

Cita bibliográfica: Arias-Muñoz, P., Saz, M.A., & Escolano, S. (2023). 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*, (79), 207-230. <https://doi.org/10.14198/INGEO.22390>

Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador

Estimation of soil erosion through the RUSLE model. Case study: upper-middle basin of Mira River in Andean-Ecuador

Paul Arias-Muñoz^{1*} 
Miguel A. Saz² 
Severino Escolano³ 

Resumen

La erosión del suelo es uno de los principales problemas ambientales a nivel global, la cual causa pérdida de la fertilidad del suelo y aumento en la producción de sedimentos. El objetivo del presente estudio es cuantificar y conocer la distribución espacial de la erosión hídrica en las diferentes coberturas de suelo en la cuenca media-alta del río Mira en Ecuador. Para ello se aplicó el modelo RUSLE en entorno SIG. Los resultados determinaron que la erosión varía entre 0 y 812,30 t/ha/año y que la erosión promedio es 32,79 t/ha/año. En el área de estudio únicamente las coberturas bosques y páramo presentaron una erosión media menor al umbral sostenible de erosión con valores inferiores a 10 t/ha/año. Por su parte, las áreas sin vegetación, y cultivos son las coberturas con más propensión tasas de erosión del suelo elevadas. Esto demuestra que la erosión dentro del área de estudio se encuentra entre las más altas del mundo. En consecuencia, se recomiendan alternativas para el manejo de uso de suelo en la cuenca hidrográfica para los tomadores de decisiones.

Palabras clave: erosión; cobertura de suelo; cuenca hidrográfica; Andes de Ecuador.

Abstract

Soil erosion is one of the leading environmental problems at a global level, which causes loss of soil fertility and an increase in the production of sediments. This study aims to quantify and understand the spatial distribution of water erosion over land cover in the upper-middle basin of the Mira River in Ecuador. The RUSLE model has been applied using remote sensing tools and GIS tools. The results show erosion varies between 0 and 812.30 t/ha/year, and the average erosion is 32.79 t/ha/year. The forest and paramo are the unique covers that present an average erosion lower than the sustainable threshold of erosion with values lower than 10 t/ha/year in the study area. On the other hand, areas without vegetation and crops have the highest propensity for high soil erosion rates. It shows that erosion within the study area is among the highest in the world. Consequently, decision-makers are recommended to seek alternatives for land use management in the watershed.

Keywords: erosion; land cover; basin; Ecuadorian Andes.

1 Universidad de Zaragoza, España. Universidad Técnica del Norte, Ecuador. dparias@utn.edu.ec. * Autor para correspondencia
2 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón, Universidad de Zaragoza. España. masaz@unizar.es
3 Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón, Universidad de Zaragoza. España. severino@unizar.es

1. Introducción

El origen y propagación de la erosión se genera por agentes naturales como, agua y viento, sin embargo, la magnitud y extensión están controladas por los factores, clima, topografía y vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). La acción de la lluvia o el viento generan procesos de erosión que implican desprendimiento de partículas del suelo, transporte de sedimentos y deposición final (Skidmore, 1986; Wischmeier & Smith, 1978). El transporte de sedimentos es directamente proporcional a la capacidad de transporte del suelo (CT) y aumenta bajo condiciones favorables de lluvia, pendiente o intrínsecamente por propiedades del suelo (Lal, 2003). El factor natural con más incidencia en la erosión del suelo es el agua, ya sea por efecto de lluvia o por el flujo hídrico (Thomas et al., 2018).

Generalmente, los modelos de erosión hídrica se los clasifica en tres tipos, conceptuales (Viney & Sivapalan, 1999), físicos (Yu et al., 1997) y empíricos (Wischmeier & Smith, 1978). Los modelos empíricos presentan pocos requisitos computacionales y son de fácil comparación. El modelo empírico más utilizado a nivel mundial es la Ecuación Mundial de Pérdida de Suelo, conocido como modelo USLE, por sus siglas en inglés (Wischmeier & Smith, 1978) y posteriormente USLE modificado (MUSLE) (Williams & Berndt, 1977), o USLE-RUSLE propuesto por Renard (1997).

El modelo RUSLE únicamente determina la pérdida anual promedio de suelo por flujos hídricos y no calcula la deposición de sedimentos (Thomas et al., 2018). El concepto propuesto por la USLE-RUSLE vincula los cambios en la cobertura de suelo con el aumento de la predisposición a erosión laminar y la reducción de la calidad del suelo (Salomão & Silva, 2021). Debido a que, cuando se remueve cobertura natural y se pierden plantas se expone al suelo superficial a la intemperie, al desprendimiento de partículas, y también al detrimento de servicios ecosistémicos como, provisión de cultivos, infiltración, y regulación del flujo de agua (Steinhoff-Knopp et al., 2021; Salomão & da Silva, 2021).

La erosión afecta la calidad del suelo, definida como “la capacidad para funcionar dentro de los límites del ecosistema, para sostener la productividad biológica, mantener la calidad del medio ambiente y promover la salud de plantas, animales y el bienestar humano” (Doran & Parkin, 1994). Esto se evidencia porque con la erosión aumentan los focos de contaminación difusa para otros ecosistemas, se profundiza la dispersión de nutrientes, la pérdida de materia orgánica, los cambios en la productividad agrícola, se pueden incrementar elementos traza tóxicos, la contaminación de cuerpos de agua e incluso se acelera el abandono de tierras (Díaz, 2003; Ekholm & Lehtoranta, 2012; Keesstra et al., 2018; Perera et al., 2020).

Estos efectos negativos se ven agravados por las formas de ocupación del suelo y por actividades humanas como, agricultura en ladera, sobrepastoreo, deforestación o expansión de la población humana (Thomas et al., 2018). De este modo no solo se agrava el riesgo de erosión sino también se afecta la calidad del hábitat territorial, por la disminución gradual de la producción primaria neta, la calidad de los ecosistemas, los medios de vida y la calidad de vida humana (Núñez et al., 2013). En consecuencia se desencadenan otros problemas que pueden ir desde la puesta en riesgo de la seguridad alimentaria, el aumento de la migración rural-urbana hasta el incremento de la vulnerabilidad a eventos como deslizamientos o inundaciones (Díaz, 2003; Ighodaro et al., 2016; Telles et al., 2011).

En el Ecuador, la erosión es la principal causa de la degradación del suelo (De Noni & Trujillo, 1986a). Los factores antrópicos que incrementan la erosión van desde deforestación, uso intensivo del suelo, expansión del minifundio hasta el poco desarrollo tecnológico agrícola (Espinosa, 2014). En el país, de acuerdo con el Censo Nacional Agropecuario para el año 2020, 52.046,62 km² de su superficie presentaba uso agropecuario, de las cuales el 25,4% se encontraba bajo regadío, principalmente por gravedad a través de surcos de inundación y canchales (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, 2022).

La expansión agrícola, de secano y de regadío, hacia las estribaciones de la cordillera de los Andes ha ocasionado un incremento de la erosión en estos sectores (De Noni & Trujillo, 1986b). En un estudio realizado en la década del 80s, se determinó que el 60% de la superficie del país afectada por erosión se encontraba en la región interandina (De Noni & Trujillo, 1986a). La cuenca transnacional del río Mira ubicada en la región interandina al norte de Ecuador y al sur de Colombia está expuesta principalmente a las siguientes amenazas: deslizamientos, inundaciones y erosión (Gómez, et al., 2017). González et al. (2018) determinaron que, en la sección media-alta se pierde anualmente entre 22 y 40 toneladas por hectárea al año.

A pesar de estas tasas de pérdida de suelo no existe evidencia de la implementación de técnicas de conservación del suelo durante y después de la cosecha o de manejo de pastizales en la cuenca hidrográfica

(CISPDR, 2016). Además, tampoco hay registros que evidencien un abandono permanente de los sectores rurales agrícolas que agraven los procesos de erosión. Sin embargo, la erosión es un peligro latente al hábitat de la población.

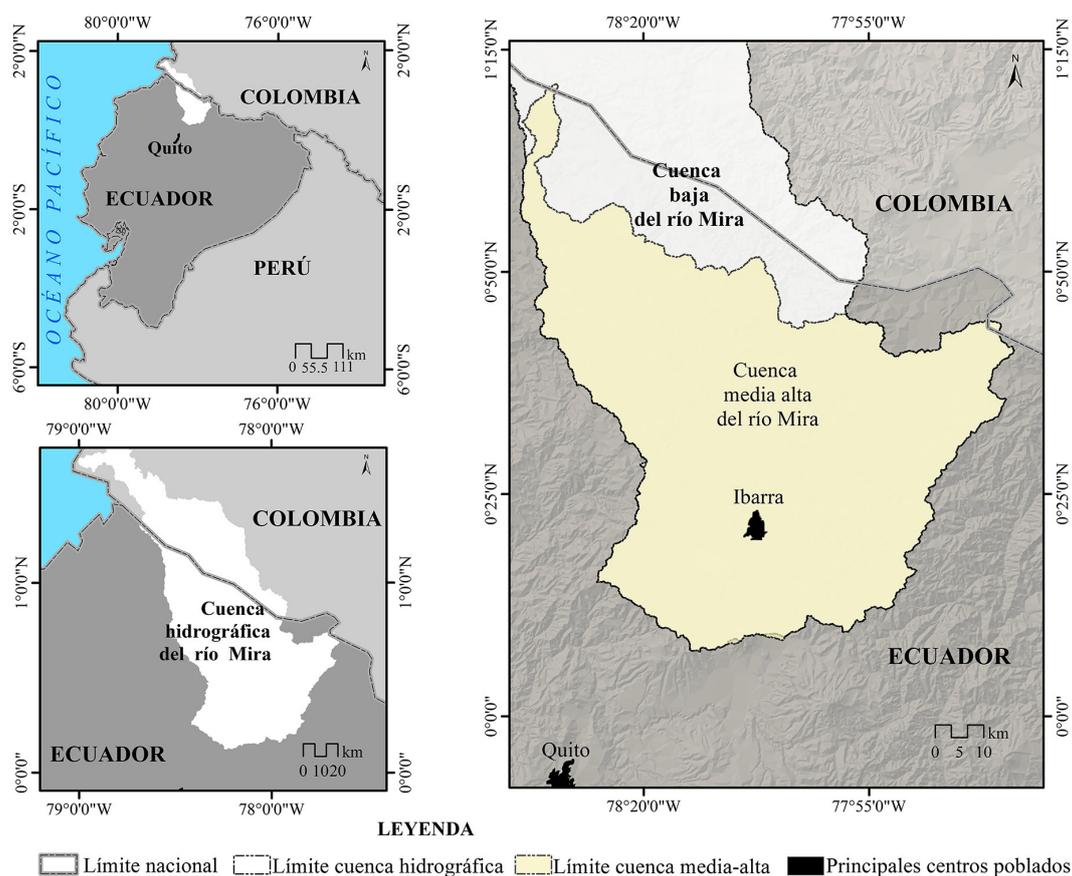
Bajo estos antecedentes, el objetivo del presente estudio es cuantificar y comprender la distribución espacial de la erosión hídrica sobre las diferentes coberturas de uso de suelo en la cuenca media-alta del río Mira. Para ello, se aplica el modelo RUSLE a través del uso de herramientas SIG y de teledetección. Los resultados proporcionan información sobre la pérdida del suelo por tipo de cobertura. Sin embargo, el modelo no genera información sobre la erosión en cárcavas. En definitiva, el estudio proporciona una línea base de la erosión hídrica en esta cuenca hidrográfica, útil para los tomadores de decisiones y contribuye a llenar un vacío de información en un país que carece de datos.

