (b) y año 2022 (c)

Para el análisis de COB entre los años 1990 y 2022, en la (Figura 5a) se observan cambios en la distribución y magnitud según el tipo de cobertura. En 1990, las tierras forestales registraban gran acumulación de COB con 5515.52 Tn, seguido por las tierras de cultivo de 2939.27 Tn y pastizales con 7207.8 Tn. Para 2022, las tierras forestales mostraron una reducción significativa del 72.5%, alcanzando solo (1519.63 Tn), mientras que las tierras de cultivo y los pastizales aumentaron a 3701.39 y 1377.51 Tn, lo que corresponde a incrementos del 25.9 y 91.1%, respectivamente. De acuerdo con la (Figura 5b y 5c), los mapas espaciales evidencian que, en 1990, las concentraciones más altas de COB (70.5 Tn C/ha) estaban vinculadas principalmente a bosques; sin embargo, hacia 2022, estas se redujeron drásticamente, siendo reemplazadas por coberturas de menor carbono (50 y 16.10 Tn C/ha) correspondientes a tierras de cultivo y pastizales. Estos patrones reflejan un proceso de pérdida de biomasa en áreas forestales y un desplazamiento hacia coberturas de menor capacidad de almacenamiento de carbono, relacionadas con prácticas de uso y transformación del suelo.

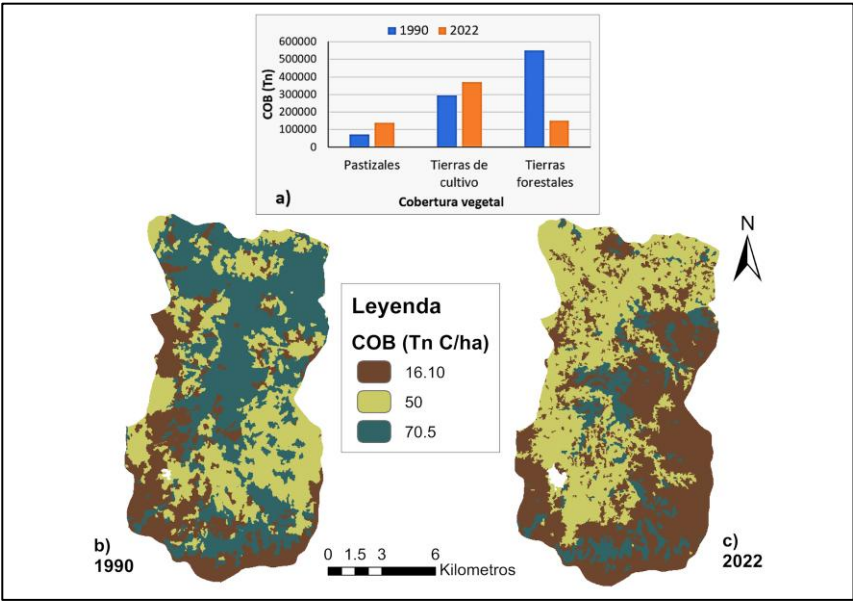


Figura 5. Contenido (a) y patrones espaciales de COB; año 1990 (b) y año 2022 (c)

El análisis de los datos de CE refleja variaciones en la dinámica de la cobertura vegetal entre 1990 y 2022. Según la representación mediante el gráfico de barras y los mapas espaciales observados en la (Figura 6a, b y c), las tierras de cultivo experimentaron el incremento más pronunciado, pasando de 2067.91 en 1990 a 3132.24 Tn/año en 2022, lo que corresponde a un crecimiento aproximado del 51.4 %. Los pastizales también mostraron un aumento moderado con 93.1% de 8.014 a 15.457 Tn/año. En contraste, las tierras forestales presentaron una disminución notable, de 5.281 a 1.426 Tn/año, lo que implica un 73%. Esto indica que el incremento en CE se concentra principalmente en áreas de tierras de cultivo y pastizales, mientras que las zonas forestales se reducen y presentan menor pérdida de suelo.

