

Capítulo IV

Degradación de suelos y erosión del núcleo productivo

67

La degradación de los suelos es un problema ambiental, social, económico y cultural que se encuentra ligado a condiciones de bienestar de la humanidad. De acuerdo con la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD, 2020), aproximadamente el 33 % de los suelos en el planeta ya está degradado y el 90 % podría estarlo en 2050. La misma convención señala que una quinta parte de la población vive y trabaja sobre suelos degradados y la generación de 2 o 3 cm de suelo puede tomar miles de años. Las causas de la degradación son multifacéticas y tienen orígenes naturales y antropogénicos que crean una reducción de la función de los suelos, sus servicios ecosistémicos y la productividad, lo que trae como resultado el deterioro de la estructura social, económica y ambiental de las comunidades (Bateman & Muñoz-Rojas, 2019).

De acuerdo con el Sistema de Información Ambiental de Colombia (SIAC, 2022), los procesos de degradación más relevantes en el país son el sellamiento de los suelos, la contaminación, la pérdida de materia orgánica, la salinización, la compactación, la desertificación y la erosión. El SIAC señala que el 45,6 % del área continental e insular presenta algún grado de susceptibilidad a la degradación, ubicada principalmente en las cordilleras y en los valles interandinos donde se encuentran la mayor densidad de la población, la agricultura industrializada y de subsistencia, la minería, los proyectos viales, hidroenergéticos y turísticos.

El país ha realizado estudios de algunos procesos de degradación, especialmente salinización, y ha registrado un 12,7 % del área total continental e insular con susceptibilidad entre media y muy alta (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [Ideam] et al., 2017); asimismo, desertificación con un 14,3 % de áreas con este tipo de degradación (Ideam et al., 2010), y erosión con un 39,8 % del área en algún grado (Ideam & Universidad de Ciencias Aplicadas [UDCA], 2015). En los otros procesos de degradación, no se tienen cifras nacionales, aunque para el caso de la pérdida de materia orgánica, a nivel nacional, el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) ha cuantificado el *stock* de carbono de 0 a 30 cm, con un resultado de 6,24 Gt, alrededor de 56,0 t/ha (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] e Intergovernmental Technical Panel on Soils [ITPS], 2018). El área de estudio no cuenta con investigaciones detalladas de procesos de degradación de suelos; no obstante, al analizar los estudios nacionales descritos anteriormente, es posible indicar los siguientes aspectos relacionados con la zona.

Contexto de la degradación de suelos

68

Este apartado tiene como objetivo hacer un breve contexto acerca de la problemática generada por la degradación de suelos, a través de la desertificación, la salinización, el bajo contenido de carbono orgánico y la erosión.

Desertificación

De acuerdo con el Plan de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación y la Sequía (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [MAVDT], 2005), los municipios en el área de estudio con mayor desertificación y sequía son Ocaña y Ábrego; sin embargo, los restantes diez municipios también tuvieron áreas con este tipo de degradación. En la tabla 8, se muestran las áreas y el grado de desertificación.



Tabla 8. Área y grado de desertificación en municipios de la zona del proyecto

Municipio	Área total (km ²)	Área con desertificación (km ²)	%	Grado (%)			
				Bajo	Moderado	Alto	Muy alto
Ábrego	1625	166	10,2	0,9	2,6	6,7	0,0
Bucarasica	271	46	17,0	15,1	1,8	0,0	0,0
Cáchira	496	77	15,5	1,5	13,7	0,3	0,0
Convención	913	12	1,3	1,3	0,0	0,0	0,0
El Carmen	1523	68	4,5	4,5	0,0	0,0	0,0
La Esperanza	412	68	16,6	1,0	3,8	4,0	7,7
Hacarí	423	19	4,5	0,0	4,5	0,0	0,0
La Playa	233	62	26,8	11,6	2,5	12,7	0,0
Ocaña	391	164	42,0	2,0	26,6	13,4	0,0
San Calixto	391	2	0,5	0,0	0,5	0,0	0,0
Teorama	951	4	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0
Villa Caro	389	82	21,1	2,7	18,5	0,0	0,0

Fuente: Elaboración propia, a partir de MAVDT (2005)

Después de señalar por municipio el grado de desertificación, se encontró que a nivel general el 9,6 % del área presenta este tipo de degradación (770 km²); el grado moderado es el más representativo (43,3 %), seguido del alto (27,1 %), luego del bajo (25,5 %) y por último del muy alto (4,1 %). Estos datos permiten afirmar que, a pesar de la presencia de este tipo de degradación de suelos en la zona, la afectación identificada se caracteriza por ser puntual y por tener una influencia en alrededor de la décima parte del territorio, pero con posibilidades de extenderse, pues debido a los fenómenos de variabilidad climática como El Niño Oscilación del Sur (ENOS), la precipitación en zonas deficitarias, como amplias zonas en los municipios de Ocaña, Ábrego o La Playa, podría disminuir; esto generaría mayor evapotranspiración (por aumento de la temperatura) y por ende una ampliación de las zonas subhúmedas secas (P/ETP=0,5-0,65), las cuales son susceptibles a este tipo de degradación.

Salinización

A partir del estudio realizado por el Ideam et al. (2017), se identificó que el 72,5 % del área presenta una muy ligera salinización, sin dominancia específica; en el área restante, el 22,1 %, el grado de salinización es moderada, de clase magnésica, y el 4,6 % es de grado severo y muy severo, de clase sódica. La figura 23 muestra la distribución de este tipo de degradación en el área de estudio.

La clase de salinización hace referencia al tipo de sal o ion dominante en la solución y el complejo de cambio del suelo; esta es magnésica cuando el contenido de magnesio intercambiable es mayor que el 40 % y sódica cuando hay una alta cantidad de sodio intercambiable ($PSI > 15 \%$) y bajo nivel de sales solubles ($CE < 4 \text{ dS/m}$). Aunque casi tres cuartas partes del área de estudio no tienen problemas por salinización, existen municipios en los cuales estos problemas se agravan, como es el caso de El Carmen, Teorama, Hacarí, La Esperanza y Cáchira, donde el grado severo tiene incidencia.

La manifestación más clara de la salinización es aquella asociada al menor o al bajo crecimiento de los cultivos, y está directamente relacionada con la productividad, en especial con aquellos que utilizan agua de riego para suplir sus demandas hídricas. Es común que al incorporar agua de riego haya ascenso de sales del subsuelo a la superficie y que esto afecte los cultivos, lo que podría restringir la capacidad de toma de agua de las plantas, dado que se altera la presión osmótica y, por consiguiente, en lugar de que el agua se mueva de la matriz del suelo a la planta se mueve en sentido inverso, lo cual genera marchitamiento y deshidratación en las plantas.



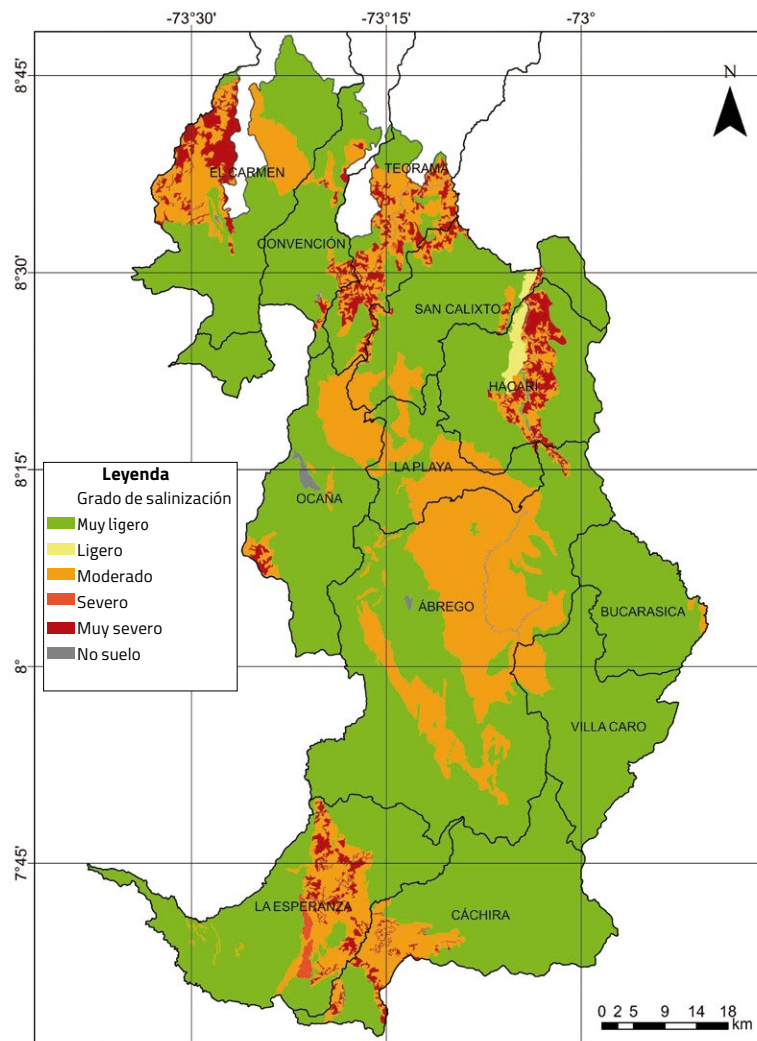


Figura 23. Grado de salinización en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia, a partir de Ideam et al. (2017)

Por lo anterior, además de identificar muy bien las fuentes naturales de sales, producto de los procesos químicos que se originan en la biosfera, es importante, al usar riego, realizar los análisis de calidad y dureza de agua para irrigación.