2. Metodología

2.1. Área de estudio y caracterización

La cuenca hidrográfica del río Mira es una unidad hidrográfica binacional localizada al noroccidente de Ecuador y al sur occidente de Colombia. La presente investigación comprende la sección media-alta de la cuenca ubicada en territorio ecuatoriano, entre 78°26'44", 77°46'01" de longitud oeste y entre 0° 11'09", 0° 52'25" de latitud norte (Figura 1).

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador

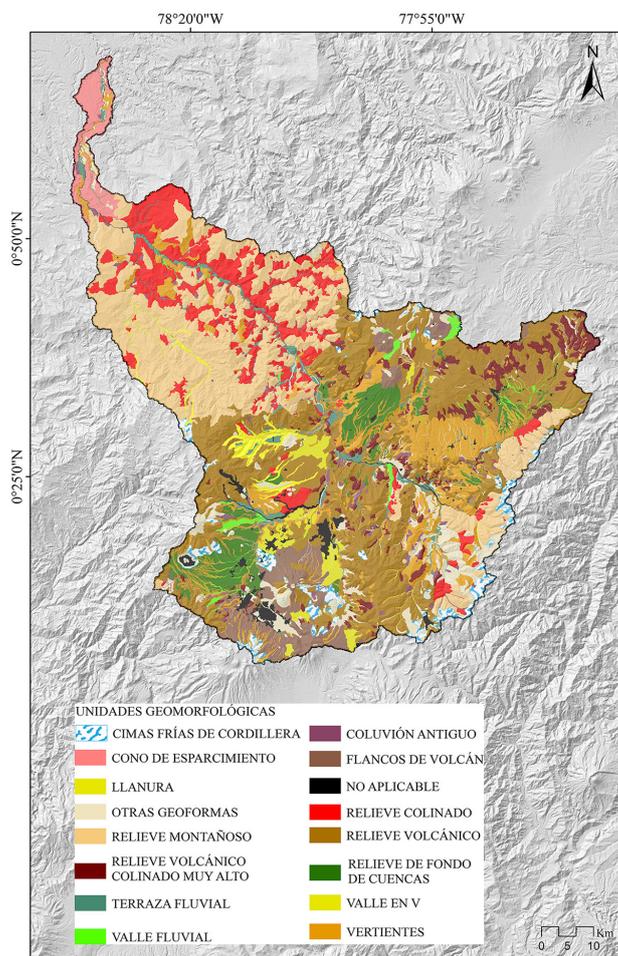


Fuente: Sistema Nacional de Información, 2022. Elaboración propia

El área de estudio tiene una superficie de 5.320,87 km². La elevación varía entre los 133 m.s.n.m y los 4.892 m.s.n.m, donde el relieve más elevado se encuentra en el sector suroeste y el sector más bajo se encuentra en la parte norte. La formación geológica presenta formaciones volcánicas del Pleistoceno y Pio-Pleistoceno, rocas sedimentarias del Cretáceo al Cuaternario, formaciones particulares como Silante y Cangahua del Cretáceo Superior y del Cuaternario.

Las principales unidades geomorfológicas, porque ocupan alrededor del 70% de la superficie, son, relieves volcánicos, montañosos, colinados, de fondos de cuencas, volcánicos colinados muy altos y las vertientes (Figura 2). También existen otras unidades geomorfológicas, aunque en menor proporción (menos 2% de la superficie) como, valles en V, valles fluviales, cráteres, aristas glaciares, barrancos o cerros testigos (Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica, 2022).

Figura 2. Unidades geomorfológicas de la cuenca media alta del río Mira



Fuente: Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica, 2022. Elaboración propia

El clima en el área de estudio de acuerdo con la clasificación de Köppen-Geiger varía por sección. En la sección alta se presenta un clima de tundra. En la sección media se presentan varios climas: clima mediterráneo de verano cálido, clima de sabana tropical, clima oceánico, clima tropical del monzón. En la sección baja se presenta un clima de selva tropical. La precipitación mínima anual es alrededor de 500 mm, la precipitación máxima anual de 3.000 mm y la precipitación media anual es de 1.152 mm.

El río principal es el Mira y la red hídrica atraviesa, páramos, matorrales interandinos, pastizales, bosques altoandinos, bosques pie montanos, bosques montanos secos bosques húmedos tropicales, cultivos y zonas urbanas. Es un área mayoritariamente rural, principalmente agrícola y ganadera, porque a partir del siglo XX el bosque fue reemplazado por pastos para ganadería, cultivos de caña en la sección baja-media y por cultivos de fréjol, maíz, cebada y patatas en la sección media-alta (Gómez et al., 2017). No obstante, en la agricultura se mantuvo la práctica cultural del barbecho. Cada año el barbecho puede alcanzar 24.000 hectáreas, lo que equivale a un 30% de la superficie total de siembra (CISPDR, 2016). La población rural representa un 46% de la población total que para el año 2020 se proyectaba en alrededor de 647.598 habitantes (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, 2010). En ese sentido, existe una baja densidad rural porque la población está dispersa en diferentes comunidades, generalmente interconectadas mediante vías y senderos sin asfaltar.

2.2. Materiales y métodos

Se cuantificó la erosión hídrica del suelo mediante el uso de la ecuación de pérdida suelo universal (ecuación 1), RUSLE (Renard, 1997), cuyo proceso metodológico se detalla en la Figura 3.

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Dónde: A es la pérdida anual de suelo(t/ha/año); R es la Erosividad de la lluvia (MJ mm/ ha/año); K es la erodabilidad del suelo (t h ha/ ha MJ mm); LS es el factor topográfico que representa la longitud e inclinación de la pendiente (adimensional); C es el manejo de la cobertura (adimensional) y el factor P representa las prácticas de conservación (adimensional).

2.2.1. Datos

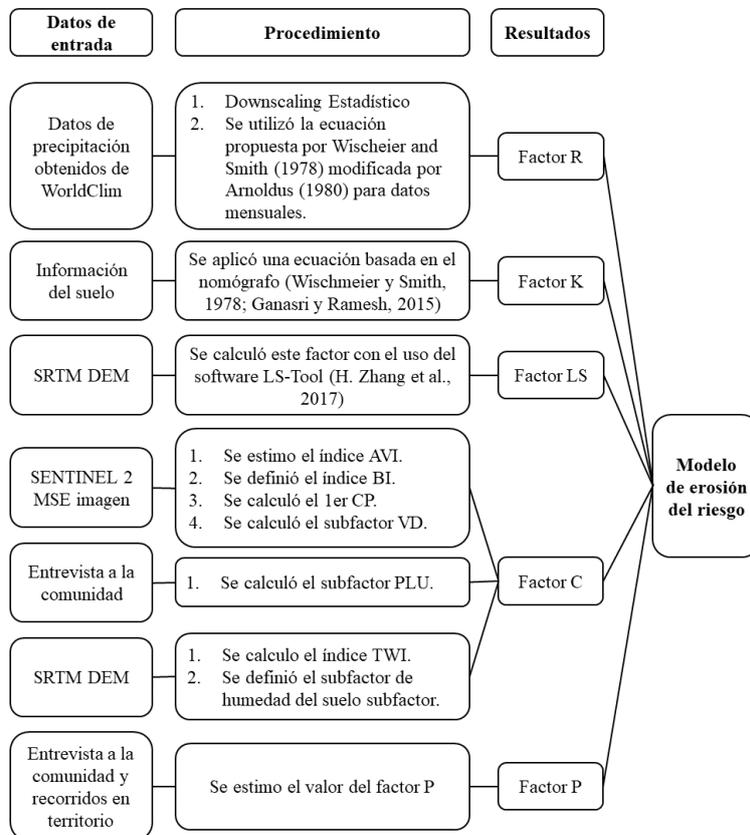
Se obtuvieron los factores de la erosión mediante el uso de un conjunto de datos espaciales adquiridos de diferentes fuentes (Tabla 1 y Figura 3).

Tabla 1. Datos espaciales para la aplicación del modelo RUSLE

No	Tipos de datos	Fuente	Descripción
1.	Modelo digital de elevación (DEM)	https://earthexplorer.usgs.gov/	SRTM DEM (30 m de resolución)
2.	Imagen satelital multiespectral	https://earthexplorer.usgs.gov/	SENTINEL 2 MSE con 10 m de Resolución
3.	Datos de precipitación	https://www.worldclim.org/	Datos de precipitación de WorldClim (1970-200) con 1 km de resolución
4.	Datos de suelo	Instituto Geográfico Militar de Ecuador	Categorías de suelo basado en textura de suelo y drenaje

Elaboración propia

Figura 3. Esquema metodológico



Elaboración propia

2.2.2. Factor de Erosividad de la precipitación (R)

El factor R de erosión mide el efecto de la intensidad de la lluvia sobre la erosión del suelo. Un promedio de 20 a 25 años o incluso superior de datos es recomendado para calcular el factor R (de Santos Loureiro & de Azevedo Coutinho, 2001; Renard & Freimund, 1994; Wischmeier & Smith, 1978). El cálculo del factor R se realizó con la aplicación de la ecuación. (2) propuesta por Wischmeier y Smith (1978) posteriormente modificado por Arnoldus (1980).

$$Factor R = \sum_{i=1}^{12} 1,735 * 10^{(1,5 \log_{10}(\frac{p_i^2}{p}) - 0,08188)} \quad (2)$$

Dónde R (x, y) es el factor R (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ yr⁻¹) en el tamaño de celda (x, y), p_i=es precipitación mensual (mm) y p =es una precipitación anual (mm).

En base a información proporcionada por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología de Ecuador (INAMHI) y del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. (IDEAM) para el presente estudio se identificaron 25 estaciones meteorológicas que disponen 30 años de registros de precipitación. Sin embargo, existen estaciones con vacíos de información. En base a esta disponibilidad espacial y temporal de información meteorológica y a la superficie del área de estudio y área de influencia (16.080 km²) se aplicó la ecuación (3) recomendada por Hengl (2006), y se encontró que el tamaño del pixel es de 20 kilómetros.

$$P = 0,791 \sqrt{\frac{A}{N}} \quad (3)$$

Dónde P es el tamaño del píxel, A es la superficie del área de estudio (km²) y N el número total de observaciones.

El tamaño de píxel encontrado es grande, representa una baja resolución espacial y aumenta la inexactitud de la predicción. Un tamaño de píxel adecuado para el análisis geoespacial es de 30 metros (Lee et al., 2004). Por lo tanto, se utilizaron los registros históricos de WorldClim para el periodo 1970-2000 en formato TIF y se recortó la información para el área de estudio (Fick & Hijmans, 2017). A esta información se realizó un *downscaling* estadístico, con el software SAGA GIS, utilizando latitud y longitud como variables predictoras. Los métodos de *downscaling* estadístico utilizan regresiones múltiples para establecer relaciones empíricas entre el modelo global y las variables predictoras (Cremades & Puliafito, 2017).

Para verificar la precisión de la lluvia pronosticada, se calcularon tres indicadores, (i) radio BIAS (ii) correlación y (iii) error cuadrático medio (RMSE) entre el modelo histórico de WorldClim, el modelo obtenido por *downscaling* y el registro histórico de precipitación, con los datos de las 25 estaciones pluviométricas (ecuaciones 4, 5 y 6). La correlación determina la bondad de ajuste de la lluvia proyectada frente a la lluvia real. El radio es la relación entre la lluvia proyectada y la medición real del pluviómetro. El error cuantitativo es una diferencia entre la medición y el pluviómetro.

$$R = \frac{\sum(R_{sf} - \bar{R}_{sf})(R_{rg} - \bar{R}_{rg})}{\sqrt{\sum(R_{sf} - \bar{R}_{sf})^2 \sum(R_{rg} - \bar{R}_{rg})^2}} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(R_{sf} - R_{rg})^2}{n}} \quad (5)$$

$$Bias\ ratio = \frac{R_{sf}}{R_{rg}} \quad (6)$$

Dónde: R_{sf} es la precipitación proyectada, \bar{R}_{sf} es el promedio de la precipitación proyectada. R_{rg} es la precipitación base, \bar{R}_{rg} es el promedio de la precipitación base y n es el número total de estaciones. Para el radio BIAS, el valor de 1 representa perfecta proyección para el modelo. Los valores superiores a 1 significan sobreestimación de la precipitación y viceversa. Por ejemplo, si el radio es 1.3 representa un 30% de sobreestimación.