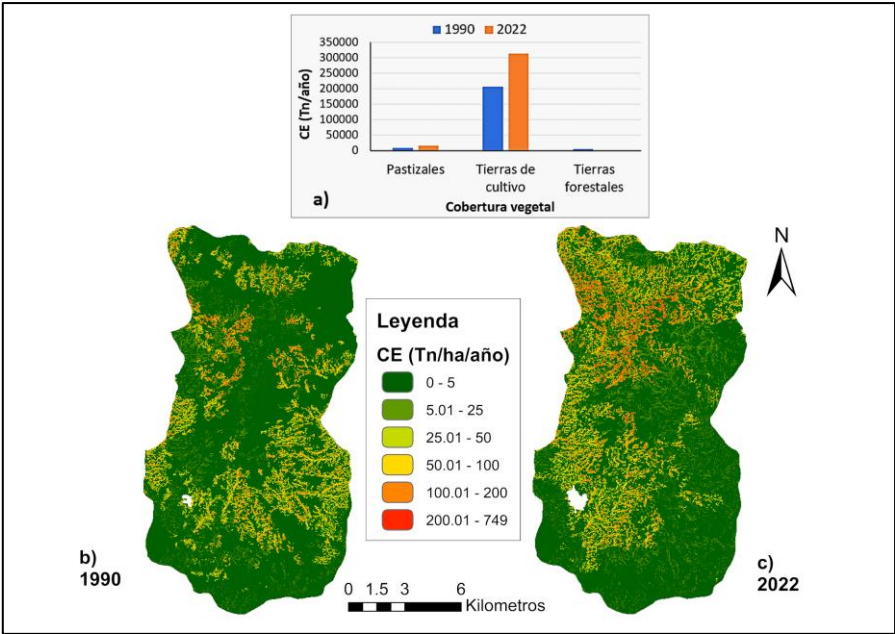


Figura 6. Contenido (a) y patrones espaciales de CE; año 1990 (b) y año 2022 (c)

El análisis de varianza realizado sobre la RH (Figura 7), señala que el principal factor de variabilidad se atribuye al efecto temporal (Suma de cuadrados [Sum Sq] = 68.28), seguido con una contribución menor de la cobertura vegetal (Sum Sq = 15.50), mientras que la interacción entre la cobertura y el año revela una fracción mínima de la variación (Sum Sq = 2.35). Estos hallazgos indican que la RH mostró un aumento significativo en el año 2022 en comparación con 1990 y que las variaciones entre las diferentes coberturas se alinean con los patrones observados. Las tierras forestales muestran los valores de media más altos (RH= 80.96), seguidos por las tierras de cultivo (RH= 78.79), mientras que los pastizales registran los valores más bajos (RH= 7.03). El análisis post hoc de Tukey corrobora que las comparaciones por pares entre las coberturas y los años arrojan diferencias estadísticamente significativas, particularmente notables entre los bosques y los pastizales, además de los contrastes observados entre 1990 y 2022.

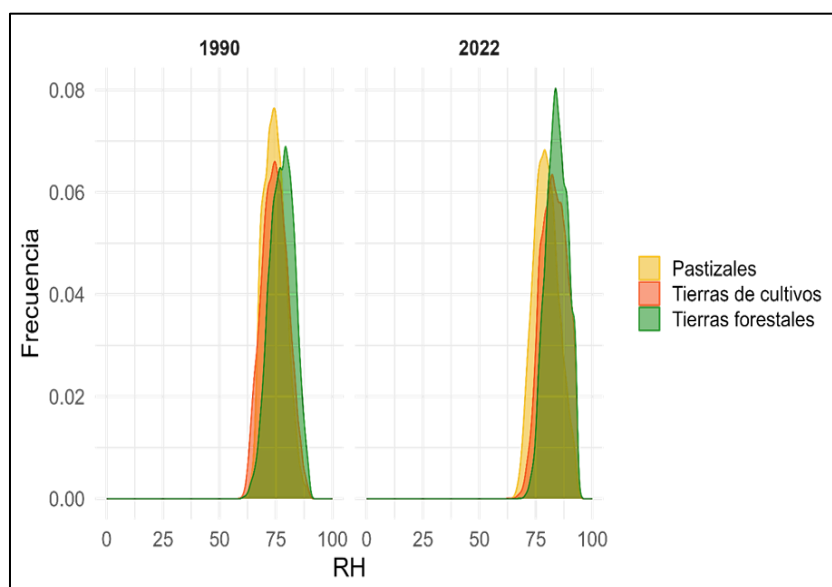


Figura 7. Frecuencia y distribución de la RH por cobertura vegetal y por año

3.2. *Provisión de los SE de regulación climática e hídrica en la subcuenca del río Chillayacu*

Como resultado de la capacidad de la provisión de los SE, el análisis comparativo de los cambios relativos (%) para los años 1990 y 2022 (Figura 8), indican que las tierras de cultivo son la cobertura vegetal que concentra los incrementos más significativos en los NCP asociados al (NCP 1. Creación y mantenimiento de hábitat, NCP 3. Regulación de la calidad del aire y NCP 4. Regulación del clima del clima) (Figura 8a), como en los vinculados a la regulación hídrica (NCP 6. Regulación de la cantidad, ubicación y calendario del agua dulce, NCP 7. Regulación de la calidad de agua dulce y costera y NCP 9. Regulación de peligros y eventos extremos) (Figura 8b), con valores que oscilan entre 5.7 % y 10.9 %. Esta dinámica dominante revela una intensificación de su aporte ecosistémico, probablemente procedente de los cambios en las prácticas de uso y manejo del suelo, que

han potenciado su capacidad para incidir en múltiples dimensiones de los servicios ecosistémicos. En cambio, los pastizales indican incrementos intermedios y más uniformes, con valores que fluctúan entre 2.4 % y 10.1 % dependiendo del NCP, lo que refleja una contribución positiva, pero más limitada en comparación con las tierras de cultivo. Sin embargo, las tierras forestales generaron los aumentos más bajos tanto en los servicios de regulación climática como la hídrica, con variaciones que van de 2.0 % a 7.4 %, lo que demuestra un papel más estable y conservador en el mantenimiento de funciones ecosistémicas, es decir, un aporte sostenido, pero menos variable.