Carbono orgánico

El carbono orgánico es primordial en la producción de alimento y la mitigación y adaptación al cambio climático, ya que altos contenidos están asociados a procesos que proveen a las plantas los nutrientes y el agua que necesitan para

incrementar su fertilidad y agua disponible, lo que a su vez mejora la productividad de los cultivos. El *stock* de carbono orgánico en suelos (*sco*) es producto de la densidad aparente, la cantidad de fragmentos de roca, la profundidad y el contenido de carbono orgánico. De acuerdo con un estudio realizado por el IGAC (FAO e ITPS, 2018), para el área de estudio el valor promedio de *sco* en la capa superficial (0-30 cm) se calculó en $67,2 \pm 22,7$ t C/ha, con un valor mínimo de 20 y un máximo de 192 t C/ha. El valor promedio alcanzado para el área es mayor que el promedio nacional (56,0 t C/ha); la distribución puede observarse en la figura 24. Aunque el valor de *sco* es mayor que el promedio calculado para el país, cuando se compara con la región Andina es menor (83,8 t C/ha), pero cuando se hace el mismo ejercicio con la región Caribe es mayor (38,5 t C/ha). Se mencionan estas dos regiones naturales porque el área de estudio, aunque se encuentra dentro de la primera, incorpora elementos de la segunda y colinda con esta.

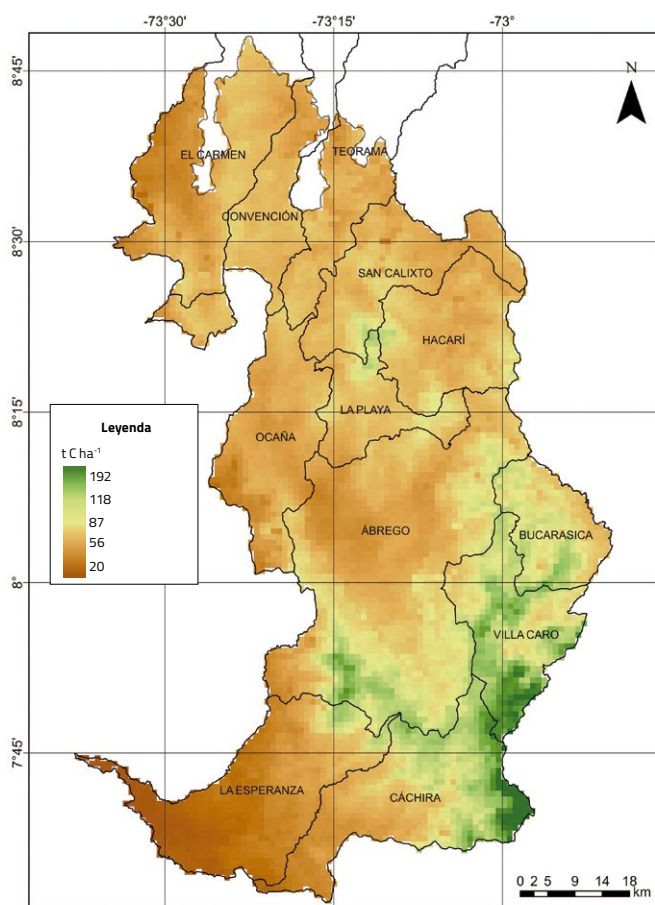


Figura 24. Stock de carbono en suelos entre 0 y 30 cm en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia, a partir de IGAC (citado por FAO & ITPS, 2018).

Erosión

Otro proceso de degradación corresponde a la erosión; este, aunque es un proceso natural, se puede ver intensificado y acelerado por acciones antrópicas. De acuerdo con el Ideam y la UDCA (2015), la erosión corresponde a la pérdida de la capa superficial de la corteza terrestre por acción del agua o del viento, que es mediada por el hombre, y trae consecuencias ambientales, sociales, económicas y culturales. Para el área de estudio, la erosión causada por la acción del agua es la más representativa, pues en esta las gotas de lluvia o de riego, en conjunto con la fuerza gravitacional, generan un arrastre de las partículas del suelo, y así desplazan los sedimentos y forman zanjas y cárcavas. En la figura 25, se observan las clases de erosión hídrica que se presentan en el área de estudio.

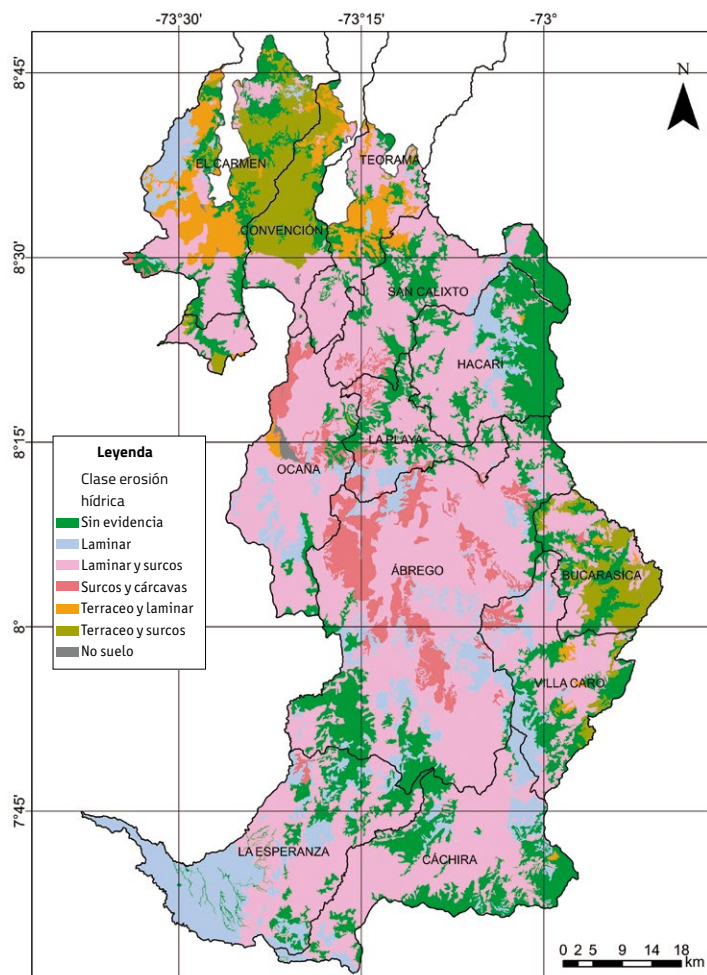


Figura 25. Clases de erosión hídrica en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia, a partir de Ideam y UDCA (2015)

Teniendo en cuenta el estudio realizado por el Ideam y la UDCA (2015), la clase de erosión hídrica más representativa la constituye la combinada entre laminar y surcos (50 % del área), seguida por la laminar (12,3 %) y surcos y cárcavas (5,4 %). El área sin evidencia de erosión alcanzó el 21,8 %. Estos resultados señalan que el 78 % del área tiene alguna clase de erosión hídrica, y el terraceo es la menos representativa.