2.2.3. Factor erodabilidad del suelo (K)

El factor K representa la susceptibilidad de la erodabilidad del suelo (Wischmeier & Smith, 1978). Los valores de este factor se determinan usando información sobre las propiedades edáficas del suelo, que

consisten en la textura del suelo, el contenido de materia orgánica, estructura del suelo y permeabilidad (Renard, 1997). La información se obtuvo de la base de datos espacial de textura de suelo, materia orgánica y permeabilidad a escala 1:25.000 desarrollada por el Instituto Geográfico Militar de Ecuador. Se interpretaron las propiedades del suelo con el uso del monograma, se aplicó la ecuación 7 y se creó un mapa del factor K con un tamaño de píxel de 30 m. (Ganasri & Ramesh, 2016; Wischmeier & Smith, 1978).

$$K = 27,66 X m^{1,14} x 10^{-8} x (12 - a) + 0,0043 x (b - 2) + 0,0033x(c - 3) \quad (7)$$

Dónde: m= limo (%) + arena muy fina (%) × (100 – arcilla (%)); a = materia orgánica (%); b = código de estructura; c = código de permeabilidad.

2.2.4. Factor Topográfico (LS)

El factor topográfico (LS) representa el efecto combinado de la inclinación de la pendiente (S) y del factor de longitud de la pendiente (L) en la pérdida del suelo (Moore & Wilson, 1992). El aumento de la inclinación y la longitud de la pendiente incrementa la erosión hídrica (Mahala, 2018). El factor LS fue calculado utilizando el software LS-Tool (Zhang et al., 2017) a partir del modelo de elevación DEM-SRTM de resolución espacial de 30 metros.

2.2.5. Cobertura de suelo (C)

Este factor, adimensional, corresponde a la relación entre pérdida de suelo y los tipos de vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). Se puede clasificar cualitativamente en función de los tipos de vegetación (Wischmeier & Smith, 1978). El valor más confiable es mediante el cálculo Radio de Pérdida de Suelo (SLR). Renard (1997) propuso inicialmente la ecuación (8) para su cálculo. Tanyas et al. (2015) mediante la ecuación (9) modifican el método original desarrollado por Renard (1997). Para el presente estudio se modificó la ecuación propuesta por Tanyas et al. (2015) mediante la aplicación de la ecuación (10). No se utilizó el factor rugosidad porque su incidencia máxima se detecta en la erosión eólica (Raupach et al., 1993).

$$SLR = PLU * (CC * SC) * SR * SM \quad (8)$$

$$SLR = PLU * VD * SR * SM \quad (9)$$

$$SLR = VD * SM * PLU \quad (10)$$

Dónde SLR es el Radio de Pérdida de Suelo, PLU es el uso prioritario del suelo, SC es la cubierta de dosel, CC es la cubierta superficial, VD es la densidad de vegetación, SR es la rugosidad superficial y SM es la humedad del suelo.

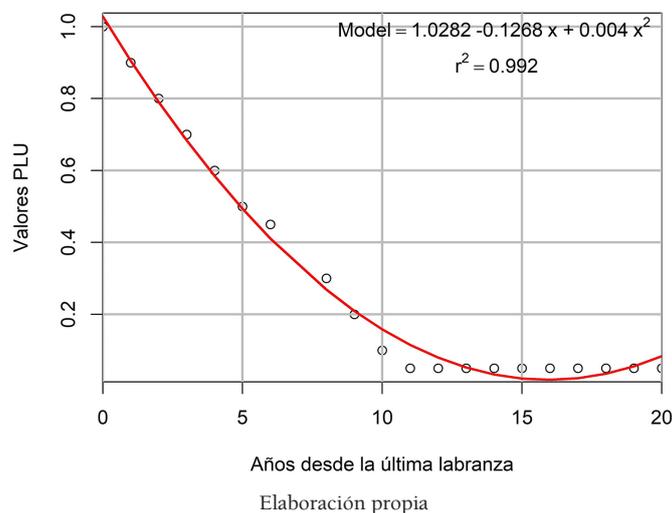
Para ello, inicialmente se determinaron las coberturas y uso de suelo para el año 2018 mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel 2B fechadas el 5 y 24 de agosto del 2018 y obtenidas del portal web Earth Explorer. En cada imagen se realizaron correcciones radiométricas y atmosféricas con el software QGIS. Las correcciones geométricas se realizaron mediante el uso del modelo digital de elevación, *Shuttle Radar Topography Mission* (DEM-SRTM), de 30 metros de resolución obtenido también del portal Earth Explorer. Estos datos fueron georreferenciados al sistema de coordenadas UTM, Zona 17 Sur y luego se recortaron al área de estudio. Se realizó una clasificación supervisada y se crearon áreas de entrenamiento para ocho coberturas de suelo: bosque, páramo, vegetación arbustiva, cultivos, pastos, zona urbana, área sin vegetación y cuerpos de agua. Se utilizó un área mínima cartografiable de 40.000 metros de acuerdo a lo recomendado por Salitchev (1979). Después se hizo un remuestro del píxel a 30 m, mediante la técnica del vecino más cercano. La clasificación fue validada mediante la aplicación de la matriz de confusión y el correspondiente índice de Kappa de Cohen (1960) y los valores del factor C se obtuvieron con la aplicación de la ecuación (10).

2.2.6. Subfactor Uso de Suelo Prioritario (PLU)

Representa los efectos de los cultivos y las prácticas de labranza en la erosión del suelo (Tanyaş et al., 2015). Se estableció un valor de 1 para condiciones de labranza reciente y un límite de 0,05 para áreas donde no se realiza ninguna práctica de labranza, después de ajustar mediante funciones polinómicas de segundo orden (Tanyaş et al., 2015). Se determinó el mejor ajuste utilizando como criterio el coeficiente de determinación (R^2). La información de labranza se levantó en campo con la realización de entrevistas a representantes de 72 comunidades (confiabilidad del 90%). El método utilizado para seleccionar a los

representantes fue el Informante Clave. Este es un método que establece, a personas reconocidas dentro de su entorno social, como fuente primaria de información para el investigador y como vínculo al resto de la comunidad (Taylor & Bogdan, 1987). Las coberturas naturales se multiplicaron por 0,10 debido a que no realizó labranza por más de 10 años, al área sin vegetación se le asignó un valor de 1, y a cultivos se asignaron valores de acuerdo con el último año de labranza (Figura 4).

Figura 4. Valores del Factor PLU



2.2.7. Subfactor Humedad de Suelo (SM)

La erosión del suelo presenta una relación con el contenido de humedad del suelo (Luk, 1985). Se recomienda que este factor se aplique con cuidado en zonas propensas a escorrentía por exceso de saturación del suelo (Renard, 1997). El factor SM se obtuvo con el cálculo del índice de humedad de suelo (TWI) (Beven & Kirkby, 1979) con el software SAGA GIS.

2.2.8. Subfactor Densidad de Vegetación (VD)

Este subfactor es la fusión de los subfactores Cobertura Superficial (SC) y Cobertura de dosel (CC). El factor VD es utilizado para determinar la densidad de cobertura en bosques tropicales (Rikimaru et al., 2002) y se obtuvo calculando el Primer Componente Principal de dos índices: el índice de Vegetación Avanzada (AVI), ecuación 11 y el índice de suelo desnudo (BI), ecuación 12 (Tanyaş et al., 2015). Las ecuaciones fueron aplicadas en la imagen Sentinel del año 2018. Los valores de VD fluctúan entre 0 y 1, donde la erosión aumenta de forma directa.

$$AVI = [(B8 + 1) * (256 - B4) * (B8 - B4)]^{\frac{1}{3}} \quad (11)$$

$$BI = \frac{(B11+B4)-(B8-B2)}{(B11+B4)+(B8-B2)} * 100 + 100 \quad (12)$$

Se aplicaron las dos ecuaciones, con los datos normalizados y se comprobaron dos condiciones preestablecidas en las bandas de la imagen Sentinel (AVI, si $B8 < B4$, y BI, si $B4 < B8$)

2.2.9. Factor prácticas de conservación (P)

Los valores del factor P varían entre 0 y 1, donde cero (0) representa prácticas de conservación efectivas y uno (1) la inexistencia de prácticas de conservación (Vijith et al., 2018).

3. Resultados

3.1. Factores de erosión

Se estimó la magnitud y la distribución espacial de la pérdida de suelo con el cálculo de los cinco factores de erosión de acuerdo con el modelo RUSLE.

3.2. Factor Erosividad de la Lluvia (R)

Los resultados de la evaluación de la precisión del modelo muestran que entre los datos originales de *Climatol* y los datos obtenidos del *downscaling* estadístico existe una correlación con un $R^2=0,99$; un $BIAS=0,99$ y un $RMSE= 26,20$ mm. Es decir, existió una correlación muy alta entre los datos, no existió una sobreestimación de los datos y un rango de error de 26,20 mm. Por otro lado, los resultados de la comparación de los datos obtenidos del *downscaling* estadístico y datos reales existe una correlación con un $R^2=0,91$, un $BIAS=1,03$ y un $RMSE= 219,85$ mm. Esto significó una correlación muy alta entre los datos proyectados y los datos reales con una leve sobreestimación del 3% y un rango de error de 219,85 mm. Esta desviación se considera aceptable por lo cual se calculó el factor R con una resolución de 30 metros.

El factor R varía desde 208,905 a 1.954,9 MJ mm/h ha año (Figura 5a). La erosividad pluvial promedio en la cuenca hidrográfica fue 550,47 MJ mm/h ha año y la desviación estándar fue 328,79 MJ mm/h ha año. Se encontró que el potencial de erosión de las lluvias era mayor en la sección baja, entre 133 m.s.n.m. y 1.719,333 m.s.n.m. y menor en la sección alta, entre 3.305,66 m.s.n.m. y 4.892 m.s.n.m. de altitud.