Por último, en la (Figura 8c), se evidencia la relación que existe entre el impacto de la deforestación con los (NCP 1. Creación y mantenimiento de hábitat y NCP 7. Regulación de la calidad de agua dulce y costera) frente a la percepción social sobre la importancia de estos. Así mismo, se destaca una percepción de mucha importancia al NCP 3. Regulación de la calidad del aire por parte de los expertos, siendo esta percepción contraria a lo reflejado por parte de los cambios provocados por la deforestación en las cuencas de estudio.

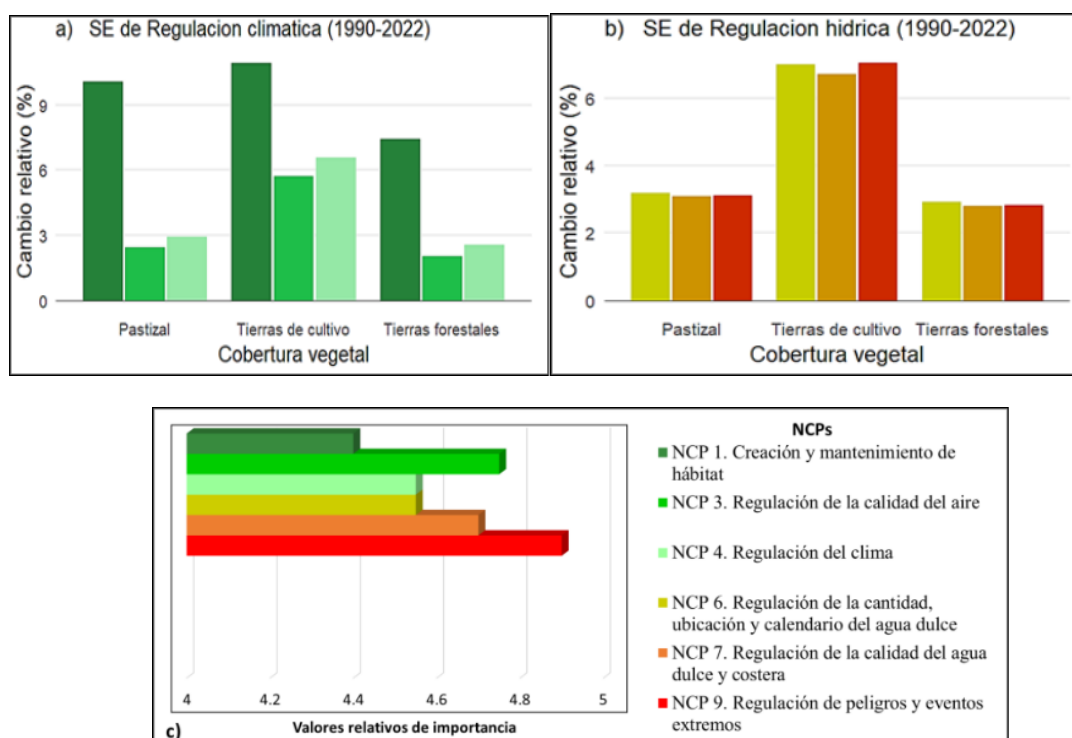


Figura 8. Provisión de SE por NCP y cobertura vegetal para el periodo 1990-2022; de regulación climática (a) y regulación hídrica (b), e importancia de valores relativos de percepción de 20 expertos (c)

4. Discusión

En cuanto al análisis de las coberturas vegetales en la subcuenca del río Chillayacu, muestra cambios en el paisaje donde la pérdida de tierras forestales contrasta con el aumento de tierras de cultivo y pastizales. En relación con la expansión de la cobertura vegetal, esta dinámica muestra un crecimiento de los ecosistemas, aunque dicho

crecimiento sea resultado de las actividades antropogénicas enfocadas a la producción agropecuaria. Es decir, a pesar de que la cobertura forestal natural se reduce, la superficie total de la vegetación de la región aumenta debido a la conversión de tierras a la producción agropecuaria, lo que representa un incremento neto de la cobertura vegetal de la zona de estudio. La pérdida de la cobertura forestal se correlaciona directamente con una capacidad reducida para regular los recursos hídricos, el almacenamiento de carbono y la conservación de la biodiversidad, socavando así la resiliencia ecológica de la región. Mientras tanto, el aumento de pastizales y tierras cultivadas sugiere un cambio en el uso de la tierra con retornos económicos productivos a corto plazo, pero arriesga la degradación del suelo a largo plazo y la pérdida de SE.