En lo que respecta al grado, el mismo estudio del Ideam y de la UDCA (2015) menciona que el 46,5 % se considera moderado; el 20,2 %, ligero; el 10,3 %, severo, y el 1,0 %, muy severo. Lo anterior indica que casi tres quintas partes del área de estudio tienen un grado de erosión en el que se evidencian o se encuentran completamente removidos los horizontes superficiales y subsuperficiales del suelo. Esta condición permite observar con frecuencia surcos, cárcavas y calvas o terraceos. Estas zonas requieren prácticas de conservación y restauración inmediatas o urgentes, dado que las funciones y los servicios originales de los suelos están destruidos.

En la figura 26, se muestra el grado de erosión hídrica que presenta el área de estudio. Cabe señalar que el mismo estudio identificó en Ocaña y Ábrego dos focos de erosión; es decir, zonas donde se inicia el proceso erosivo de arranque del suelo en un grado severo y muy severo.



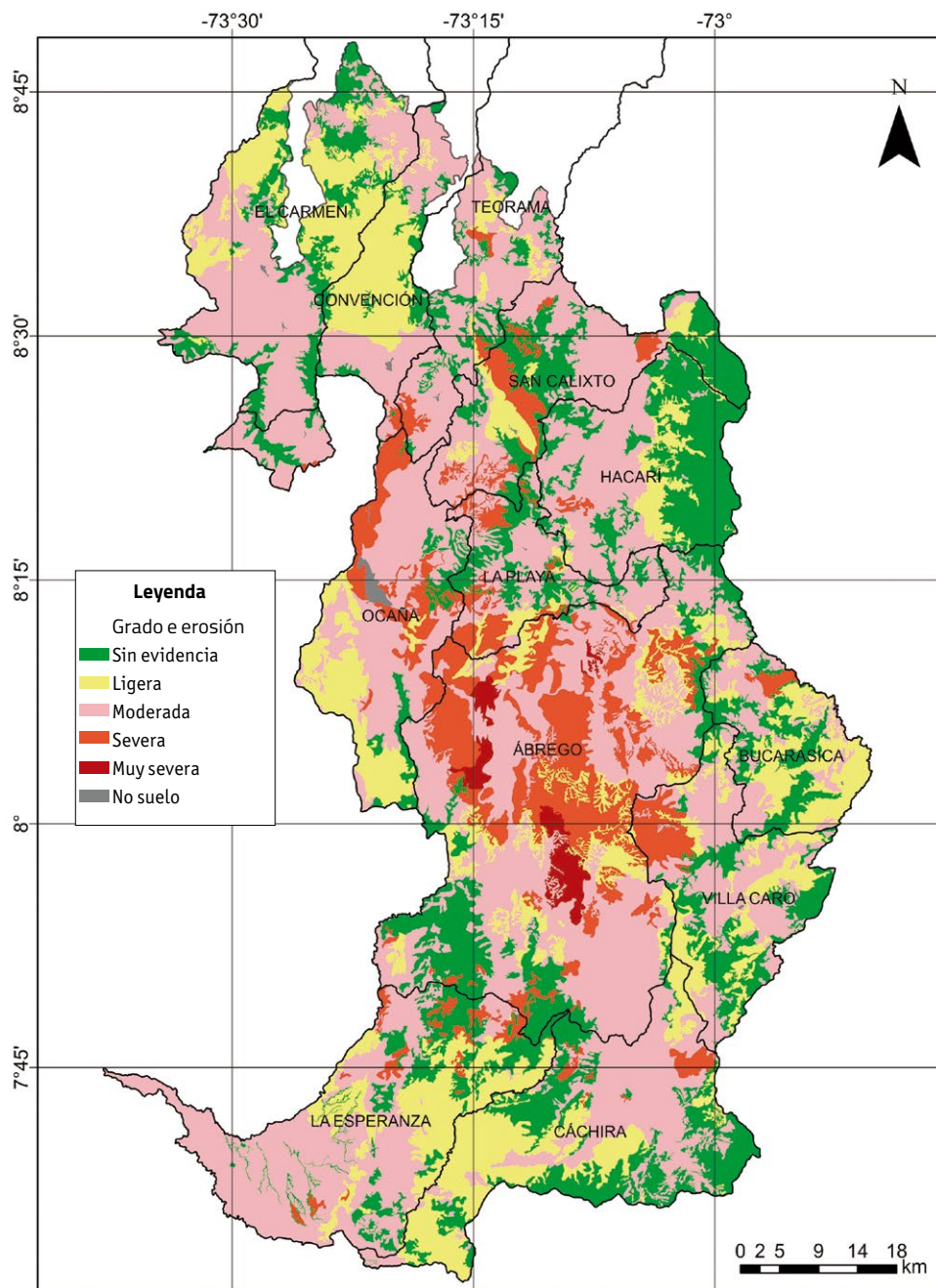


Figura 26. Grado de erosión hídrica en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia, a partir de Ideam y UDCA (2015)

Indicador de calidad de suelos seleccionado

Con los resultados de diferentes procesos de degradación de suelo que se analizaron para el área de estudio, fue posible identificar que aunque para los cuatro procesos existen zonas con alta vulnerabilidad o alto grado de degradación, no todos estos tienen el mismo patrón, severidad y posibilidad de análisis en detalle. Por lo anterior, se planteó un indicador de calidad de suelos en función del proceso de degradación que mayor impacto está generando en la zona, el cual por su representatividad corresponde a la erosión hídrica.

En este caso, el planteamiento no partió de replicar la metodología que desarrollaron el Ideam y la UDCA (2015), basado en el modelo FPEIR (fuerzas motrices, presiones, estado, impactos y respuestas), un modelo propio elaborado para poder identificar, analizar y evaluar los diferentes factores biofísicos y socioeconómicos que intervienen en la degradación de suelos por erosión. Aunque el modelo se caracteriza por la mirada integral de este proceso de degradación de tierras, no permite una evaluación en función de una razón o tasa, indicadores que pueden ser obtenidos a partir de otros modelos, como los de carácter empírico que se usan en una gran cantidad de estudios; por ejemplo, el caso de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE, por su sigla en inglés), desarrollada por Wischmeir y Smith (1978), o la ecuación USLE revisada (RUSLE, por su sigla en inglés), desarrollada por Renard et al. (1997). Estos modelos, en conjunto con los sistemas de información geográfica (SIG) y los productos de sensores remotos, han permitido evaluar la erosión del suelo y su distribución geográfica (López-Vicente & Navas, 2009; Mitsova et al., 2013; Sahu et al., 2021). Su simplicidad, mínimo requerimiento de datos y aplicabilidad en varios relieves y regiones han permitido que el modelo USLE haya sido ampliamente utilizado para tres aplicaciones críticas (Sahu et al., 2021): 1) ayuda en la detección y selección de prácticas agrícolas; 2) recomendaciones de cultivos, y 3) evaluación de pérdidas de suelo asociadas a erosión hídrica.

Sin embargo, cabe señalar que, como todo modelo, USLE tiene limitaciones, entre ellas el proceso de asignación de valores de diferentes factores asociados que se basan en un concepto empírico, lo que introduce errores en la selección de los valores apropiados (Sahu et al., 2021), la aplicabilidad y efectividad bajo diferentes condiciones (Demirci & Karaburum, 2012), y no incluye la pérdida de

suelo como resultado de la formación de cárcavas ni estima la deposición de sedimentos en áreas específicas (Beskow et al., 2009). Entendiendo que los patrones espaciales de cambio en el uso y la cobertura de la tierra aceleran los procesos erosivos en áreas susceptibles, se enfatiza en la necesidad de reevaluar o complementar las aproximaciones cualitativas que se tienen en la zona, como la alcanzada por el Ideam y la UDCA (2015) y Borrelli et al. (2017).

Aunque en los últimos años los modelos han puesto un gran interés en representar los procesos físicos, el hecho de escalarlos en el espacio y en el tiempo implica grandes desafíos (Hu & Flanagan, 2013). Nearing (2013) observó que la desventaja de los modelos basados en procesos es la complejidad del modelo y sus sustanciales requerimientos de datos, lo que imposibilita su aplicación por encima de escalas de campo o pequeñas áreas de captación. En este contexto, modelos empíricos para predecir la erosión hídrica de suelos, principalmente laminar y en surcos, como *RUSLE* (también llamados modelos basados en aproximaciones [Renard et al., 1997]), pueden proveer estimaciones razonables para propósitos prácticos (Borrelli et al., 2017). *RUSLE* es muy usado gracias a su claridad y es comparativamente sencillo para el cálculo de sus parámetros de entrada con referencia a otros modelos (Eniyew et al., 2021).