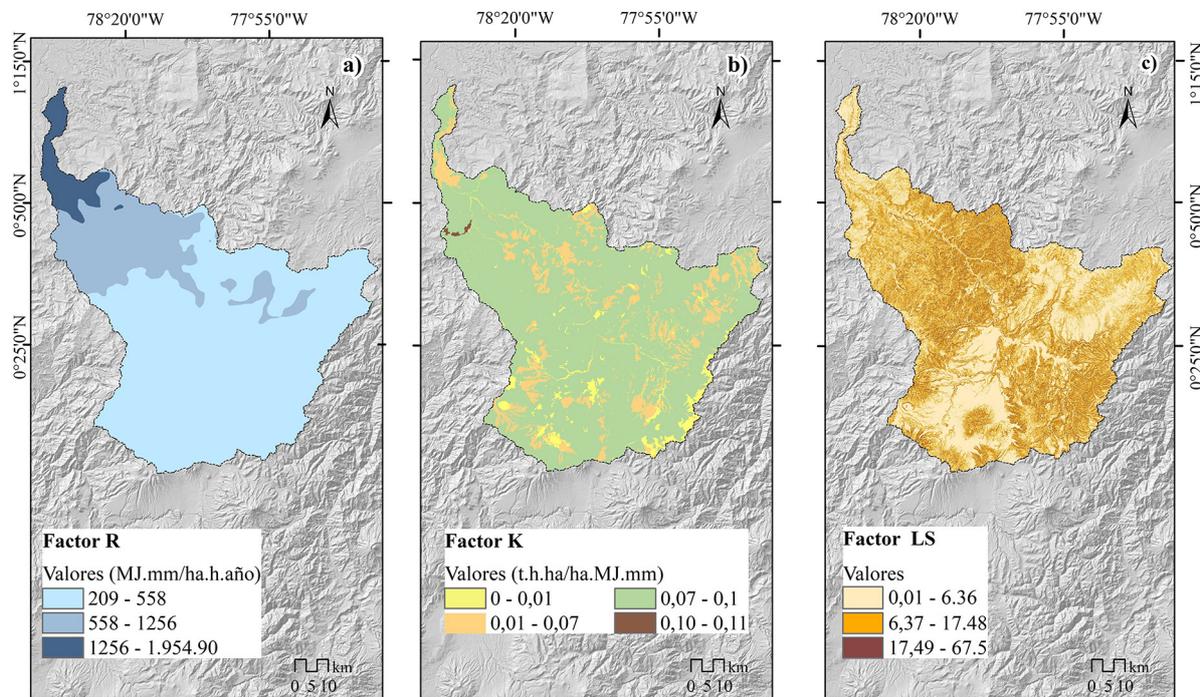
3.3. Factor Erodabilidad del Suelo (K)

Los resultados de la distribución espacial del factor K muestran que los valores oscilan entre 0 t ha h/ha MJ mm a 0,11 t ha h/ha MJ mm (Figura 5b). Los valores más altos presentan alta erodabilidad, predisposición a pérdida de materia orgánica y al desprendimiento del suelo por efecto de la lluvia y/o flujo superficial.

3.4. Factor Topográfico (LS)

Los resultados de la distribución espacial del factor LS muestran que sus valores oscilan desde 0,01 en los sectores planos del área del estudio hasta 67,5 en sectores con pendientes superiores a la pendiente media (Figura 5c).

Figura 5. Factores de erosión. a) Factor R, b) Factor K, c) Factor LS



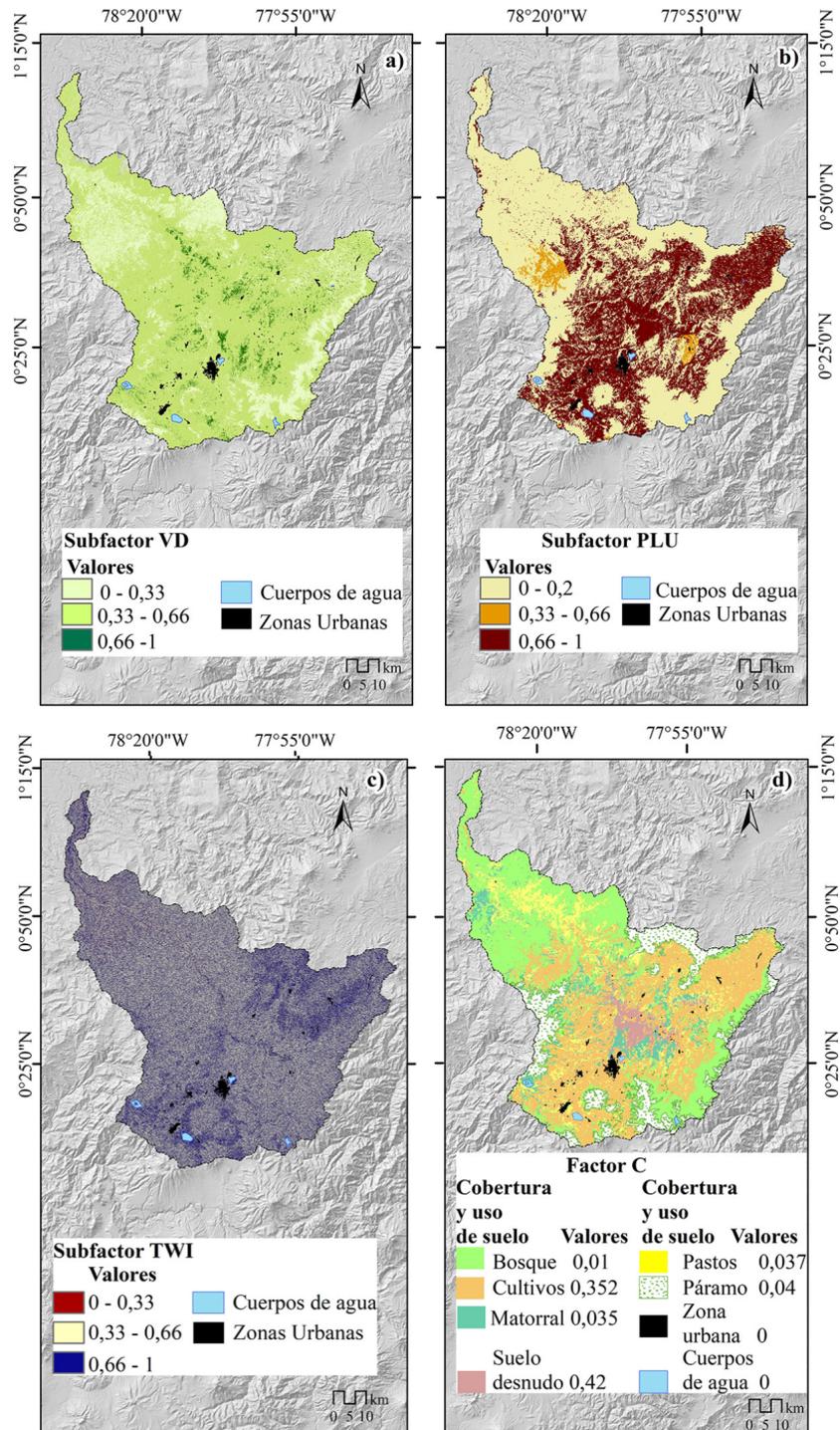
Elaboración propia

3.5. Factor Cobertura de Suelo (C)

Los resultados obtenidos presentan la distribución espacial de los subfactores: densidad de vegetación (VD), uso prioritario del suelo (PLU) e índice de humedad del suelo (TWI) (Figura 6a-c). Tanyas et al.

(2015) señalan que la combinación de los subfactores VD y PLU permiten discriminar la cubierta de dosel y disminuir la confusión por presencia de clorofila. Los valores de 0 y 1 se distribuyen de acuerdo con la presencia/ausencia de cobertura de dosel, ausencia/presencia de labranza y baja/alta humedad de suelo. La humedad alta se distribuye por toda el área de estudio y confirman la existencia de zonas propensas a escorrentía por exceso de saturación del suelo. Sin embargo, existen altos valores de los factores VD y PLU únicamente en la sección media, por la presencia de pastos, cultivos y zonas urbanas.

Figura 6. Subfactores y Factor C. a) Subfactor VD, b) Subfactor PLU, c) Subfactor TWI, d) Factor C



Elaboración propia

La interacción espacial de estos tres factores dio como resultado el factor C y su distribución en el territorio. Se estimó el valor promedio de este factor por cada cobertura identificada. La clasificación de la cobertura y uso de suelo obtuvo una exactitud de 0,85. Finalmente, se observaron valores bajos del factor C en la parte occidental y suroccidental del área de estudio donde la superficie se caracteriza por la presencia de bosques. Los valores más altos se caracterizan por la presencia de suelo desnudo y se ubican en la sección media de la cuenca principalmente en sectores orientales de la ciudad de Ibarra (Figura 6d).

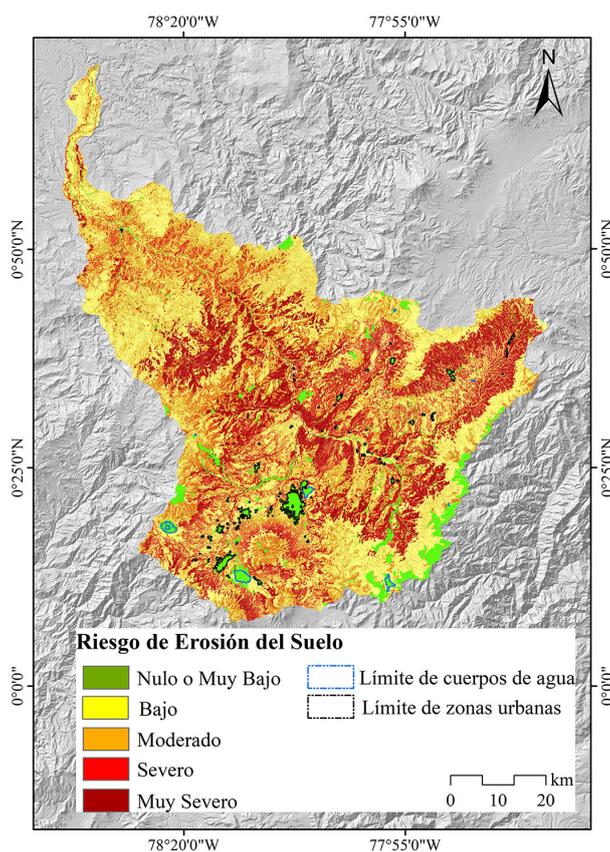
3.6. Factor P

En el área de estudio no se identificaron prácticas de conservación y de acuerdo a la recomendación de autores como Mahala (2018) o Vijith et al. (2018) se asignó un valor de 1.

3.7. Riesgo de erosión

La tasa de erosión del suelo obtenida fue dividida en cinco categorías ordinales, siguiendo la recomendación de Hoyos (2005), definidas por el valor medio del quintil: Nulo o Muy Bajo (0 t/ha/año), Baja (0-6,35 t/ha/año), Moderado (6,35-19,03 t/ha/año), Severa (19,03-63,46 t/ha/año), y Muy Severa (>63,46 t/ha/año) (Figura 7). Se adoptó esta clasificación porque los valores de cero (0) son zonas con erodabilidad natural y normalmente corresponden a zonas urbanas y cuerpos de agua (Figura 7).

Figura 7. Riesgo de erosión en el área de estudio



Elaboración propia

El riesgo nulo se presenta en geoformas que normalmente presentan este riesgo por su estructura rocosa, tales como, conos de derrubios, esker, vertientes abruptas con fuerte disección, talud de derrubios, afloramientos rocosos, macizos rocosos, caldera, cráter o edificios volcánicos destruidos. En cambio, vertientes rectilíneas, relieves de fondo de cuencas y relieves volcánicos colinados muy altos son geoformas que se localizan sobre erosión muy severa. Mientras que, valles de fondo de glaciar, morrenas o lagunas de origen glaciar, y otros relieves como valles fluviales, o llanuras son geoformas que presentan riesgo bajo (Figura 2).