Al analizar el carbono orgánico del suelo (COS), se evidenció una notable variación entre 1990 y 2022, con una pérdida del 73 % en áreas forestales, un incremento del 91 % en pastizales y un leve aumento en zonas agrícolas. Estos patrones concuerdan con investigaciones recientes que documentan pérdidas de COS asociadas a la deforestación y aumentos en sistemas de pastoreo controlado o en procesos de regeneración natural. Estudios realizados en Ecuador [42], señalan que la exclusión del pastoreo favorece la acumulación de carbono, mientras que el uso agrícola intensivo provoca su disminución progresiva; es decir, su conversión a usos antrópicos suele traducirse en pérdidas rápidas del stock superficial si no hay reposición de residuos o control de erosión [43]. Por otra parte, el incremento de COS que observamos en pastizales, junto con los mapas de 2022 que concentran valores altos (≥ 90 Tn C/ha) en áreas con mayor retorno de biomasa, señala que una fracción relevante de estas superficies se encuentra bajo condiciones de manejo relativamente favorables, o bien que hubo transiciones desde cultivos hacia pastizales; este proceso de cambio algunas literaturas identifican como ganancia neta de COS a escalas decenales [44], [45]. La pérdida observada en coberturas forestales podría explicarse por factores locales como la erosión, la reducción de stocks edáficos asociada a la remoción de la cobertura arbórea, la mayor exposición del suelo y el incremento de mineralización tras el disturbio [46], [47]. Esto evidencia que las transformaciones en el uso del suelo influyen de manera directa en la dinámica del COS, destacando la importancia de la conservación forestal y la gestión sostenible del suelo para preservar el balance de carbono y la funcionalidad de los ecosistemas.

En relación con el (COB) entre 1990-2022, revelan cambios marcados en su almacenamiento vinculados al uso de la tierra. En el primer periodo, los bosques constituían el principal reservorio de COB; sin embargo, en 2022 se evidencia una reducción significativa en esta cobertura, acompañada de incrementos notables en áreas agrícolas y pastizales. Esta transición refleja un proceso de pérdida de capacidad ecosistémica para conservar carbono, lo que a su vez compromete la estabilidad del suelo y la provisión de servicios ambientales. Hallazgos semejantes han sido descritos en otros

ecosistemas altoandinos del Ecuador, donde la conversión del bosque nativo a usos agropecuarios genera descensos sustanciales en las reservas de carbono y limita las funciones ecológicas asociadas al ciclo biogeoquímico [48]. Esto resalta la urgencia de implementar prácticas de manejo sostenible que favorezcan la conservación y recuperación de la capacidad de los suelos para actuar como sumideros de carbono.

Los valores observados de (CE) muestran un patrón muy claro; mientras las tierras de cultivo y los pastizales demuestran aumentos sustanciales en carga erosiva (5.4 y 93.1 %, respectivamente), las tierras forestales registran un descenso abrupto del 73 %. Este desequilibrio indica que la expansión agrícola y la intensificación del uso en pastizales han exacerbado los procesos erosivos, especialmente al remover cobertura protectora y disminuir la estabilidad estructural del suelo. Estos resultados concuerdan con modelos globales que atribuyen al cambio de uso de suelo la principal causa del aumento de la erosión en el siglo XXI [49] y con estudios de caso que muestran incrementos de erodibilidad tras la deforestación [50]. Es decir, la drástica reducción de CE del bosque respalda la función de mitigación de erosión que ejerce la cobertura forestal, la cual conserva materia orgánica, reduce el impacto del agua y refuerza la cohesión del suelo. Por otro lado, el aumento de CE en cultivos y pastizales podría indicar prácticas agrícolas poco sostenibles como las rotaciones intensivas, falta de barreras y escasa cobertura residual, que aceleran la degradación del suelo [51]. Como respuesta a la pérdida de suelo en zonas forestales, es muy necesaria la intervención de políticas específicas que regulen la expansión agrícola en zonas vulnerables y se promuevan prácticas de conservación como siembras de cobertura, terrazas y agroforestería, estrategias que permiten contener el aumento de la erosión [52].

En cuanto al análisis de regulación hídrica (RH), evidencia que el principal factor de variabilidad corresponde al efecto temporal, lo que sugiere que las modificaciones ocurridas entre 1990 y 2022 ejercen una influencia más significativa que las diferencias asociadas al tipo de cobertura vegetal. Si bien las coberturas presentan comportamientos contrastantes con valores más elevados en las tierras forestales (80.96%) y más bajos en los pastizales (7.03%), la interacción cobertura por año resulta marginal, lo que refleja una estabilidad relativa en los patrones espaciales de la RH. El incremento general observado en 2022 podría atribuirse a condiciones climáticas más húmedas o procesos de recuperación de la vegetación, coherentes con los hallazgos de [53], quienes demostraron que los bosques nativos favorecen un microclima más estable, caracterizado por mayor humedad y menor temperatura en comparación con los cultivos y pastizales en regiones tropicales de montaña. Mientras que [54], destacan que la variabilidad temporal de la humedad relativa está fuertemente condicionada por los procesos de evapotranspiración y su respuesta frente a las fluctuaciones climáticas.