En el modelo *RUSLE* se consideran seis factores: la erosividad de la lluvia (*R*), la erodabilidad del suelo (*K*), la longitud de la pendiente (*L*), la inclinación de la pendiente (*S*), la cobertura de la tierra (*C*) y un factor de práctica y manejo de la tierra (*P*). De esta manera, la expresión matemática principal de modelos *USLE* se presenta en la ecuación 10:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde *A* es la pérdida de suelo media anual, expresada en t/(ha año).

R es expresada en MJ mm/(ha h año).

K es expresada en t ha h/(h MJ mm).

L es expresada en *m*.

S es expresada en %.

C y *P* son adimensionales.

La erosividad de la lluvia

La erosividad de la lluvia hace referencia a la propensión del suelo a ser arrastrado desde una región perturbada o sin vegetación hacia las aguas superficiales durante las tormentas. Es determinada por las características físicas de la precipitación, que incluye el tamaño de la gota de lluvia, su propagación, su energía cinética, su velocidad terminal, entre otros factores. De acuerdo con Wischmeier y Smith (1978) y Renard y Freimund (1994), la erosividad es el promedio anual a largo término del producto de la energía cinética de un evento de lluvia (E) en MJ/ha y la intensidad máxima de la lluvia en 30 min (I_{30}) en mm/h.

Sin embargo, debido a que E y I_{30} no están disponibles en el área de estudio porque no se tiene registro en estaciones climáticas en periodos amplios de estas variables, en especial la intensidad, ha sido cuantificado a partir de modelos que la relacionan con la precipitación anual. Dentro de estos modelos se destacan el de Roose (1976), para el occidente de África; el índice modificado de Fourier (IMF), desarrollado por Arnoldus (1977) para Marruecos; el de Hurni (1985) para Etiopía, o el de Renard y Freimund (1994) para la parte continental de Estados Unidos. En el caso de Suramérica, se destaca el modelo propuesto por Riquetti et al. (2020), en el que se incorporan, además de datos climáticos (precipitación y temperatura), variables geográficas como altitud, longitud y latitud. Para Colombia, se destacan los modelos desarrollados por Hoyos et al. (2005) en la zona cafetera, los cuales involucran el comportamiento estacional de las lluvias. No obstante, para la zona de estudio fueron utilizados los modelos planteados por Ramírez Ortiz (2006) y Ramírez Ortiz e Hincapié (2009), en los cuales el factor R es asociado al IMF , como se expresa en la ecuación 11:

$$EI_{30} = \sum_{i=1}^{12} 38,4 IMF_m + 28,3 \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde IMF es calculado como muestra la ecuación 12:

$$IMF_m = \frac{p_i^2}{P_t} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde p_i es la precipitación mensual (mm) y P_t es la precipitación anual (mm). Ramírez Ortiz (2006) encontró para este modelo un coeficiente de determinación de 0,64 para la zona cafetera central del departamento de Caldas. En la figura 27, se evidencia la erosividad para la zona de estudio.

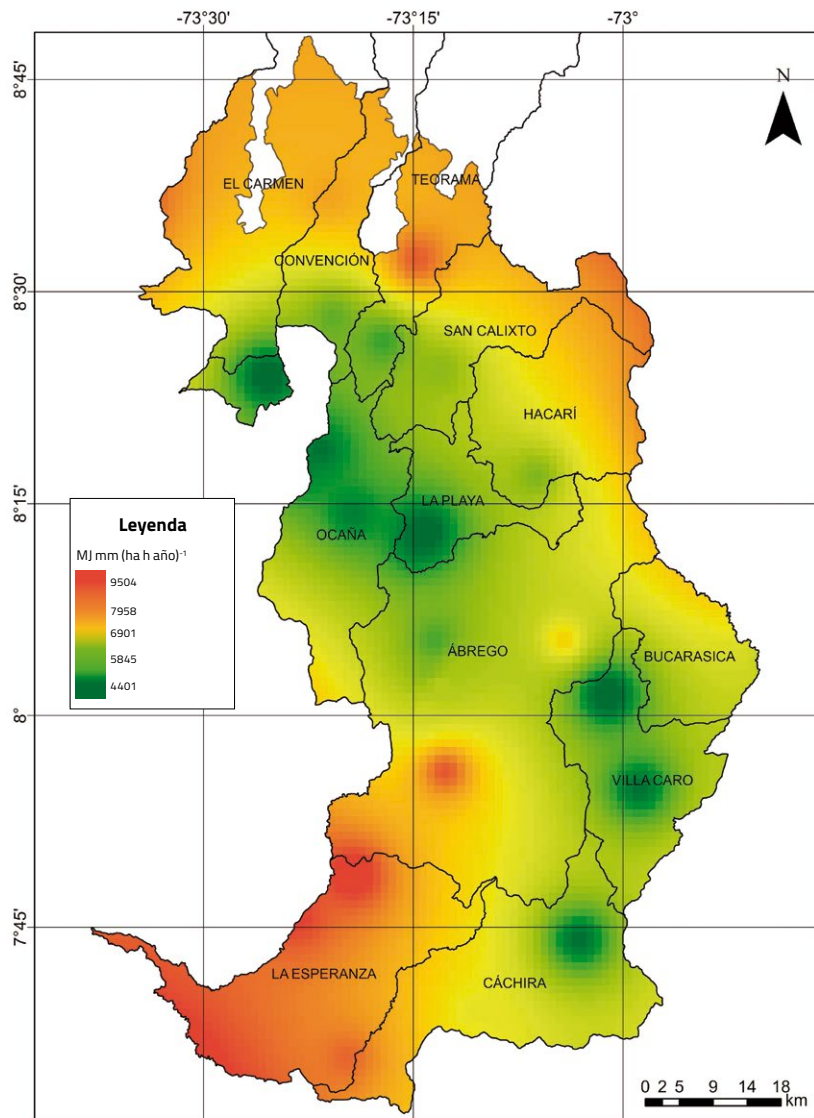


Figura 27. Factor calculado en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con el modelo seleccionado, el factor de erosividad de la lluvia tuvo un promedio de 6.975 ± 881 MJ mm/(ha h año), un valor mínimo de 4.401 y máximo de 9.504 MJ mm/(ha h año). Estos valores, de acuerdo con la clasificación de erosividad de las lluvias propuesta para la zona cafetera colombiana por Rivera-Posada y Gómez-Aristizábal (1991), se consideran moderados (5.000-7.500 MJ mm/[ha h año]), con valores medios similares a los reportados por Echeverry Tafur y Obando Moncayo (2010) para la región

centro-sur del departamento de Caldas (7.953-10.389 MJ mm/[ha h año]), más bajos que los reportados por Hoyos et al. (2005) para la cuenca de Dosquebradas en el departamento de Risaralda (10.409-15.975 MJ mm/[ha h año]) y más altos que los reportados por Guio-Martínez et al. (2015) en la cuenca del embalse de La Copa en el departamento de Boyacá (2.550-3.676 MJ mm/[ha h año]). En cuanto a su distribución, es posible observar que en elevaciones más bajas la erosividad fue menor, en especial al sur del área de estudio (municipio La Esperanza) y al norte (Teorama y San Calixto). Dada la dependencia de la erosividad con respecto a la distribución de las lluvias en el área de estudio, también fue clara la asociación entre las zonas con mayores volúmenes anuales (norte y sur del área de estudio) y la mayor erosividad. La zona central (Ocaña y La Playa) y Villa Caro presentan las áreas evaluadas con menor erosividad.

Aunque Borrelli et al. (2017) desarrollaron un mapa de erosión global siguiendo el modelo *RUSLE* con una resolución nativa de 250 m, los datos compartidos y disponibles en *European Soil Data Centre (ESDAC)* (Panagos et al., 2012) no están en esa resolución, sino que fueron resampleados a 25 km, una aproximación sumamente gruesa para regiones como la provincia de Ocaña. Teniendo en cuenta lo anterior, el resultado del factor *R* fue de 5.775 MJ mm/(ha h año), con un mínimo de 2.299 y un máximo de 10.184 MJ mm/(ha h año). Otros modelos internacionales, como el desarrollado para Suramérica por Riquetti et al. (2020), dan cuenta de que los valores obtenidos se asemejan bastante (6.055 ± 1.424 MJ mm/[ha h año]). Cabe señalar que el modelo sudamericano tuvo una fuente de información distinta, con datos climáticos provenientes de WorldClim (Fick & Hijmans, 2017), con un rango base de análisis entre 1961 y 2005, mientras que el desarrollado en esta zona contó con información climática del Ideam del periodo 1991-2020.