Debido a esta diversa geomorfología, usos de suelo y topografía, la erosión en el área de estudio oscila entre 0 y 812,30 t/ha/año y presenta una tasa de erosión media de 32,79 t/ha/año. Además, prevalece la susceptibilidad baja (40,30%), mientras que, la susceptibilidad nula o muy baja ocupa menos superficie (5,12%). Las zonas con susceptibilidad severa y muy severa ocupan 32,42% de la superficie. En las zonas con susceptibilidad muy severa la pendiente media es 25,27°, y en las zonas de susceptibilidad nula o muy baja es 15,08°. Es decir, la pendiente promedio es mayor en los sectores de la cuenca con erosión muy severa (Tabla 2). Esto evidencia que, a mayor pendiente media, mayor es la predisposición al riesgo de erosión. Al contrario de la pendiente, la precipitación media no varía por categoría de erosión, mantiene valores similares y no predispone el riesgo de erosión (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías de erosión y sus principales características

Tasa de erosión (t/ha/año)	Categorías	Porcentaje de superficie (%)	Tasa promedio de erosión (t/ha/año)	Pendiente media (°)	Precipitación media anual (mm)
0	Nula o Muy Baja	5,12	0	15,08	993,22
0-6,35	Baja	40,30	2,45	15,69	1.206,53
6,35-19,03	Moderada	22,16	11,44	21,98	1.204,18
19,03-63,46	Severa	16,69	36,03	18,56	1.099,31
>63,46	Muy Severa	15,73	148,51	25,27	1.028,48

Elaboración propia

3.8. Erosión por tipo de Cobertura y Uso de Suelo

El cambio de cobertura de suelo tiene impactos significativos en la erosión, lo cual va vinculado al manejo de la cobertura (factor C). En el área de estudio únicamente las coberturas bosques y páramo presentaron, en más del 50% de su superficie, una erosión media menor a 10 t/ha/año. El resto de las coberturas-matorral, pastos y cultivos-presentaron valores promedios mayores a ese umbral. Los cultivos junto a las áreas sin vegetación incluso presentaron tasas medias de erosión de 70 t/ha/año y 81 t/ha/año respectivamente. De ahí que, en los cultivos y en las áreas sin vegetación predominan las zonas con riesgo severo, mientras que, en las coberturas-bosques, páramo, y pastos el mayor porcentaje de superficie respecto a su cobertura se encuentra en la categoría de riesgo baja (Tabla 3 y Figura 8a-e).

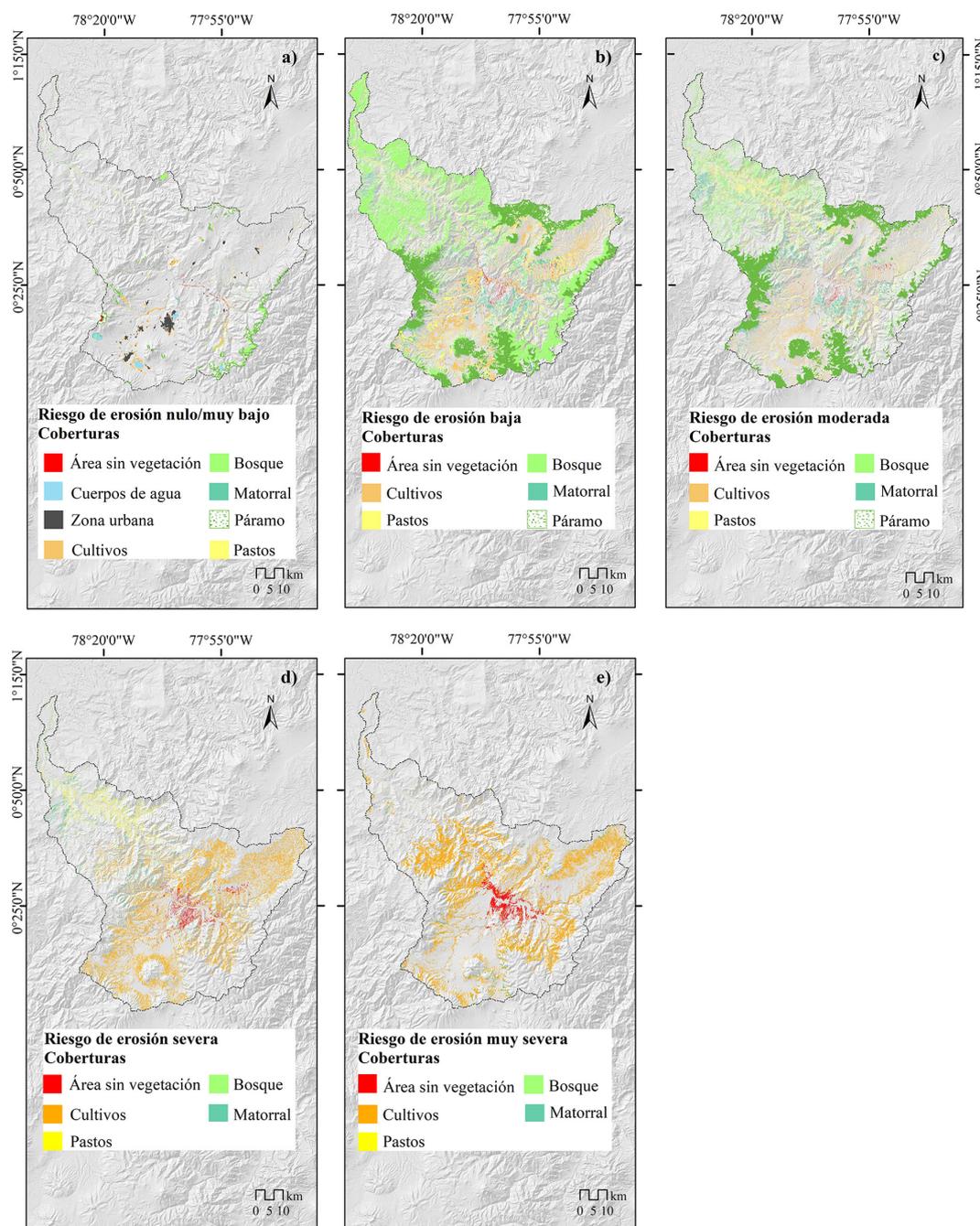
Tabla 3. Categorías de erosión por tipo de cobertura de suelo

Tipos de cobertura de suelo	Categorías de erosión	Superficie (km ²)	Porcentaje (%)	Tasa promedio de erosión
Área sin vegetación	Nula o Muy Baja	6,42	4,37	0,00
Área sin vegetación	Baja	17,14	11,65	0,28
Área sin vegetación	Moderada	11,01	7,48	14,81
Área sin vegetación	Severa	42,97	29,22	40,10
Área sin vegetación	Muy Severa	69,53	47,28	146,19
Bosque	Nula o Muy Baja	54,66	3,45	0,00
Bosque	Baja	1.145,19	72,31	2,86
Bosque	Moderada	350,72	22,14	9,80
Bosque	Severa	25,16	1,59	27,08
Bosque	Muy Severa	8,08	0,51	171,20
Cultivos	Nula o Muy Baja	64,56	3,38	0,00
Cultivos	Baja	346,40	18,13	0,26
Cultivos	Moderada	205,81	10,77	14,13
Cultivos	Severa	557,10	29,16	39,05
Cultivos	Muy Severa	736,33	38,55	149,44
Matorral	Nula o Muy Baja	10,38	3,00	0,00
Matorral	Baja	131,00	37,85	3,11
Matorral	Moderada	143,05	41,33	11,38
Matorral	Severo	55,51	16,04	29,26
Matorral	Muy Severo	6,15	1,78	127,09
Páramo	Nula o Muy Baja	63,17	9,62	0,00
Páramo	Baja	279,27	42,53	3,16

Páramo	Moderada	247,54	37,70	11,21
Páramo	Severa	65,93	10,04	26,64
Páramo	Muy Severa	0,69	0,11	132,25
Pastos	Nula o Muy Baja	11,77	1,93	0,00
Pastos	Baja	223,01	36,54	2,70
Pastos	Moderada	219,76	36,01	11,73
Pastos	Severa	140,48	23,02	31,96
Pastos	Muy Severa	15,27	2,50	110,15

Elaboración propia

Figura 8. Distribución de riesgo de erosión por cobertura de suelo. a) Erosión nula o muy baja, b) erosión baja, c) erosión moderada, d) erosión severa, e) erosión muy severa



Elaboración propia

4. Discusión de resultados

Los agentes y condicionantes de la erosión producen cambios en los niveles de susceptibilidad. El consenso general es que el principal agente climático sobre los procesos erosivos es la precipitación, ya que los principales condicionantes son la cobertura de suelo y el flujo superficial (Mulligan, 1998). A pesar, de que se ha determinado que el rol de la precipitación en la erosión es fundamental (Wischmeier & Smith, 1978), son pocos los estudios que definen el tamaño del píxel en la interpolación espacial. En una búsqueda bibliográfica no se han identificado estudios que apliquen las ecuaciones para definir el tamaño del píxel en la interpolación de la precipitación. En varios estudios no se explican las razones del tamaño de píxel utilizado (Ali & Hagos, 2016; Pijl et al., 2020) o incluso no se señala siquiera cuál es ese tamaño (Ganasri & Ramesh, 2016; Teshome et al., 2021; Xu et al., 2011). Por ese motivo se utilizó un mapa de precipitación anual con 30 metros de tamaño de píxel, el cual fue producto de *downscaling* estadístico a los datos de *World Clim* (1km²). Los resultados de la correlación ($R^2= 0,901$) entre los datos de estaciones meteorológicas y el *downscaling* son muy aceptables.

La erosividad anual de lluvia oscila entre 208,91 y 1.954,90 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹. En una cuenca andina ubicada al suroriente de Perú la tasa anual de erosión es similar, con valores entre 500 a 2.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ (Correa et al., 2016). En otras cuencas andinas con características similares los valores de erosividad de la precipitación son más elevados, incluso llegan a rangos entre 2.550 a 18.842 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ al sur de Ecuador (Ochoa-Cueva et al., 2015a) y de 2.300 a 5.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, en el centro de Colombia (Hoyos, 2005). Esta diferencia podría atribuirse a la variación altitudinal entre las cuencas hidrográficas. El área de estudio y la cuenca andina peruana presentan una variación altitudinal similar, de 4.759 m y 5.175 m respectivamente. Al contrario, las cuencas hidrográficas ubicadas al sur de Ecuador y en el centro de Colombia presentan variaciones altitudinales menores a la del área de estudio, con 1.300 m.s.n.m. y 800 m.s.n.m., respectivamente.

La erodabilidad en la cuenca hidrográfica presenta un rango entre 0 a 0,11 t/ha/MJ⁻¹mm⁻¹ ha⁻¹, variación muy similar a la encontrada en otras cuencas hidrográficas de montaña o ubicadas en la cordillera de los Andes (Castro, et al., 2017; Correa et al., 2016; Ochoa-Cueva et al., 2015a).

Aunque la erodabilidad en la cuenca se caracteriza principalmente porque el 4,72% presenta valores menores a 0,01 t ha h/ha MJ mm y el 0,17% presenta valores superiores a 0,10 t ha h/ha MJ mm, que, según Ramírez et al., (2009) estos valores en suelos corresponden a erodabilidad natural y severa, respectivamente. En los sectores con erodabilidad severa se presentan suelos limosos (0,05-0,002 mm), franco-arcillosos (< 0,002 mm) y en promedio tienen 3% de materia orgánica. Evan (1980) menciona que los suelos con menos del 3,5% de materia orgánica se consideran erosionables, y (Kumar & Kushwaha, 2013) señalan que la erodabilidad del suelo aumenta a medida que la textura del suelo se vuelve más fina.

Por otra parte, el valor otorgado a la cobertura de suelo generalmente es utilizado para evaluar el efecto de la vegetación sobre la erosión del suelo (Renard, 1997). El factor C se puede clasificar cualitativamente basado en tipos de vegetación (Morgan, 2009) mediante el cálculo del factor SLR (Renard, 1997; Tanyaş et al., 2015), calculando el NDVI (Ayalew et al., 2020, De Jong, 1994) o mediante la aplicación de regresiones con imágenes satelitales Landsat (Gertner et al., 2002). En comparación con otros métodos, el método utilizado para calcular el factor C mostró una ventaja, al utilizar una combinación óptima de información derivada de imágenes satelitales y validar de forma cruzada la información levantada en territorio. La precisión de la estimación de la cobertura vegetal es comparable a la de otros estudios similares para la estimación de valores del factor C (Tabla 4). De esta manera, se comprobó la baja incidencia que tiene la rugosidad en la erosión hídrica en zonas húmedas, y la no necesidad de aplicar la relación NDVI-Factor C definida por Van der Knijff et al. (2000) porque estos valores fueron definidos para Europa.