Los resultados muestran incrementos relativos consistentes en tierras de cultivo a través de los NCP de creación de hábitat (10.9%), regulación de la calidad de aire (5.7%), regulación del clima (6.6%) y regulación hídrica (cantidad 7.0%, calidad 6.7%, eventos extremos 7.1%), mientras que los pastizales exhiben aumentos intermedios (10.1% en hábitat y 3% en los ítems hídricos) y las tierras forestales presentan variaciones más bajas (7.4% en hábitat y entre 2 a 3% en los demás indicadores). Este patrón señala que los cambios de manejo en matrices agrícolas pueden potenciar determinados servicios de regulación, aunque ello no implica necesariamente mayores niveles absolutos ni ausencia de costos ecológicos. En la literatura, esta dinámica se relaciona con la intensificación ecológica, entendida como la gestión de organismos y hábitats útiles mediante prácticas como coberturas vegetales, franjas ribereñas o diversificación de cultivos, que incrementan la provisión de polinización, regulación hídrica y secuestro de carbono [55], [56]. No obstante, se advierte que la intensificación convencional genera trade-offs entre productividad y conservación, con efectos negativos sobre biodiversidad, erosión y contaminación difusa [57], [58]. En este sentido, los hallazgos de este estudio refuerzan la necesidad de políticas públicas y estrategias de gestión que promuevan soluciones basadas en la naturaleza, como la restauración de corredores y bosques riparios, la implementación de prácticas de conservación de suelos, agua y el mantenimiento de la heterogeneidad espacial, aprovechando la estabilidad reguladora de los bosques y el potencial de mejora en agroecosistemas [59], [60]. Ello es coherente con la evidencia global que señala crecientes presiones sobre tierra y agua y la urgencia de gestionar sinergias y compensaciones entre servicios ecosistémicos para sostener la resiliencia socio ecológica [61], [58].

5. Conclusiones

La comparación entre los años 1990-2022 ha permitido evaluar de manera integral los cambios en la cobertura vegetal y su relación con las FE de regulación climática e hídrica, donde se evidencia una sustitución continua de bosque por pastizales y tierras forestales, lo que ha generado una creciente fragmentación del paisaje, afectando directamente la capacidad de regulación de estos ecosistemas. La reclasificación temporal permitió ubicar transiciones dominantes (bosque, pastizal y cultivo) y puntos críticos de pérdida de conectividad. Pese a diferencias en la exactitud temática entre los años, la coherencia espacial del patrón respalda su uso para seguimiento del cambio y para priorizar remanentes y franjas ribereñas en el proceso de ordenamiento territorial.

En la zona de estudio con respecto a las FE: COS, COB, CE y RH, se observa un aumento relativo en algunas funciones ecosistémicas de pastizales y tierras de cultivo en sus capacidades. No obstante, la continua pérdida de tierras forestales disminuyó la adecuada eficiencia de los SE. En contraste, las tierras forestales siguen cumpliendo un papel

fundamental en la RH y preservación de carbono orgánico, considerándose la expansión de áreas agropecuarias con una contribución neta positiva dentro de la regulación del clima, creación y mantenimiento del hábitat.

Finalmente, la provisión relativa de SE de regulación climática e hidrológica, evaluada mediante los NCP, disminuye consistentemente en zonas deforestadas, mientras que se mantiene más estable en laderas con bosques continuos, mostrando una mayor variabilidad en los ecosistemas. La deforestación ha reducido la capacidad de secuestro de carbono y ha incrementado la vulnerabilidad a eventos climáticos extremos, lo cual destaca la importancia de los bosques en la estabilidad del ciclo hidrológico y climático en la región. Por esto es crucial implementar estrategias de restauración ecológica, recuperación de la cobertura forestal y conectividad que emerge como condición para estabilizar el carbono, reducir la erosión y mejorar la regulación hídrica en Chillayacu.

Contribuciones de los autores

Conceptualización, P.P y S.A.; metodología, P.P y M.J.; software, P.P, S.A y M.J.; validación, M.J.; análisis formal, P.P y M.J.; investigación, S.A. y P.P.; recursos, P.P y S.A.; curación de datos, P.P, S.A y M.J.; redacción—preparación del borrador original, X.X.; redacción—revisión y edición, M.J y P.P.; visualización, P.P, S.A y M.J.; supervisión, M.J.; administración del proyecto, P.P, S.A y M.J. Todos los autores han leído y aprobado la versión publicada del manuscrito.

Agradecimientos

Se agradece al grupo de Investigación para la Conservación “INCON” de la Universidad Técnica de Machala, a través del proyecto “Estudio de la sostenibilidad de la subcuenca hidrográfica Casacay, como alternativa para un futuro ordenamiento territorial productivo” por el apoyo brindado para la realización de este estudio investigativo.

Conflicto de Interés

Los autores no manifiestan ningún tipo de interés que pueda influir en esta investigación.