La erodabilidad del suelo

El factor *K* (o factor de erodabilidad del suelo) es la tasa de pérdida de suelo por unidad de índice de erosión medida sobre una “parcela unitaria”, definida de manera arbitraria, con un largo de 22,13 m, un ancho mínimo de 1,83 m y con una inclinación uniforme de pendiente del 9 %, en barbecho continuo y con labranza en toda su sección (Wischmeier & Smith, 1978). Römken et al. (1997) indican que es una propiedad compleja que debe ser vista como el cambio en el suelo por la aplicación de una fuerza externa o energía, un efecto integrado de la lluvia, escorrentía e infiltración. El factor *K* puede ser estimado usando una

regresión que describe la relación entre la resistencia del suelo al desprendimiento y al transporte, y las propiedades físicas y químicas del suelo. Esta relación, desarrollada en un nomograma por Wischmeier y Smith (1978), está basada en la expresión que se muestra en la ecuación 13:

$$100K = 2.1 \times 10^4 \times (2-MO) \times M^{1.14} + 3.25 \times (s-2) + 2.5 \times (p-3) \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde MO es la materia orgánica, M es el producto del porcentaje de limo modificado o entre 0,002-0,1 mm de tamaño y la suma del porcentaje de arena y limo, s es la estructura del suelo (codificada de acuerdo con clasificación de suelos) y p es la clase de permeabilidad del perfil. No obstante, debido a que la ecuación 13 requiere datos de propiedades físicas (fracciones texturales, estructura, permeabilidad) y químicas (materia orgánica) que no están disponibles en ciertas zonas, algunos investigadores han generado aproximaciones considerando una menor cantidad de datos y de más fácil obtención. Römken et al. (1997) derivaron una alternativa menos precisa para la estimación de la erodabilidad usando únicamente información de texturas. Para ello se basaron en el concepto del diámetro medio geométrico de la partícula de las fracciones texturales D_g .

Por su parte, el modelo *Erosión/Productivity Impact Calculator* (EPIC) (Sharpley & Williams, 1990) utiliza para el cálculo pocas propiedades, entre ellas el contenido de carbono orgánico (CO) y la distribución de tamaño de las partículas del suelo. Torri et al. (1997) obtuvieron un ajuste no lineal del factor K en función de las variables D_g , CO y el porcentaje de arcilla. Teniendo en cuenta que para la provincia de Ocaña solo se dispone de la información de suelos del estudio general a escala 1:100.000 del IGAC (2004), con gran parte de esta contenida en las distintas unidades cartográficas de suelo (UCS), se optó por conseguir la información de textura y de carbono a partir de modelos continuos, como los derivados del mapeo digital de suelos (MDS) (McBratney et al., 2003).

Para el caso de las fracciones texturales, se utilizaron los productos generados por Varón-Ramírez et al. (2022) respecto a la capa superficial (≈ 20 cm). Estos autores construyeron mapas texturales a partir de información de los perfiles de suelo del IGAC y de covariables ambientales auxiliares, e implementando un ensamble espacial que incluyó diferentes algoritmos de aprendizaje automático. Aunque las capas que se usaron fueron generadas a una resolución

gruesa (1 km²), se obtuvieron parámetros de bondad de ajuste para identificar la precisión de las capas empleadas, las cuales se consideraron aceptables, entendiendo sus limitaciones (tabla 9).

Tabla 9. Parámetros de bondad de ajuste de capas texturales utilizadas

Parámetro	Arcilla (%)	Arena (%)	Limo (%)
EMA	7,69	9,81	6,3
EM	-0,57	2,05	-1,47
R ²	0,33	0,26	0,03
REMC	9,08	12,21	8,7

EMA: Error medio absoluto; EM: Error medio.; R²: Coeficiente de determinación; REMC: Raíz cuadrada del error medio cuadrático.

Fuente: Varón-Ramírez et al. (2022)

Para el caso del CO, se desarrolló un modelo propio a partir de la información de suelos del área. Siguiendo los planteamientos del MDS, con 87 perfiles de suelos del estudio del IGAC (2004) y 17 covariables ambientales (que incluyeron variables climáticas, de suelo, relieve y cobertura) se construyó un modelo ensamblado de aprendizaje automático, integrado por un modelo de regresión lineal múltiple, un modelo de bosques aleatorios optimizado (*ranger*) y un modelo en forma de árbol de decisión que hace uso de reglas para subconjuntos de datos (*cut*). El producto de ese modelo se comparó con el generado a nivel mundial por SoilGrids, versión 2.0 (Poggio et al., 2021), el cual es un referente para aproximaciones basadas en MDS. Los resultados se presentan en la tabla 10.

Tabla 10. Parámetros de bondad de ajuste de capas de carbono orgánico comparadas

Parámetro	CO (%) modelo ensamblado	CO (%) SoilGrids
EMA	1,09	2,29
EM	0,18	-2,25
R ²	0,27	0,13
REMC	1,45	2,68

EMA: Error medio absoluto; EM: Error medio.; R²: Coeficiente de determinación; REMC: Raíz cuadrada del error medio cuadrático.

Fuente: Elaboración propia

Con las variables de suelo anteriores se calcularon los mapas de erodabilidad con el modelo D_g , EPIC y Torri et al. (1997). A nivel estadístico, los resultados se expresan en la tabla 11.

Tabla 11. Valores del factor obtenidos para la provincia de Ocaña

Modelo	$t\ ha\ h/(ha\ MJ\ mm)$			
	Valor mínimo	Valor medio	Valor máximo	Desviación estándar
D_g	0,003	0,021	0,044	0,013
EPIC	0,006	0,050	0,072	0,005
Torri et al. (1997)	0,000	0,021	0,037	0,007

Fuente: Elaboración propia

Cabe señalar que, de acuerdo con algunos estudios (Godoi et al., 2021; Wang et al., 2013), modelos como el D_g o EPIC suelen subestimar los valores de K . Con el modelo de Torri et al. (1997), de acuerdo con la clasificación propuesta por Rivera-Posada y Gómez-Aristizábal (1991), la zona evaluada tuvo una calificación de erodabilidad entre muy baja y baja (0,01-0,04 $t\ ha\ h/[ha\ MJ\ mm]$). Los valores fueron más altos que los que reportaron Ramírez-Ortiz et al. (2009) para suelos de la zona central cafetera del departamento de Caldas, y Rengifo-Rengifo et al. (2022) para los valles interandinos y zona subandina del departamento del Cauca. Al contrastarlos con los valores del modelo global de Borrelli et al. (2017), se encontró que para la zona los valores obtenidos fueron muy similares (0,021 \pm 0,005 $t\ ha\ h/[ha\ MJ\ mm]$).

Los resultados del factor K indican que las zonas hacia el noroccidente de Ábrego y el centro de Ocaña y La Esperanza fueron las que presentaron tasas más altas ($> 0,03\ t\ ha\ h/[ha\ MJ\ mm]$); en contraste, zonas en el sur de Ábrego y norte de La Esperanza y Cáchira presentaron bajos valores. En la figura 28, se observa la distribución del factor K en la provincia de Ocaña.