Tabla 4. Calores del Factor C por tipo de cobertura de suelo

Cobertura	Valores obtenidos del factor c	Valores presentados por otros autores (Lianes et al., 2009)
Bosque natural	0,01	0,003-0,010
Matorral	0,035	0,003-0,030
Páramo	0,040	0,003-0,040
Pastos (completos naturales hasta pastoreados)	0,037	0,012-0,200
Cultivos (permanentes no densos)	0,35	0,100-0,450

Elaboración propia

Otro factor importante que afecta la erosión del suelo es el factor longitud de pendiente (LS). En general, se acepta que la erosión aumenta con el incremento de la longitud de la pendiente (Moore & Wilson, 1992; Wischmeier & Smith, 1978). Las zonas de erosión del suelo altas de la cuenca hidrográfica se distribuyeron principalmente en lugares con valores altos de LS. El valor más alto y el más bajo del factor (LS) es 67 y 0,01 respectivamente, muy similares a valores presentados en otra zona montañosa del noreste de la India, que es 53,5-0,01.

La erosión encontrada en la cuenca hidrográfica, que va desde 0 a 812,30 t/ha/año, es superior en comparación con otras partes del mundo. En China varía entre 0,1-360 t/ha/año, en EE. UU. varía entre 0,03-170 t/ha/año, en India varía entre 0,5-185 t/ha/año, en Australia varía entre 0-150 t/ha/año (Morgan, 2009) y en Europa es más bajo al variar entre 0,5 y 325 t/ha/año (Maetens et al., 2012). En África, se ha estimado que la erosión también es inferior al fluctuar entre 10,8 y 146 t/ha/año (Stoking, 1984). A diferencia de otros sectores en la cordillera de los Andes, lo mismo ocurre en otras regiones montañosas. Aunque presentan características climáticas y geomorfológicas diferentes está el caso de Nepal, donde la tasa de erosión del suelo oscila entre 0,5 y 185 t/ha/año (Koirala et al., 2019) y de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán en México fluctúa entre 0 y 100 t/ha/año (Millward & Mersey, 1999). En tanto que, en los Andes la erosión varía de manera similar. Las tasas de erosión del suelo oscilan entre 0,5 y 836 t/ha/año en los Andes ecuatorianos centrales (Harden, 1988), 1,5 -936 t/ha/año en los Andes al sur de Ecuador (Ochoa-Cueva et al., 2015) y 514 -873,3 t/ha/año en suelo desnudo de los Andes colombianos (Suárez de Castro y Rodríguez Grandas, 1962).

La tasa promedio de erosión encontrada (32,75 t/ha/año) está dentro de los rangos de erosión (22 a 40 t/ha/año) obtenidos por González et al. (2018) anteriormente para el área de estudio usando el método de clavos de erosión, y los obtenidos por Córdova y Valverde (2002) (13,28 a 77,6 t/ha/año) para la provincia Carchi (área administrativa dentro del área de estudio) usando el método de mallas. La erosión promedio también se parece a las pérdidas de suelo encontradas en una cuenca hidrográfica montañosa al sureste de Italia (entre 31 y 34 t/ha/año) (Aiello et al., 2015) y en una cuenca hidrográfica montañosa en Marruecos (40 t/ha/año) (Tribak et al., 2021). En ambos casos existió un aumento de cultivos por bosque y en el primer caso predominan los cultivos secanos, al igual que en el área de estudio (Aiello et al., 2015; Tribak et al., 2021). Estos datos demuestran que la erosión media puede presentar semejanzas si existe variación en el uso de la cobertura de suelo. Obiahu y Elias, (2020) consideran que la cobertura de suelo es el factor más influyente, incluso sobre la intensidad de precipitación y la pendiente.

Las tasas de erosión promedio y máximas encontradas en la cuenca media-alta del río Mira confirman la tendencia a susceptibilidad alta a la erosión en las zonas montañosas de los Andes. En la cordillera de los Andes se generan procesos erosivos activos porque el escurrimiento difuso propio de la zona montañosa es reemplazado por escurrimiento concentrado cada vez que aumenta la pendiente y las alturas pluviométricas (De Noni & Trujillo, 1986b). Desde las partes altas existe un desprendimiento de partículas del suelo que se depositan en las laderas y valles antes de llegar al río, que pueden ser fácilmente removidas por el impacto de las gotas de lluvia (Ochoa-Cueva et al., 2015b). A esto se suma la expansión de actividades humanas que incluyen actividades agrícolas y ganaderas hacia zonas altas de la cordillera, incluso sobre los 3.000 m.s.n.m (Ataroff, 2010; Volante et al., 2015). Además, al igual que en otras cuencas andinas, como lo manifiestan Ochoa-Cueva et al. (2015b), los canales de flujos de poca profundidad se transforman en cárcavas de erosión o barrancos, a medida que la trayectoria del flujo de agua aumenta ya sea por cambio de pendiente o por uso de suelo.

Estas condiciones generan que todas las coberturas de suelo del área de estudio estén sujetas a pérdidas por erosión. La erosión severa se presentó normalmente en zonas sin cobertura vegetal, con pendientes colinadas y que normalmente se localizan sobre escarpes, y en relieves volcánicos, cimas de cordilleras o vertientes. También la erosión severa se presentó en cultivos que se localizan generalmente en pendientes colinadas, en relieves montañosos, volcánicos, volcánicos colinados muy altos, valles en V, flancos del volcán y vertientes, que demostraría el avance de la frontera agrícola hacia zonas de altitud alta.

Además, al contrario de lo que se creería, la precipitación media es similar al resto de categorías de erosión (Tabla 2) en alrededor de los 1.000 mm. De acuerdo con Avwunudiogba y Hudson (2014) únicamente cuando la precipitación supera los 2.000 mm, se reduce la incidencia de la cobertura vegetal en la erosión en montañas tropicales. Esto confirma que aunque la precipitación incide, los principales condicionantes de la erosión en cuencas andinas son primero la cobertura de suelo y después la pendiente como lo concluyeron autores como Harden (1988) e Inbar y Llerena (2000). No obstante, en todas las

coberturas de suelo, las tasas promedio de erosión superaron el umbral en zonas tropicales (10 t/ha/año), aunque en diferentes proporciones (Tabla 3). Para el caso de bosques y páramos esto sucedió porque pequeñas superficies se ubican en zonas altas con pendientes medias entre 25% y 30%, y entre 54° y 82°, que se localizan en geoformas con susceptibilidad muy severa como, vertientes rectilíneas, relieves volcánicos, relieves colinados y relieves volcánicos colinados muy altos.

Para Harden (1988) la presencia de cobertura natural no perturbada es el factor más importante de protección porque previene la pérdida de suelo incluso en pendientes pronunciadas. En general la pérdida de cobertura natural además de exponer al suelo a agentes erosivos como el agua y el viento ocasiona que se disminuya la filtración de agua (Salomão & da Silva, 2021; Steinhoff-Knopp et al., 2021). En los Andes la alta capacidad de infiltración, y la escorrentía superficial poco frecuente en las coberturas páramo, bosque y matorral evitan el transporte de flujos junto con material erosionado (Bonnesoeur et al., 2019). Sin embargo, los parches de bosques plantados de eucalipto existentes en la cuenca no generarían ese efecto. Inbar y Llerena (2000) en los Andes peruanos y Harden (1993) en los Andes ubicados al sureste de Ecuador demostraron que en los bosques de eucalipto presentes se incrementa la escorrentía. Aunque los pastos también son una buena cobertura vegetal porque gracias a su capacidad de infiltración no se erosionan durante eventos de lluvia (Mosquera et al., 2022), pueden generar escorrentía con arrastre de partículas causando erosión en los campos cultivados ladera abajo (Harden, 1993). Otro problema identificado en esta cobertura es el sobrepastoreo incluso sobre los 3.000 m.s.n.m. Lozada (1991) en los Andes peruanos determinó que el sobrepastoreo comunitario, principalmente de ovejas y ganado vacuno, degrada al suelo y profundiza la erosión. En los Andes centrales ecuatorianos, Podwojewski et al. (2002) también determinaron que el pastoreo intensivo de ovejas ha llevado a un aumento de la tierra desnuda y al reemplazo del páramo y del pasto corto por un pasto de alfombra, favoreciendo al desarrollo de la erosión eólica en las zonas secas, la escorrentía en superficies desnudas y la erosión por cárcavas en las laderas.

La presencia de cultivos en la sección central y su avance hacia zonas altas ocasionan que se formen nuevos canales de flujo que transportan con mayor facilidad las partículas de suelo ladera abajo. Adicionalmente, la presencia de barbecho por prácticas culturales, que según CISPDR (2016), cada año alcanza el 30% de la superficie total de siembra. Esto al contrario de lo que se creería, no genera sucesión vegetal en las tierras en barbecho o abandonadas ni tampoco disminuye la erosión (Harden, 2001). De acuerdo con Harden (1988) cuando se transforman suelos de laderas andinas a suelos desnudos producto del sobrepastoreo y del avance agrícola estas se vuelven más vulnerables a la erosión eólica y a la erosión hídrica. A esto se suma que los senderos y caminos sin asfaltar que interconectan las comunidades rurales forman canales de escorrentía que transportan sedimentos (Harden, 2001).

Estos procesos de erosión identificados degradan la calidad del suelo principalmente en las coberturas antrópicas que son las que presentan mayores tasas promedio de erosión (Tabla 3). Muchos de estos espacios antrópicos son producto del reemplazo de bosques y pastos naturales (Gómez et al., 2017) y estas transiciones ocasionaron efectos sobre la calidad del hábitat, como pérdida de la biodiversidad (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021) y reducción de la productividad agrícola (Caviedes et al., 2020). Estos impactos según Núñez et al. 2013 reducen la producción primaria de los ecosistemas y causan deterioro ambiental.

La transformación de coberturas aceleró la expansión de la frontera agrícola en la cuenca hidrográfica y se produjo generalmente en relieves colinados, considerando que la pendiente media es 19°. En la región interandina de Ecuador es muy común que la expansión agrícola se produzca en áreas con pendiente inclinada, incrementando la erosión del suelo y la formación de suelos tipo cangahua (Hidrobo et al., 2015; Espinosa, 2014). La cangahua es una matriz de suelo con bajo contenido de nitrógeno y materia orgánica donde es imposible realizar agricultura (Zebrowski & Vicuña, 1996). De acuerdo a Chalco et al. (2021) en la cuenca hidrográfica en sectores localizados bajo el páramo (entre 1700 y 3200 m.s.n.m) y en los valles fluviales interandinos secos (entre 750 y 1700 m.s.n.m) a causa de procesos erosivos se eliminaron horizontes superficiales del suelo permitiendo la consolidación de la cangahua.

Todas estas condiciones aceleraron el deterioro de los ecosistemas, imposibilitaron el desarrollo adecuado de la agricultura en el territorio, y en consecuencia poco a poco redujeron la calidad de vida de la población que lo habita. Esto si se considera que hábitat territorial es el conjunto de elementos naturales y artificiales que componen el medio ambiente en que se desarrolla la vida individual, familiar y social del ser humano (Ramírez, 2008).