Declaración sobre el uso de Inteligencia Artificial Generativa

No se ha utilizado Inteligencia Artificial Generativa para la elaboración del artículo.

Referencias

- [1] I. del C. Palacios Anzules, “Evaluación del impacto de la deforestación en la biodiversidad de los ecosistemas terrestres. Una revisión sistemática”, *RECIAMUC*, vol. 8, n. 4, pp. 73–87, dic. 2024, doi: 10.26820/reciamuc/8.(4).dic.2024.73-87
- [2] A. A. Esparza Vidal, “Impactos del cambio de la cobertura y el uso del suelo en la oferta de servicios ecosistémicos de regulación hídrica en el centro-sur de Chile”, tesis de maestría, Facultad de

- Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, 2017. [En línea]. Disponible en: <https://repositorio.udec.cl/server/api/core/bitstreams/f938aa02-864f-4616-8db7-f91efee01d05/content>
- [3] Food and Agriculture Organization of the United Nations, *Global Forest Resources Assessment 2020 Key findings*. Rome, 2020, [En línea]. doi: 10.4060/ca8753en
- [4] P. G. Curtis, C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, y M. C. Hansen, "Classifying drivers of global forest loss", *Science*, vol. 361, n. 6407, pp. 1108–1111, sep. 2018, doi: 10.1126/science.aau3445
- [5] P. Potapov et al., "The Global 2000-2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived From the Landsat Archive: First Results", *Front. Remote Sens*, vol. 3, abr. 2022, doi: 10.3389/frsen.2022.856903.
- [6] D. Montaña (2021, Mar.). *Nuevo estudio: en los últimos 26 años Ecuador ha perdido más de 2 millones de hectáreas de bosque*. [En línea]. Disponible en: <https://es.mongabay.com/2021/03/nuevo-estudio-en-los-ultimos-26-anos-ecuador-ha-perdido-mas-de-2-millones-de-hectareas-de-bosque/>
- [7] B. Torres, R. Fischer, J. Vargas, A. Lajones, y S. Gunter, "Cooperación científica para enfrentar la deforestación tropical: perspectivas políticas del proyecto LaForet en Ecuador" en *Deforestación en paisajes forestales tropicales del Ecuador*, B. Torres, R. Fischer, J. Vargas y S. Gunter, Eds. Puyo: Instituto Nacional de Biodiversidad - INABIO, 2020, cap. 1, pp. 14 -22. [En línea]. Disponible en: https://inabio.biodiversidad.gob.ec/wp-content/uploads/2021/01/LAFORET_WEB.pdf
- [8] A. Angelsen et al., "Environmental Income and Rural Livelihoods: A Global-Comparative Analysis", *World Development*, vol. 64, pp. 12–28, dic. 2014, doi: 10.1016/j.worlddev.2014.03.006.
- [9] M. Mazón, N. Samaniego, T. Ojeda-Luna, P. Eguiguren, D. Veintimilla, y J. Maita-Chamba, "Necesidades para desarrollar procesos de restauración ecológica en Ecuador de manera efectiva", *Bosque (Valdivia)*, vol. 44, n. 3, pp. 459–467, 2023, doi: 10.4067/S0717-92002023000300459
- [10] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, "REDD+ Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques", [fao.org](https://www.fao.org/redd/es/). <https://www.fao.org/redd/es/>
- [11] Wildlife Conservation Society, 2020, "El Sistema Nacional de Áreas Protegidas en Ecuador", ecuador.wcs.org. <https://ecuador.wcs.org/Recursos/Noticias/articleType/ArticleView/articleId/14605/El-Sistema-Nacional-de-Areas-Protegidas-en-Ecuador.aspx>
- [12] B. E. Andrango Rodríguez, K. G. Romero Cruz, y J. E. Maza Maza, "Dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo: Escenarios prospectivos en la subcuenca del río Chillayacu", *AES* vol. 10, n. 3, pp. 228–236, dic. 2022. Disponible en: <https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/article/view/582>
- [13] G. A. Pérez-Guerra, I. Sosa-Franco, N. Machado-García, y M. E. Ruiz-Pérez, "Herramientas SIG, revisión de sus fundamentos, tipos y relación con las bases de datos espaciales," *RCTA*, vol. 32, n. 3, oct. 2023. Disponible en: <https://cu-id.com/2177/v32n3e10>