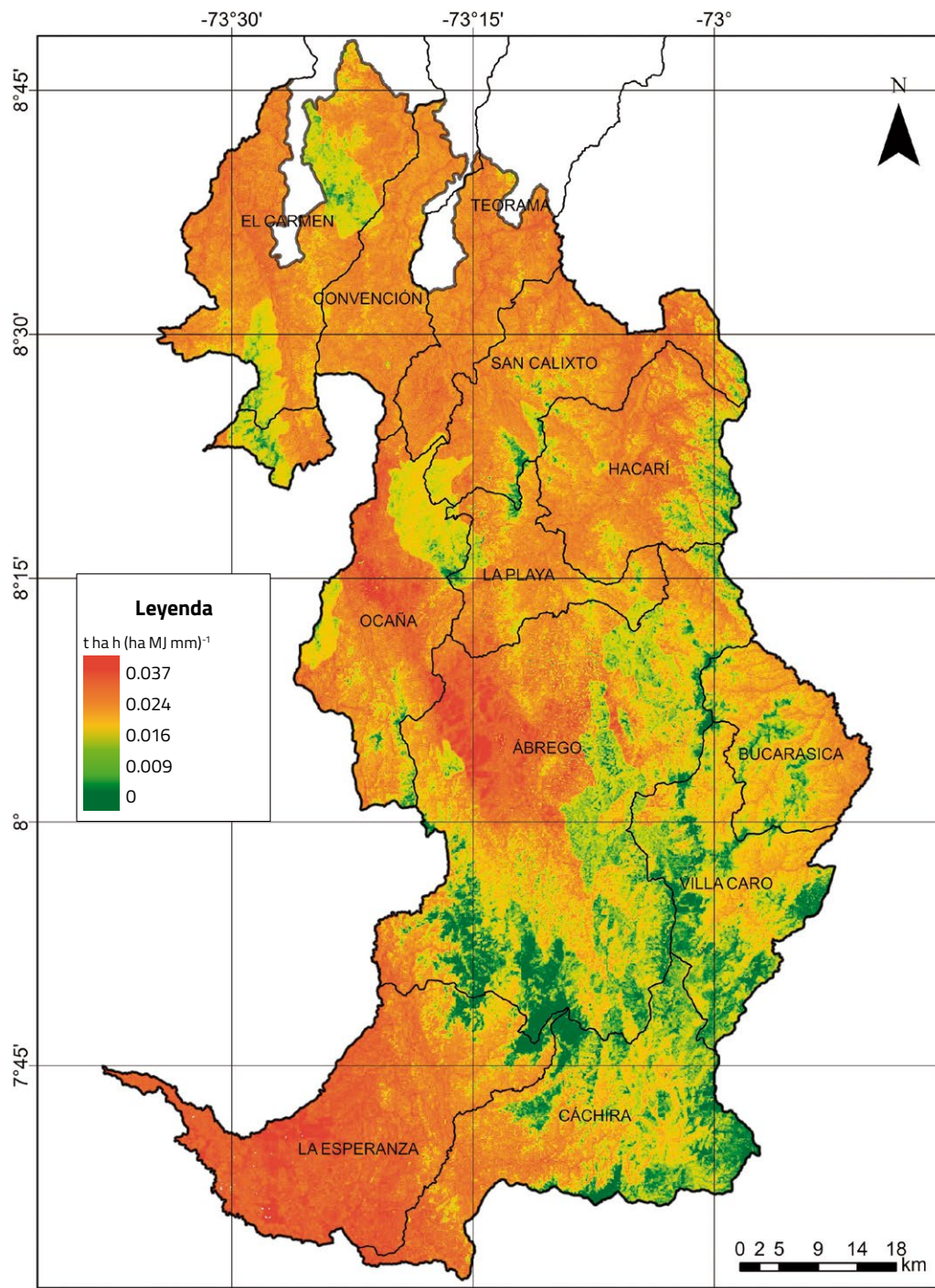


Figura 28. Factor K calculado en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia

Factores de longitud (L) e inclinación (S) de la pendiente

El factor de longitud de la pendiente (L) y de la inclinación de la pendiente (S) son dos parámetros de carácter topográfico que suelen ser considerados uno solo (LS) y están definidos como la relación de pérdida de suelo de un campo por unidad de área con una longitud e inclinación de pendiente definidos (22,13 m y 9 %, respectivamente) y la pérdida de suelo en una condición de barbecho continuo (Wischmeier & Smith, 1978). Los efectos de la inclinación de la pendiente tienen un mayor impacto que la longitud (Olorunfemi et al., 2020); no obstante, cuanto mayor y más larga sea la inclinación y la longitud de la pendiente, mayor será la tasa de erosión del suelo (Hudson, 1995).

La resolución espacial del modelo digital de elevación (MDE), disponibilidad de recursos computacionales y la escala de trabajo son los principales problemas que se deben considerar para el procesamiento del parámetro LS (Eniyew et al., 2021). Un MDE con resoluciones espaciales mayores que 100 m no representa de manera precisa la red de drenaje de una cuenca (Panagos, Borrelli, Meusburgerb, Van der Zanden et al., 2015), por ello un MDE con una resolución fina (< 15 m) es mejor para identificar y determinar el factor LS en áreas vulnerables a nivel de subcuenca hidrográfica (Benavidez et al., 2018). Por lo anterior, el MDE seleccionado correspondió al provisto por la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA), a partir de la misión *Advanced Land Observation Satellite* ($ALOS$), cuya resolución espacial fue de 12,5 m. El factor LS se calculó usando la aproximación del terreno bidimensional propuesta por Desmet y Govers (1996), cuyo algoritmo se encuentra disponible en el programa *System for the Automated Geoscientific Analyses* ($SAGA$). La configuración de la aproximación incluyó un tipo de pendiente local y un área específica de la cuenca a partir de la longitud de esta. Además, y siguiendo el procedimiento planteado por Panagos et al. (2015), la estimación fue limitada a una pendiente con un ángulo máximo de 50 %. El resultado se muestra en la figura 29.

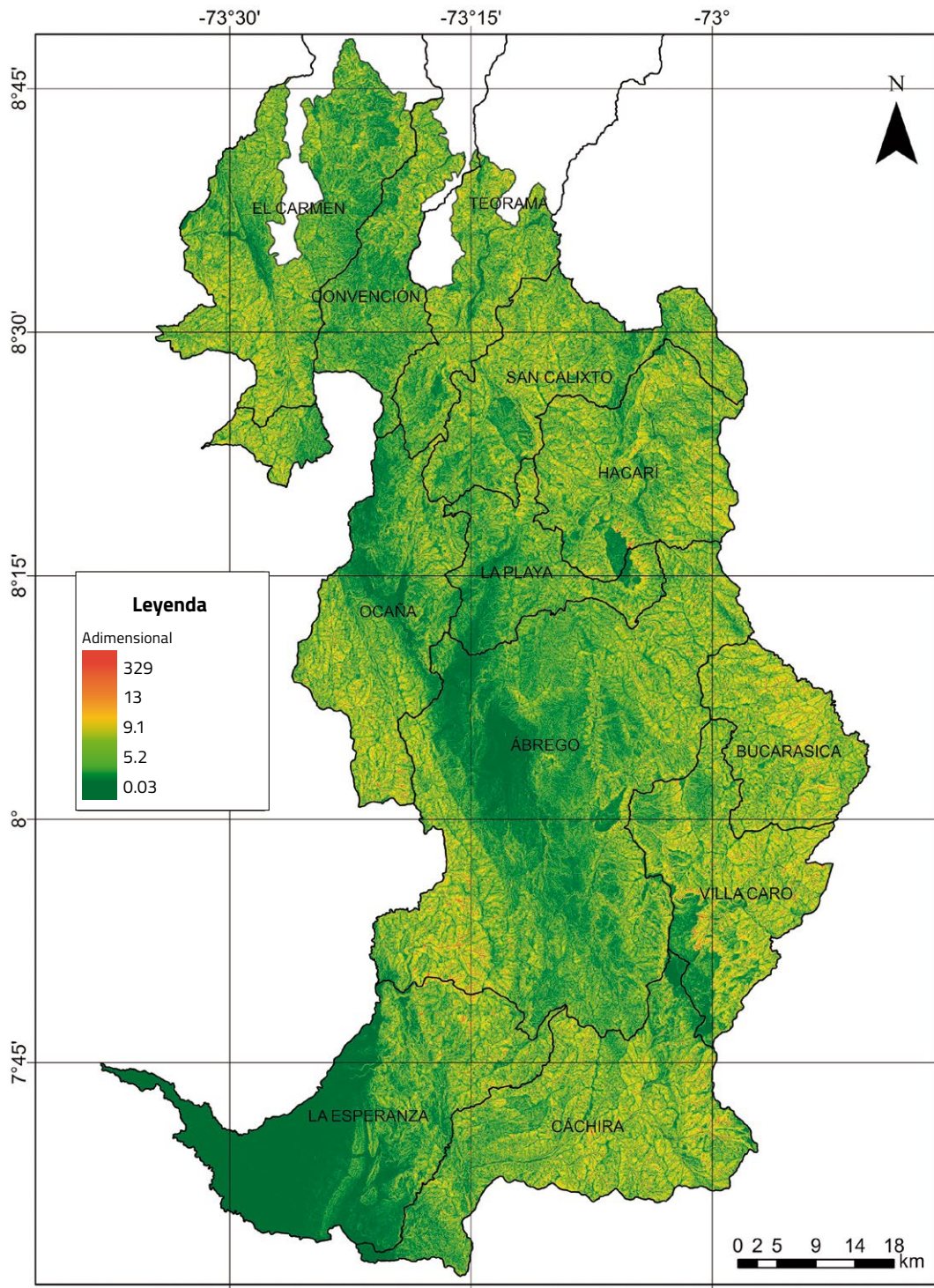


Figura 29. Factor *LS* calculado en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia

Los resultados obtenidos mostraron que el valor promedio fue de $5,27 \pm 3,31$, con un valor mínimo de 0,03 y máximo de 329. Como era de esperarse, debido a las condiciones orográficas, algunas zonas altas de las cuencas tuvieron los valores más altos. Una de ellas fue la zona suroccidental del municipio de Ábrego, en especial la zona más alta de la subzona hidrográfica con código 2319, que incluye al río San Alberto y algunos tributarios como las quebradas Chimborazo y Mataeplátano. Las zonas con valores más bajos se encontraron en los paisajes de valle en Ábrego, Iomerío en La Playa, Ocaña y Ábrego, y el piedemonte en el municipio de La Esperanza.

Factor de cobertura

El factor de cobertura C en la ecuación $RUSLE$ mide el efecto combinado de todas las coberturas interrelacionadas y su manejo (Wischmeier & Smith, 1978); es decir, refleja el efecto de las coberturas de biomasa y las actividades perturbadoras de los suelos (Alewell et al., 2019). El factor C se expresa como la relación entre la pérdida de suelo bajo condiciones especificadas frente a la pérdida correspondiente en barbecho continuo (labranza limpia). En consecuencia, es inversamente proporcional a la cubierta superficial del suelo, que intercepta las gotas de lluvia y atenúa la escorrentía superficial (Alewell et al., 2019). Por lo general, el factor C tiene un rango entre 1 y 0: 1 indica ninguna cobertura presente en la superficie que actúa como barrera, mientras que valores cercanos a 0 indican un efecto de cobertura muy fuerte y de buena protección sobre el suelo (Pham et al., 2018).

Las tecnologías dispuestas por los sensores remotos proveen mucha información acerca de la cobertura de la tierra a través del índice de diferencia normalizada de vegetación (NDVI, por su sigla en inglés), el cual se correlaciona de manera positiva con la cantidad de biomasa verde y da una indicación de la diferencia de cobertura de vegetación (Van der Knijff et al., 2000). El factor C ha sido calculado usando múltiples ecuaciones (De Jong, 1994; Durigon et al., 2014; Karaburun, 2010; Van der Knijff et al., 2000). No obstante, debido a las condiciones climáticas tropicales, con intensas lluvias y mayores coberturas vegetales, la ecuación que se usó en este caso para calcular el factor C fue la que desarrollaron Durigon et al. (2014), denominada factor C rescalado (C_r), y se expresa como se muestra en la ecuación 14:

$$C_r = \left(\frac{-NDVI+1}{2} \right)$$

Ecuación 14

Debido a la diversidad actual de imágenes de satélite disponibles y a diferentes resoluciones (espaciales, temporales, radiométricas y espectrales), se optó por utilizar la plataforma de geomática basada en la nube Google Earth Engine (GEE) para analizar tres conjuntos de imágenes de satélite, todas evaluadas en el mismo periodo: desde julio de 2018 hasta junio de 2022. Los conjuntos fueron: MOD13Q1.006 Terra Vegetation Indices, que ofrece un índice de vegetación cada 16 días, con un tamaño de pixel de 250 m; Landsat 8 OLI/TIRS colección 2, con preprocesamiento (reflectancia en la superficie y corregida atmosféricamente), con la cual se pudieron construir $NDVI$ a 30 m de resolución y con una frecuencia de 16 días, y Sentinel 2, con un nivel de preprocesamiento 2A (reflectancia en la superficie, corregida atmosféricamente y orto-rectificada), con la cual se puede computar el $NDVI$ a 10 m y con una frecuencia de 5 días. Dado que todos provienen de sensores pasivos (ópticos), la presencia de nubosidad, sombras y bruma es una limitante para su uso en ciertas condiciones o momentos.

Para el área de estudio, se calculó el factor C_r en los tres conjuntos de datos y pudo establecerse que para el caso de los productos de Landsat el factor tuvo un mayor promedio (0,37), mientras que para MODIS y Sentinel fueron más parecidos (0,13 y 0,17, respectivamente). Aunque Durigon et al. (2014) realizaron su trabajo principalmente con productos de Landsat (para el caso la misión Landsat 5), en el área de estudio la cercanía de los valores de MODIS y Sentinel 2 indicó que sobre estas plataformas se seleccionara el factor. En la figura 30 se muestra el factor C_r .

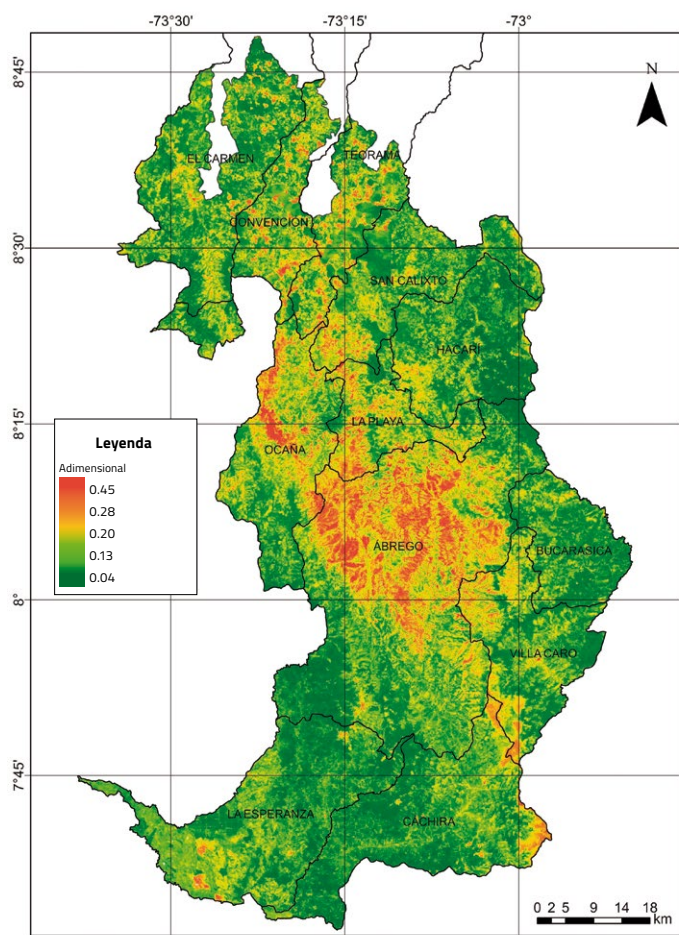


Figura 30. Factor C calculado en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia

El resultado que se obtuvo mostró que Ábrego fue el municipio que mayor área tuvo con valores más altos del factor C, lo que indica que son menos las coberturas que actúan como barrera para prevenir la erosión. Gran parte de este resultado es derivado del misceláneo erosionado y rocoso que se encuentra en este municipio. El municipio de Ocaña también tuvo valores altos. En contraste, los municipios con mayor presencia de coberturas que actúan como barreras contra la erosión fueron Hacarí, Bucarasica, Cáchira y La Esperanza.

Factor de manejo

El factor P expresa la relación entre la pérdida de suelo en un campo con una práctica de manejo específica y la pérdida de suelo en condiciones de cultivo

en surcos o hileras rectas cuesta arriba y cuesta abajo (Alewell et al., 2019). Los valores típicos del factor P varían entre 0,2 para terrazas de banco en pendientes hasta 1,0 en zonas donde no se evidencian prácticas de control contra la erosión (Wischmeier & Smith, 1978). Este factor se considera el valor más incierto (Morgan & Nearing, 2011; Renard et al., 1997) debido a las dificultades de su estimación en campo, como la necesidad de observaciones directas a la parcela para determinar el tipo de uso del suelo e identificar el sistema de cultivo específico, aspectos que en escalas más amplias implican altos recursos en tiempo y dinero. Teniendo en cuenta lo anterior, el factor P fue asumido como 1 para toda el área de estudio. Cabe resaltar que asumir un solo valor no significa que en el área de estudio no existan parcelas, fincas o unidades productivas con prácticas de manejo o de conservación de suelos como cultivos en contorno, cultivos en franjas o terraceos; lo que quiere decir es que a la escala de generación de este factor no se cuenta con la información detallada para poder inferirlo de manera adecuada. Aunque existen metodologías que asocian el factor P a la inclinación de la pendiente (Wischmeier & Smith, 1978), se prefirió no usarlos para no incluir más incertidumbre sobre el resultado final del modelo.

La pérdida de suelo en el área de estudio

La información obtenida tras el cómputo de la ecuación 10 permitió tener un resultado general a partir de la conjunción de cada uno de los parámetros calculados (figura 31). Los resultados de pérdida se clasificaron de acuerdo con una adaptación de la metodología de la FAO et al. (1980) y la propuesta por Pérez (2001) (tabla 12).

Tabla 12. Clasificación de erosión hídrica actual o pérdida de suelo

Clase	Pérdida de suelo (t/[ha año])
< 10	Ninguna o ligera
10-25	Baja
25-50	Moderada
50-100	Alta
100-200	Muy alta
> 200	Extrema

Fuente: Elaboración propia, a partir de FAO et al. (1980) y Pérez (2001)

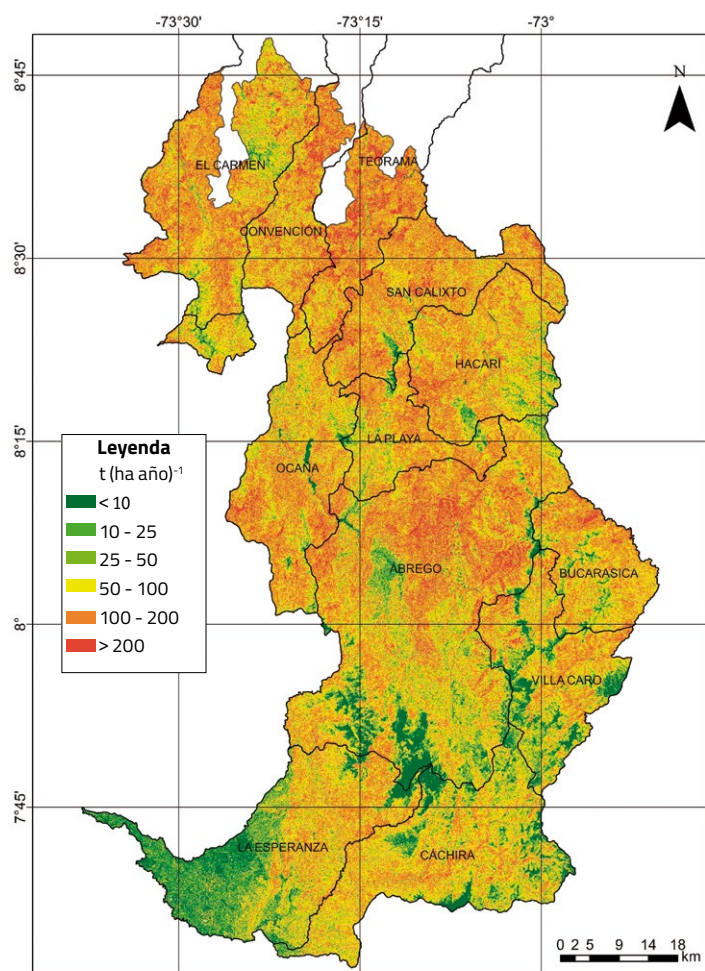


Figura 31. Pérdida de suelos actual en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia

La pérdida de suelo en el área analizada fue clasificada como muy alta en el 35,9 % del área, seguida por la categoría alta con el 31,4 %. A lo anterior se suma que en el área de estudio alrededor del 75 % de esta tiene pérdidas de suelo superiores a 50 t/(ha año). Aunque en el trabajo desarrollado por el Ideam y la UDCA (2015), con una metodología diferente, el grado de erosión fue principalmente moderado, al comparar las áreas con las mayores pérdidas o grados de erosión se encontraron coincidencias; por ejemplo, las registradas en Ábrego y Ocaña, identificados en el trabajo del Ideam y la UDCA (2015) como focos de erosión y que, de acuerdo con los resultados (tabla 13), también se identifican con las mayores áreas en la categoría muy alta. No obstante, además de estos municipios, se identificó El Carmen como otra zona con muy alta pérdida de suelo.

Tabla 13. Pérdida de suelos por municipio

Municipio	Pérdida de suelos t/(ha año)												Total
	< 10	%	10-25	%	25-50	%	50-100	%	100-200	%	> 200	%	
Ábrego	8.602	6,2	9.486	6,9	19.069	13,8	40.867	29,7	47.050	34,1	12.720	9,2	137.794
Bucarasica	542	2,0	1.133	4,2	2.693	10,0	10.108	37,6	11.022	41,0	1.381	5,1	26.878
Cáchira	4.988	8,1	5.797	9,5	11.450	18,7	24.219	39,6	13.847	22,6	904	1,5	61.204
Convención	97	0,4	469	1,8	1.706	6,7	7.459	29,3	11.782	46,2	3.986	15,6	25.499
El Carmen	438	0,8	1.766	3,2	5.816	10,5	17.488	31,4	24.313	43,7	5.815	10,5	55.635
Hacarí	578	1,4	1.851	4,4	5.140	12,3	15.105	36,2	16.490	39,5	2.590	6,2	41.755
La Esperanza	8.961	13,8	14.607	22,5	10.627	16,3	16.817	25,9	13.160	20,2	870	1,3	65.042
La Playa	339	1,4	1.013	4,2	2.731	11,3	7.808	32,3	10.596	43,8	1.719	7,1	24.207
Ocaña	1.044	2,0	2.030	3,9	6.133	11,8	17.654	34,0	21.449	41,3	3.616	7,0	51.928
San Calixto	361	0,9	1.009	2,6	2.480	6,3	11.085	28,1	20.263	51,3	4.278	10,8	39.476
Teorama	146	0,6	310	1,2	1.068	4,2	5.117	20,0	12.876	50,3	6.070	23,7	25.587
Villa Caro	3.936	9,8	4.208	10,5	6.852	17,1	12.845	32,1	10.896	27,3	1.232	3,1	39.968
Total	30.032	5,0	43.679	7,3	75.766	12,7	186.572	31,4	213.745	35,9	45.180	7,6	594.973

Fuente: Elaboración propia

Respecto a los factores del modelo *RUSLE*, como se mencionó anteriormente, la pérdida de suelo tampoco ha sido calculada para esta área de estudio. Sin embargo, una aproximación hecha a nivel global en la plataforma *GloSEM (Global Soil Erosion Modelling)* de alta resolución (≈ 100 m), versión 1.3 (Borrelli et al., 2022), se tuvo en cuenta para ser contrastada. Cabe señalar que *GloSEM 1.3* solo fue calculado a nivel de áreas de cultivo, las cuales se seleccionaron con el mapa de cobertura de la tierra de la Agencia Espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés) y *Copernicus Global Land Cover Layers – Land Cover (CGLS-LC100 colección 3)*, y su objetivo fue generar una línea base (2019) y escenarios futuros (2070) de erosión de suelos. Al comparar los dos productos para las mismas áreas, se encontró que el obtenido con datos locales tuvo una tasa promedio mayor de pérdida (90 ± 77 t/[ha año]) frente al producto global ($69,4 \pm 68$ t/[ha año]). Al realizar la reclasificación (tabla 12), hay coincidencias respecto a la proporción de áreas en categorías moderada (13 %), alta (18 %) y muy alta (30,5 %); no obstante, el modelo local sí resalta zonas con categoría extrema (9 %).

De acuerdo con el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, por su sigla en inglés) y el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS, por su sigla en inglés) (1999), la tolerancia en pérdida de suelos en cultivos agrícolas se encuentra entre 25 y 125 t/(ha año). Sin embargo, Kuhwald et al. (2022) indican que las pérdidas de suelo derivadas de la cosecha de los cultivos, cuya estimación es diferente a la planteada con el modelo *RUSLE*, puede alcanzar tasas de hasta 22 t/(ha cosecha), un valor que en cebolla fue calculado para zonas subsaharianas en 5,2 t/(ha cosecha) (Mwango et al., 2014).