A pesar de estos efectos, en el área de estudio no existe registro de abandono de tierras por migración permanente de la población rural a centros urbanos o al extranjero, a diferencia de los Andes centrales ecuatorianos, por ejemplo (Caulfield et al., 2019). Sin embargo, es necesario mejorar la calidad del hábitat de la población incluyendo alternativas que reduzcan las tasas de erosión de suelo. Para Woo et al. (1997) la presencia de una cubierta vegetal no perturbada retarda significativamente la erosión laminar. Aun así, que coberturas naturales superen el umbral máximo de erosión pone de manifiesto la necesidad de combinar las actividades de conservación y restauración de la vegetación con las prácticas adecuadas de labranza en las coberturas agropecuarias. En los Andes como lo señalan Vanacker et al. (2022) se ha demostrado que cuando se conserva la vegetación natural y se evita que sea reemplazada por cultivos, se tiene un efecto positivo en la calidad del suelo porque se almacena más carbono orgánico. Zhou et al. (2008) demostró que la restauración vegetal es eficiente cuando se aprovecha la estructura de los bosques y combinan plantas leñosas y no leñosas de acuerdo con la aptitud del suelo. La Manna et al. (2021) por su parte, demostraron que en suelos de origen volcánico la reforestación en pastizales degradados controla la erosión y evita la pérdida de materia orgánica siempre que los suelos permanezcan cubiertos. De esta manera, en el área de estudio sería recomendable las siguientes actividades:

- a) La conservación de la vegetación no leñosa como páramo en las partes altas de la cuenca, permite mantener la capacidad de infiltración del suelo y almacenar más carbono orgánico.
- b) En las partes media y baja de la cuenca, la selección de especies leñosas será de acuerdo con el tipo de bosque, que van desde bosques piemontanos, bosques montanos secos hasta bosques húmedos tropicales.
- c) Implementar prácticas adecuadas de labranza que incluyan, bancales, cultivos en contorno, cultivos en hileras.
- d) Regular el pastoreo comunitario de ganado en las zonas altas de la cuenca hidrográfica.
- e) Reforestación en pastizales erosionados
- f) Habilitación agroecológica de los suelos tipo cangahua.

5. Conclusiones

La erosión del suelo es uno de los principales problemas en las cuencas hidrográficas alrededor del mundo. Sin las medidas adecuadas, cada gramo de suelo que se pierde al año puede ser irreversible, al provocar un gran impacto en la productividad del suelo.

La evaluación de la susceptibilidad a la erosión del suelo, utilizando un conjunto de datos geoespaciales de libre disposición con igual tamaño de píxel (30 metros) para la aplicación del modelo RUSLE en entornos SIG, entregó resultados razonables de susceptibilidad en la cuenca debido principalmente a que se mantuvo una escala uniforme durante todo el proceso.

Se estima que la tasa media de erosión del suelo para la cuenca media-alta del Mira es de 32 t/ha/año y puede alcanzar un valor máximo de 812 t/ha/año. Este umbral estaría entre los más altos del mundo. Si bien la precipitación es un agente detonante de la erosión, la geomorfología montañosa relega su rol a segundo plano porque los principales condicionantes que generan estas tasas de erosión son en primer lugar la cobertura de suelo y en segundo lugar la pendiente. No obstante, el avance de la frontera agrícola y el sobrepastoreo hacia zonas altas transforman coberturas naturales a suelos desnudos, surcos de arroyada a cárcavas y finalmente expondrían más al suelo a los efectos erosivos combinados de la precipitación y el viento.

En este estudio se encontró que las tasas de pérdida de suelo insostenibles >10 t/ha/año se producen en todas las coberturas. Donde páramo y bosque son las coberturas menos propensas estas pérdidas, y cultivos y suelo desnudo son las coberturas más propensas. En los bosques y páramos se supera este umbral de erosión, principalmente porque se encuentran en laderas altas y empinadas. En los suelos desnudos o áreas sin vegetación y en los cultivos se crean estas tasas insostenibles por la exposición del suelo y la remoción por actividades de labranza. Además de los suelos desnudos, los pastos y matorrales, que superen esta tasa de erosión, requieren medidas de restauración ecológica. En cambio, en los cultivos es necesario tomar medidas como: bancales, cultivo en franjas, cultivos en contorno, y en zonas con cangahua implementar de técnicas de habilitación agroecológica.

Finalmente, la relevancia del estudio radicó en conocer la distribución espacial de la erosión del suelo en la cuenca media-alta del río Mira en los Andes de Ecuador, información que puede ser utilizada

por los tomadores de decisiones para la conservación y gestión del uso de la tierra. Como consecuencia, el accionar por parte de los tomadores de decisiones y de la población en general es fundamental para cambiar las tasas medias de erosión insostenibles a tasas medias de erosión sostenibles en zonas de los andes tropicales.

Referencias

- Aiello, A., Adamo, M., & Canora, F. (2015). Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. *CATENA*, 131, 174-185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>
- Ali, S. A., & Hagos, H. (2016). Estimation of soil erosion using USLE and GIS in Awassa Catchment, Rift valley, Central Ethiopia. *Geoderma Regional*, 7(2), 159-166. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.03.005>
- Arnoldus, H. (1980). An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In M. DcBoodt and D. Gabriels (Eds.), *Assessment of Erosion* (pp. 127-132). Editorial John Wiley & Sons.
- Ataroff, M. (2010). Actividades humanas que cambiaron el bosque en la cordillera de Mérida, Andes de Venezuela: Zona cafetera-ganadera. In B.A. Rial, J. C. Señaris, C.A. Lasso & A. Flores (Eds.), *Evaluación Rápida de la Biodiversidad y Aspectos Socioecosistémicos del Ramal de Calderas. Andes de Venezuela. RAP Bulletin of Biological Assessment* 56 (pp. 113-119). Editorial Conservation International. <http://www.saber.ula.ve/handle/123456789/39287>
- Avwunudiogba, A., & Hudson, P. F. (2014). A review of soil erosion models with special reference to the needs of humid tropical mountainous environments. *European Journal of Sustainable Development*, 3(4), 299-299. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2014.v3n4p299>
- Ayalew, D. A., Deumlich, D., Šarapatka, B., & Doktor, D. (2020). Quantifying the sensitivity of NDVI-based C factor estimation and potential soil erosion prediction using Spaceborne earth observation data. *Remote Sensing*, 12(7), 1136. <https://doi.org/10.3390/rs12071136>
- Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43-69. <https://doi.org/10.1080/02626667909491834>
- Bonnesoeur, V., Locatelli, B., Guariguata, M. R., Ochoa-Tocachi, B. F., Vanacker, V., Mao, Z., Stokes, A., & Mathez-Stiefel, S.-L. (2019). Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 433, 569-584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.033>
- Castro, A. F., Lince, L. A., & Riaño, O. (2017). Determinación del riesgo a la erosión potencial hídrica en la zona cafetera del Quindío, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 17-26. <https://doi.org/10.22490/21456453.1828>
- Caulfield, M., Bouniol, J., Fonte, S. J., & Kessler, A. (2019). How rural out-migrations drive changes to farm and land management: A case study from the rural Andes. *Land Use Policy*, 81, 594-603. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.030>
- Caviedes, M., Gangotena, D., Albán, G., & León, A. (2020). Primer Simposio de Suelos y Nutrición de Cultivos. *Archivos Académicos USFQ*, 11(69). <https://doi.org/10.18272/archivosacademicos.v11i.1479>
- Chalco, I., Haro, R., Andrade, L., Díaz, N., Reyes, D., Villarreal, W., Gómez, E., Díaz, D., & Yerovi, F. (2021). Análisis de la edafo-climatoposecuencia y su influencia en la distribución de los suelos de la subcuenca del río Mira-Ecuador. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 47(2), 181-188. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1669-23142021000200181
- CISPDR. (2016). Plan Hidráulico Regional de la Demarcación Hidrográfica Mira. <http://suia.ambiente.gob.ec/files/MEMORIA%20DH%20MIRA.pdf>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20(1), 37-46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Córdova, J. J., & Valverde, F. (2002, septiembre). *Evaluación de la erosión causada por labranza con arado y rastra en Carchi-Ecuador*. VIII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. <https://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/2510/1/iniapsc348e.pdf>
- Correa, S. W., Mello, C. R., Chou, S. C., Curi, N., & Norton, L. D. (2016). Soil erosion risk associated with climate change at Mantaro River basin, Peruvian Andes. *CATENA*, 147, 110-124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.003>
- Cremades, P. G., & Puliafito, S. E. (2017). *Modelado de emisiones por Quema de Biomasa y evaluación de impacto en la calidad de aire en escala regional y local* [Doctoral thesis, Universidad Nacional de

- Cuyo]. Base de datos ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/352318754_Modelado_de_Emisiones_por_Quema_de_Biomasa_y_Evaluacion_de_Impacto_en_la_Calidad_de_Aire_en_Escala_Regional_y_Local
- De Jong, S. M. (1994). Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19(2), 165-178. <https://doi.org/10.1002/esp.3290190207>
- De Noni, G., & Trujillo, G. (1986a). Degradación del suelo en el Ecuador. Principales causas y algunas reflexiones sobre la conservación de este recurso. *Cultura*, 24, 383-394. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/cc-2010/26531.pdf
- De Noni, G., & Trujillo, G. (1986b). La erosión actual y potencial en Ecuador: Localización, manifestaciones y causas. *Documentos de Investigación Geográfica*, 6, 5-14. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers08-01/23659.pdf
- de Santos Loureiro, N., & de Azevedo Coutinho, M. (2001). A new procedure to estimate the RUSLE EI₃₀ index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region, Portugal. *Journal of hydrology*, 250(1-4), 12-18. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00387-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00387-0)
- Díaz, A. R. (2003). Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivo en medios mediterráneos semiáridos. *Papeles de geografía*, 38, 151-165. <https://revistas.um.es/geografia/article/view/46031>
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In .W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek & B.A. Stewart (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*, 35 (pp. 1-21). Editorial Soil Science Society of America, Inc. <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- Ekholm, P., & Lehtoranta, J. (2012). Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management*, 93(1), 140-146. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.010>
- Espinosa, J. (2014). La erosión en Ecuador, un problema sin resolver. *Siembra*, 1(1), 7.
- Evan, R. (1980) Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: An empirical viewpoint; In M. J. Kirkby and R.P.C Morgan (Eds.), *Soil erosion* (pp. 109–128) Editorial John Wiley and Sons.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Ganasri, B. P., & Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), 953-961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- Gertner, G., Wang, G., Fang, S., & Anderson, A. (2002). Mapping and uncertainty of predictions based on multiple primary variables from joint co-simulation with Landsat TM image and polynomial regression. *Remote Sensing of Environment*, 83(3), 498-510. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00066-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00066-4)
- Gómez, L., Gallego, B., & Naranjo, L. G. (Eds). (2017). *Atlas socioambiental de las Cuencas Transfronterizas Mira y Mataje: aportes para su ordenamiento y gestión integral Colombia - Ecuador*. Editorial WWF-Colombia.
- González, I. M. M., Limaico, D., Arcos, C., José, M., Astudillo, R., Pantoja, M. I. V., & Añazco, M. J. (2018). Rehabilitación de suelos degradados mediante especies forestales en estructuras conservacionistas en la cuenca media del Río Mira, Ecuador. In M. Cevallos, T. Sánchez, M. Naranjo, K. Steinlechner, M. Posso, J. García, Y. Reascos, L. Yépez (Eds), *II Jornadas de Investigación Científica UTN*. 1 Foro de Investigación Científica “Desafíos actuales de la sociedad del conocimiento” (pp. 195-201). Universidad Técnica del Norte. <https://issuu.com/utnuniversity/docs/ebook-ii-jornadas-internacionales-u/800>
- Harden, C. (1988). Mesoscale Estimation of Soil Erosion in the Rio Ambato Drainage, Ecuadorian Sierra. *Mountain Research and Development*, 8(4), 331-341. <https://doi.org/10.2307/3673556>
- Harden, C. (1993). Land Use, Soil Erosion, and Reservoir Sedimentation in an Andean Drainage Basin in Ecuador. *Mountain Research and Development*, 13(2), 177-184. <https://doi.org/10.2307/3673635>
- Harden, C. (2001). Soil Erosion and Sustainable Mountain Development: Experiments, Observations, and Recommendations from the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development*, 21(1), 77-83. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2001\)021\[0077:SEASMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2001)021[0077:SEASMD]2.0.CO;2)

- Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. *Computers y Geosciences*, 32(9), 1283-1298. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.11.008>
- Hidrobo, J., Da Costa, M., Prat, C., Trujillo, G., Moreno, J., & Ortega, C. A. (2015). Sistemas de producción en áreas con cangahua habilitada en la Sierra Norte de Ecuador. *Siembra*, 2(1), 116-127. <https://doi.org/10.29166/siembra.v2i1.1444>
- Hoyos, N. (2005). Spatial modeling of soil erosion potential in a tropical watershed of the Colombian Andes. *CATENA*, 63(1), 85-108. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.05.012>
- Ighodaro, I. D., Lategan, F. S., & Mupindu, W. (2016). The Impact of Soil Erosion as a Food Security and Rural Livelihoods Risk in South Africa. *Journal of Agricultural Science*, 8(8), 1. <https://doi.org/10.5539/jas.v8n8p1>
- Inbar, M., & Llerena, C. A. (2000). Erosion Processes in High Mountain Agricultural Terraces in Peru. *Mountain Research and Development*, 20(1), 72-79. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0072:APIHMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0072:APIHMA]2.0.CO;2)
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2022, mayo 26). *Ecuador en Cifras. Información Agroambiental y tecnificación agropecuaria*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/informacion-agroambiental/>
- Keesstra, S., Mol, G., De Leeuw, J., Okx, J., Molenaar, C., De Cleen, M., & Visser, S. (2018). Soil-related sustainable development goals: Four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. *Land*, 7(4), 133. <https://doi.org/10.3390/land7040133>
- Koirala, P., Thakuri, S., Joshi, S., & Chauhan, R. (2019). Estimation of Soil Erosion in Nepal Using a RUSLE Modeling and Geospatial Tool. *Geosciences*, 9(4), 1-19. <https://doi.org/10.3390/geosciences9040147>
- Kumar, S., & Kushwaha, S. P. S. (2013). Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed. *Journal of Earth System Science*, 122(2), 389-398. <https://doi.org/10.1007/s12040-013-0276-0>
- La Manna, L., Tarabini, M., Gomez, F., & Rostagno, C. M. (2021). Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. *Geoderma*, 403, 115265. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115265>
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment international*, 29(4), 437-450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lee, S., Choi, J., & Woo, I. (2004). The effect of spatial resolution on the accuracy of landslide susceptibility mapping: A case study in Boun, Korea. *Geosciences Journal*, 8(1), 51-60. <https://doi.org/10.1007/BF02910278>
- Lianes, E., Marchamalo, M., & Roldán, M. (2009). Evaluación del factor C de la RUSLE para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birris, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 33(2), 217-235. <https://www.redalyc.org/pdf/436/43613279007.pdf>
- Lozada, C. (1991). Overgrazing and range degradation in the Peruvian Andes. *Rangelands Archives*, 13(2), 64-66. <http://206.189.126.38:8081/index.php/rangelands/article/view/10996>
- Luk, S. (1985). Effect of antecedent soil moisture content on rainwash erosion. *Catena*, 12(2-3), 129-139. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(85\)90005-0](https://doi.org/10.1016/0341-8162(85)90005-0)
- Maetens, W., Vanmaercke, M., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., & Ionita, I. (2012). Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: A meta-analysis of plot data. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 36(5), 599-653. <https://doi.org/10.1177/0309133312451303>
- Mahala, A. (2018). Soil erosion estimation using RUSLE and GIS techniques—A study of a plateau fringe region of tropical environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(13), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3703-3>
- Millward, A. A., & Mersey, J. E. (1999). Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *CATENA*, 38(2), 109-129. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00067-3)
- Moore, I. D., & Wilson, J. P. (1992). Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of soil and water conservation*, 47(5), 423-428.
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley y Sons.

- Mosquera, G. M., Marín, F., Stern, M., Bonnesoeur, V., Ochoa-Tocachi, B. F., Román-Dañobeytia, F., & Crespo, P. (2022). Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. *Science of The Total Environment*, 804, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>
- Mulligan, M. (1998). Modelling the geomorphological impact of climatic variability and extreme events in a semi-arid environment. *Geomorphology*, 24(1), 59-78. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00101-3](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00101-3)
- Núñez, M., Antón, A., Muñoz, P., & Rieradevall, J. (2013). Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: Application to energy crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4), 755-767. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0525-5>
- Obiahu, O. H., & Elias, E. (2020). Effect of land use land cover changes on the rate of soil erosion in the Upper Eyiohia river catchment of Afikpo North Area, Nigeria. *Environmental Challenges*, 1, 100002. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100002>
- Ochoa-Cueva, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez-Díaz, J. A., & Boll, J. (2015a). Spatial Estimation of Soil Erosion Risk by Land-cover Change in the Andes OF Southern Ecuador. *Land Degradation y Development*, 26(6), 565-573. <https://doi.org/10.1002/ldr.2219>
- Ochoa-Cueva, P. A., Ruiz Sinoga, J. D., & Cerdá, A. (2015b). *Manejo y conservación del suelo y agua en los Andes del Sur de Ecuador* [Doctoral thesis, Universidad de Málaga]. Repositorio Dialnet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=75774>
- Perera, K. H. K., Udeshani, W. A. C., Piyathilake, I. D. U. H., Wimalasiri, G. E. M., Kadupitiya, H. K., Udayakumara, E. P. N., & Gunatilake, S. K. (2020). Assessing soil quality and soil erosion hazards in the Moneragala District, Sri Lanka. *Applied Sciences*, 2(12), 2175. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03926-1>
- Pijl, A., Reuter, L. E. H., Quarella, E., Vogel, T. A., & Tarolli, P. (2020). GIS-based soil erosion modelling under various steep-slope vineyard practices. *CATENA*, 193, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104604>
- Podwojewski, P., Poulenard, J., Zambrana, T., & Hofstede, R. (2002). Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management*, 18(1), 45-55. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00049.x>
- Raupach, M., Gillette, D., & Leys, J. (1993). The effect of roughness elements on wind erosion threshold. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 98(D2), 3023-3029. <https://doi.org/10.1029/92JD01922>
- Renard, K. G. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Government Printing.
- Renard, K. G., & Freimund, J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157(1-4), 287-306. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4)
- Rikimaru, A., Roy, P., & Miyatake, S. (2002). Tropical forest cover density mapping. *Tropical ecology*, 43(1), 39-47. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.465.8749&rep=rep1&type=pdf>
- Ramírez, B. (2008). *Formas territoriales. Visiones y perspectivas desde la teoría*. Miguel Ángel Porrúa.
- Ramírez, F., Hincapié, E., & Sadeghian, S. (2009). Erodabilidad de los suelos de la zona central cafetera del departamento de Caldas. *Cenicafé*, 60(1), 58-71. <https://biblioteca.cenicafe.org/handle/10778/157>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Salitchev, K. A. (1979). *Cartografía*. Pueblo y Educación.
- Salomão, F. S., & da Silva, A. M. (2021). Predicting soil erosion and assessing quality indicators in two Brazilian watersheds: Subsidy for territorial planning. *Geocarto International*, 1-20. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1899308>
- Sistema Nacional de Información. (2022, may 26). *Sistema Nacional de Información*. <https://sni.gob.ec/inicio>

- Sistema Nacional de Información de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2022, may 29). *Cartografía de Geopedología escala 1:25.000*. <http://www.sigtierras.gob.ec/geopedologia/>
- Skidmore, E. (1986). Wind erosion control. *Climatic change*, 9(1), 209-218. <https://doi.org/10.1007/BF00140537>
- Steinhoff-Knopp, B., Kuhn, T. K., & Burkhard, B. (2021). The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: Development and testing a scenario-based assessment approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(S1), 274. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08814-0>
- Stoking, M. (1984). Rates of erosion and sediment yield in the African environment. *Challenges in African hydrology and water resources: proceedings, Harare Symposium, 1984*, 144.285-293
- Suárez de Castro, F., & Rodríguez Grandas, A. (1962). *Investigaciones sobre la erosión y la conservación de los suelos en Colombia*. Bogotá, Colombia: Federación Nacional de Cafeteros.
- Tanyaş, H., Kolat, Ç., & Süzen, M. L. (2015). A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology*, 528, 584-598. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.048>
- Taylor, S. J., & Bogdan, R. (1987). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación* Paidós.
- Telles, T. S., Guimaraes, M. de F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35(2), 287-298. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>
- Teshome, A., Halefom, A., Teshome, M., Ahmad, I., Taddele, Y., Dananto, M., Demisse, S., & Szucs, P. (2021). Soil erosion modelling using GIS and revised universal soil loss equation approach: A case study of Guna-Tana landscape, Northern Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7(1), 125-134. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00864-0>
- Thomas, J., Joseph, S., & Thirvikramji, K. P. (2018). Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. *Geoscience Frontiers*, 9(3), 893-906. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.05.011>
- Tribak, A., Baena-Escudero, R., Guerrero-Amador, I. C., Amhani, Z., Abahrour, M., El Garouani, A., & Arari, K. (2021). Evaluación de los usos del suelo y la erosión hídrica en la subcuenca hidrográfica montañosa del Oued Ourtza (Pre-Rif Oriental, Marruecos). *Investigaciones Geográficas*, 76, 309. <https://doi.org/10.14198/INGEO.18851>
- Van der Knijff, J., Jones, R., & Montanarella, L. (2000). *Soil erosion risk: Assessment in Europe*. European Soil Bureau, European Commission Brussels. https://www.unisdr.org/files/1581_ereurnew2.pdf
- Vanacker, V., Molina, A., Rosas-Barturen, M., Bonnesoeur, V., Román-Dañobeytia, F., Ochoa-Tocachi, B. F., & Buytaert, W. (2022). The effect of natural infrastructure on water erosion mitigation in the Andes. *Soil*, 8(1), 133-147. <https://doi.org/10.5194/soil-8-133-2022>
- Vijith, H., Hurmain, A., & Dodge-Wan, D. (2018). Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Viney, N. R., & Sivapalan, M. (1999). A conceptual model of sediment transport: Application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes*, 13(5), 727-743. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990415\)13:5<727::AID-HYP776>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<727::AID-HYP776>3.0.CO;2-D)
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., & others. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010, Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(2), 179-191. <http://www.scielo.org.ar/pdf/ria/v41n2/v41n2a11.pdf>
- Williams, J., & Berndt, H. (1977). Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the ASAE*, 20(6), 1100-1104. <https://doi.org/10.13031/2013.35710>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Woo, M., Fang, G., & others. (1997). The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *CATENA*, 29(2), 145-159. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00052-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00052-5)

- Xu, Y., Luo, D., & Peng, J. (2011). Land use change and soil erosion in the Maotiao River watershed of Guizhou Province. *Journal of Geographical Sciences*, 21(6), 1138-1152. <https://doi.org/10.1007/s11442-011-0906-x>
- Yu, B., Rose, C., Ciesiolka, C., Coughlan, K., & Fentie, B. (1997). Toward a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. *Soil Research*, 35(5), 1191-1212. <https://doi.org/10.1071/S97002>
- Zebrowski, C., & Vicuña, A. (diciembre de 1996). El cultivo de la cangahua en el medio campesino tradicional en el Ecuador. *Suelos volcánicos endurecidos II Simposio Internacional, Quito, Ecuador*. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt= 2446221>
- Zhang, H., Wei, J., Yang, Q., Baartman, J. E. M., Gai, L., Yang, X., Li, S., Yu, J., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2017). An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. *Geoderma*, 308, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.006>
- Zhou, P., Luukkanen, O., Tokola, T., & Nieminen, J. (2008). Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *CATENA*, 75(3), 319-325. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.010>