- [14] J. M. Paruelo y Pedro. Laterra, Eds., *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones: servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural*, Buenos Aires: CICCUS, 2019.
- [15] C. Garzón-Santomaro, F. Prieto-Albuja, J. Brito, y J. Mena, Eds., *Propuesta para el establecimiento del Subsistema de Áreas Naturales de Conservación y Diseño del Corredor Ecológico de la provincia El Oro*, Quito: Serie de Publicaciones Miscelánea N° 12. GADPEO – INABIO, 2019.
- [16] Consultora R&R, I. Pineda, “Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la parroquia Uzhcurrumi Periodo 2019 - 2024”, gadparroquialuzhcurrumi.gob.ec. https://gadparroquialuzhcurrumi.gob.ec/images/cuentas2019/PDyOT_PARROQUIAL_UZHCURRU MI.pdf
- [17] Ministerio de Ambiente y Energía, “Mapa Interactivo”, <http://ide.ambiente.gob.ec/>. <http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/>
- [18] S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds., *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra*, Japón: IGES, 2006.
- [19] P. Keith *et al.*, “Introducción,” en *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds. Japón: IGES, 2006. Cap. 1, pp. 1.1-1.25.
- [20] K. Bickel, G. Richards, M. Köhl, y R. L. Vianna Rodrigues, “Representación coherente de las tierras,” en *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds. Japón: IGES, 2006. Cap. 3 pp. 3.1-3.46.
- [21] P. Laterra, P. Barral, A. Carmona, y L. Nahuelhual, *ECOSER. Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial*, La Pampa: EDICIONES INTA, 2015.
- [22] D. Portalanza *et al.*, “Mapping ecosystem services in a rural landscape dominated by cacao crop: A case study for Los Rios province, Ecuador”, *Ecological Indicators*, vol. 107, dic. 2019, doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105593
- [23] S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds., *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, Japón: IGES, 2006.
- [24] P. Panagos *et al.*, 2023, “Global rainfall erosivity database (GloREDa) and monthly R-factor data at 1 km spatial resolution”, European Commission, Joint research Centre, doi: 10.1016/j.dib.2023.109482.
- [25] S. Gupta, P. Borrelli, P. Panagos, y C. Alewell, 2024, “An advanced global soil erodibility (K) assessment including the effects of saturated hydraulic conductivity, Science of The Total Environment, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168249
- [26] “USGS Earth Explorer”, usgs.gov. <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- [27] P. Panagos *et al.*, “The new assessment of soil loss by water erosion in Europe”, *Environ Sci Policy*, vol. 54, pp. 438–447, dic. 2015, doi: 10.1016/j.envsci.2015.08.012

- [28] N. Gorelick, M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, y R. Moore, "Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone", *Remote Sens Environ*, vol. 202, pp. 18–27, dic. 2017, doi: 10.1016/j.rse.2017.06.031
- [29] Geoportal del Agro Ecuatoriano, 2022, "Mapa Geopedológico del Ecuador continental, versión editada 2019, escala 1:25.000, año 2009-2015", Ministerio de Agricultura Y Ganadería. [En línea]. Disponible en: <https://datosabiertos.gob.ec/dataset/mapa-geopedologico-del-ecuador-continental-version-editada-2019-escala-1-25-000-ano-2009-2015>
- [30] H. Aalde, et al., "Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la tierra" en *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds. Japón: IGES, 2006. Cap. 2, pp. 2.1-2.66.
- [31] R. D. Lasco, et al., "Tierras de Cultivo" en *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds. Japón: IGES, 2006. Cap. 5, pp. 5.1-5.74.
- [32] L. Verchot, et al., "Pastizales" en *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*, S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe, Eds. Japón: IGES, 2006. Cap. 6, pp. 6.1-6.55.
- [33] "Manejo Sostenible de la Tierra. Ministerio del Ambiente", [suia.ambiente.gob.ec. https://suia.ambiente.gob.ec/?page_id=903](https://suia.ambiente.gob.ec/?page_id=903)
- [34] P. Arias-Muñoz, M. A. Saz, y S. Escolano, "Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media-alta del río Mira en los Andes de Ecuador", *Investigaciones Geográficas*, n. 79, pp. 207–230, ene. 2023, doi: 10.14198/INGEO.22390
- [35] *Agriculture Handbook No. 537: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning* U. S. Department of Agriculture, Washington, 1978. [En línea]. Disponible en: https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf
- [36] B. A. Ramos Arboleda y E. S. Sánchez Pullas, "Estimación de la pérdida de suelo utilizando el modelo USLE y herramientas SIG, en la microcuenca del río Puela, cantón Penipe", tesis de maestría, Fac. de Ingeniería, UNACH, Riobamba, 2023. [En línea]. Disponible en: http://dspace.unach.edu.ec/bitstream/51000/10459/1/Ramos%20A.%20Bryan%20A%3B%20S%C3%A1nchez%20P.%20Estefan%C3%ADa%20S.%2C%282023%29_%20Estimaci%C3%B3n%20de%20la%20p%C3%A9rdida%20de%20suelo%20utilizando%20el%20modelo%20USLE.pdf
- [37] *CALSITE V-3.1 - User Manual*, HR Wallingford Ltd.: Wallingford, Reino Unido, 1995.
- [38] "Erosión del suelo", fao. org. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/d7d2c558-757e-40ad-8ac6-4af46fa4674f/content>
- [39] Z. Aguirre, "Bosques secos del Ecuador: Diagnóstico y lineamientos para su conservación", MAE, Quito, Ecuador, 2015.

- [40] T. Zhang *et al.*, "Adaptability analysis and model development of various LS-factor formulas in RUSLE model: A case study of Fengyu River Watershed, China", *Geoderma*, vol. 439, nov. 2023, doi: 10.1016/j.geoderma.2023.116664
- [41] R. Hill, S. Díaz, U. Pascual, M. Stenseke, Z. Molnár, y J. Van Velden, "Nature's contributions to people: Weaving plural perspectives", *One Earth*, vol. 4, n. 7, pp. 910-915, jul. 2021, doi: 10.1016/j.oneear.2021.06.009
- [42] L. Jiménez, P. Ramón, J. Sarango, J. I. Burneo, J. Guzmán y E. Guzmán-Montalván, "Long-term grazing exclusion enhances soil carbon and nitrogen stocks in tropical dry forests of southern Ecuador", *Frontiers in Soil Science*, vol. 5, sep. 2025, doi: 10.3389/fsoil.2025.1617798.
- [43] J. B. Thompson, L. Zurita-Arthos, F. Müller, S. Chimbolema, y E. Suárez, "Land use change in the Ecuadorian páramo: The impact of expanding agriculture on soil carbon storage", *Arct Antarct Alp Res*, vol. 53, no. 1, pp. 48–59, ene. 2021, doi: 10.1080/15230430.2021.1873055.
- [44] E. Aguilera, L. Lassaletta, A. Gattinger, y B. Gimeno, "Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 168, pp. 25–36, mar. 2013, doi: 10.1016/j.agee.2013.02.003.
- [45] W. Post y K. Kwon, "Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential", *Global Change Biology*, vol. 6, n. 3, pp. 317–327, mar. 2000, doi: 10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x.
- [46] R. Lal, "Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security", *Science*, vol. 304, n. 5677, pp. 1623–1627, jun. 2004, doi: 10.1126/science.1097396.
- [47] A. Don, J. Schumacher, y F. Annette, "Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis", *Global Change Biology*, vol. 17, n. 4, pp. 1658–1670, sep. 2010, doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x
- [48] A. A. Beltrán-Dávalos *et al.*, "Driving variables to explain soil organic carbon dynamics: páramo highlands of the Ecuadorian Real mountain range", *J Soils Sediments*, vol. 25, n. 5, pp. 1578–1597, abr. 2025, doi: 10.1007/s11368-025-04017-7.
- [49] P. Borrelli *et al.*, "An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion", *Nat Commun*, vol. 8, n. 1, dic. 2017, doi: 10.1038/s41467-017-02142-7.
- [50] M. El Mazi, M. Hmamouchi, E. R. Saber, S. Bouchantouf, y A. Houari, "Deforestation effects on soil properties and erosion: a case study in the central Rif, Morocco", *Eurasian Journal of Soil Science*, vol. 11, n. 4, pp. 275–283, oct. 2022, doi: 10.18393/ejss.1098600
- [51] B. M. Flores, A. Staal, C. C. Jakovac, M. Hirota, M. Holmgren, y R. S. Oliveira, "Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests", *Plant Soil*, vol. 450, n.º 1-2, pp. 11-25, may 2019, doi: 10.1007/s11104-019-04097-8.
- [52] D. Singh *et al.*, "Biological and mechanical measures for runoff and soil erosion control in India and beyond", *Discov Appl Sci*, vol. 7, n. 7, jul. 2025, doi: 10.1007/s42452-025-07287-5.

- [53] W. G. Trávez y P. Guarderas, "Land Use Affects the Local Climate of a Tropical Mountain Landscape in Northern Ecuador", *Mountain Research and Development*, vol. 43, n. 1, ene. 2023, doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-21-00016
- [54] Y. Kim y M. S. Johnson, "Deciphering the role of evapotranspiration in declining relative humidity trends over land", *Commun Earth Environ*, vol. 6, n. 1, feb. 2025, doi: 10.1038/s43247-025-02076-9.
- [55] R. Bommarco, D. Kleijn, y S. G. Potts, "Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security", *Trends Ecol Evol*, vol. 28, n. 4, pp. 230–238, abr. 2013, doi: 10.1016/j.tree.2012.10.012.
- [56] P. Tittone, "Ecological intensification of agriculture — sustainable by nature", *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 8, pp. 53–61, oct. 2014, doi: 10.1016/j.cosust.2014.08.006.
- [57] J. Rockström *et al.*, "Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability", *Ambio*, vol. 46, n. 1, pp. 4–17, jul. 2016, doi: 10.1007/s13280-016-0793-6.
- [58] IPBES, "Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services", IPBES secretariat, Bonn, Germany. 2019. [En línea]. Disponible: <https://www.ipbes.net/global-assessment>
- [59] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura, *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura*, Roma: FAO, 2021. [En línea]. doi: 10.4060/cb7654es
- [60] The Intergovernmental Panel on Climate Change, "Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability", IPCC, Cambridge University Press, 2022.
- [61] C. Corvalán, S. Hales, y A. McMichael, "Ecosistemas y bienestar humano: Síntesis sobre salud. Un informe de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM)", Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra.