

Cómo citar este trabajo: Sillero-Medina, J. A., Martínez-Murillo, J. F., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2021). Increased rainfall erosivity and its effects on soil loss estimation: A comparison between two watersheds in southern Spain. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (89). <https://doi.org/10.21138/bage.3077>

Incremento de la erosividad de la lluvia y sus efectos en la estimación de pérdida de suelo: comparación entre dos cuencas del sur de España

Increased rainfall erosivity and its effects on soil loss estimation:
a comparison between two watersheds in southern Spain

José A. Sillero-Medina 

jasillero@uma.es

Juan F. Martínez-Murillo 

jfmmurillo@uma.es

José D. Ruiz-Sinoga 

sinoga@uma.es

*Departamento de Geografía
Universidad de Málaga (España)*

Resumen

Para las Cordilleras Béticas litorales, estudios recientes indican un incremento de la erosividad de la precipitación. Así, es necesario avanzar en la estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica, principal agente geomorfológico en dicha zona. Este estudio aplica la ecuación RUSLE en dos cuencas de media montaña con diferentes condiciones pluviométricas, durante el período 1997–2018; ambas cuencas presentan rasgos ecogeomorfológicos propios de la

Recepción: 13.12.2020

Aceptación: 01.03.2021

Publicación: 12.04.2021

montaña mediterránea. En la aplicación, se han introducido cambios metodológicos en el cálculo de la estimación de la pérdida de suelo y su evaluación: (a) estimación del factor R con intensidad de la lluvia para una duración de 10 min (I_{10}); (b) estimación de la cobertura vegetal para el factor C por medio del NDVI; y (c) evaluación de los componentes superficiales del suelo, mediante inventario en campo. Los resultados arrojaron diferencias significativas entre ambas cuencas, dadas sus diversas condiciones ecogeomorfológicas, siendo más acentuado el incremento de la erosividad de la lluvia en condiciones subhúmedas. La estimación obtenida con el uso de la I_{10} , permitió una mejor aproximación en la estimación de la erosión y sus cambios espacio-temporales, registrando un valor medio de pérdida de suelo de $244,4 \text{ t ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en la cuenca más húmeda y de $547,0 \text{ t ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ en la más árida. La evaluación con componentes superficiales del suelo fue mejor en la cuenca con condiciones climáticas subhúmedas, donde los componentes de origen biótico (musgo, plantas u hojarascas) se relaciona directamente con la pérdida de suelo. Los hallazgos revisten utilidad para la detección de áreas prioritarias, en el marco de la ejecución de políticas de reforestación y control de la erosión y avenidas.

Palabras clave: erosividad de la precipitación; pérdida de suelo; erosión hídrica; RUSLE; montaña mediterránea.

Abstract

Recent studies have highlighted increments in rainfall erosivity along the Cordilleras Béticas Litorales. Thus, it is recommended to move forward the soil loss estimation caused by water erosion, which is the main geomorphic agent in that region. This study deals with the application of RUSLE equation in two-watershed characterised by different rainfall regimes (one semiarid/dry and other subhumid) from 1997-2018. Both watersheds present ecogeomorphic features typical from Mediterranean mountains under those rainfall regimes. The application of RUSLE was made introducing some methodological modifications in the calculation of soil loss: (a) 10 minutes periods (I_{10}) to calculate rainfall erosivity (Factor R); (b) vegetation cover (factor C) estimated from NDVI; (c) soil loss evaluation from soil surface components inventory. The results indicated significant differences between both watersheds due to difference in ecogeomorphology and rainfall erosivity. The use of I_{10} contributed to a better approach to the soil loss estimation and its spatial and temporal variability. The mean soil loss was of $244.4 \text{ t h}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $547.0 \text{ t h}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in the rainier watershed and the drier one, respectively. The inventory and analysis of soil surface component was better related to higher soil losses in the more humid watershed, where the biotic components of soil surface were dominant (moss, annual plants, and litter). These results

may contribute to detect more appropriately critical areas to increase vegetation cover and reduce soil loss by water erosion in the framework of future reforestation.

Key words: rainfall erosivity; soil loss; water erosion; RUSLE; Mediterranean mountain.

1 Introducción

La erosión del suelo y su consecuente degradación del paisaje es uno de los problemas ambientales más relevantes –a escala global– a los que se enfrentan las sociedades en la actualidad (Amsalu & Mengaw 2014; Wijesundara et al., 2018), toda vez que la capacidad productiva de los suelos es el recurso más importante para el suministro de alimentos al ser humano (Morgan, 2006; Borrelli et al, 2017). El último documento de referencia de las Naciones Unidas acerca del estado global de los recursos edáficos enfatizaba que “.la mayoría de los recursos mundiales del suelo sólo están en condiciones aceptables, pobres o muy pobres” (FAO, 2015). Los resultados del meta-análisis recogido en ese documento, indicaban que la erosión acelerada del suelo es el mayor peligro para dicho recurso, lo cual ya era patente en evaluaciones previas (Olderman, 1994; FAO, 2015).

Los impactos de la erosión del suelo causados por la deforestación, el sobrepastoreo, laboreo y prácticas agrícolas insostenibles, están bien documentados, así como sus mecanismos (Montgomery, 2007; Nearing, 2013; Walling, 2013). Estos pueden ser severos, no solo a través de la degradación de suelos y la pérdida de fertilidad, sino de un número variado de efectos *off-site* (por ejemplo, sedimentación, colmatación y eutrofización de cursos y cuerpos de agua o favoreciendo las inundaciones) (Boardman & Poesen, 2006). Los cambios que induce la erosión en el ciclo del carbono, cuantificados aún de forma infrecuente, tienen un impacto directo sobre la variable climática. Este hecho puede dar lugar tanto a un incremento como una reducción de las emisiones de CO₂, favoreciendo la mineralización de la materia orgánica y el secuestro de carbono orgánico en el suelo (Lal, 2004; Van Oost, 2007).

En este sentido, el cambio climático tiene una incidencia directa en estos procesos de degradación del suelo a través de un ciclo de retroalimentación positiva, especialmente en la región mediterránea, donde la situación es concebida como de máxima fragilidad y sensibilidad en este contexto. De esta forma, la disminución de la precipitación anual y una mayor aparición de rachas secas, especialmente en combinación con temperaturas elevadas, desenlaza en un empobrecimiento continuo e intenso de los recursos edáficos, aunado a los efectos de las actividades antrópicas (Ruiz-Sinoga & Romero-Díaz, 2010).

Para la estimación y evaluación de la erosión del suelo a diferentes escalas espacio-temporales de aproximación, en la actualidad, hay una gran disponibilidad de modelos matemáticos categorizados como empíricos, conceptuales, con base física u orientada al proceso (Webster & Morgan, 2005; Nearing & Morgan, 2011). Uno de los modelos más ampliamente aplicados ha sido la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE por sus siglas en inglés), desarrollada por el *National Runoff and Soil Loss Data Center* en cooperación con el *Agricultural Research Service* y la *Purdue University* (Wischmeier & Smith, 1978).

La USLE es un buen ejemplo de modelo tipo gris (Morgan & Nearing, 2011; Smith, 1999), en el cual la relación entre pérdida de suelo, erosividad de la precipitación y tipo de suelo, se corrige con información de la pendiente y longitud de la ladera, cubierta vegetal y medidas de control de la erosión del suelo. USLE, y su versión revisada RUSLE (González del Tánago, 1991; Renard et al., 1997), que introdujo variaciones y mejoras sobre el cálculo de todos los factores y subfactores, fue originalmente diseñada para predecir pérdidas anuales promedio de suelo a largo plazo, asociadas a la erosión laminar y en reguero, por lo que, este modelo, tiende a sobreestimar los valores mínimos de pérdidas anuales de suelo y a subestimar los máximos (Risse et al., 1993). De igual forma, otra gran desventaja de este es que ignora los procesos de erosión en cárcavas y los movimientos en masa (Almorox et al., 2010).

A pesar de sus inconvenientes, USLE y RUSLE son todavía los modelos que, con más frecuencia, se aplican para estimar pérdidas de suelo a grandes escalas (Renschler & Harbor, 2002; Kinnel, 2010; Panagos et al., 2015, 2016a; Borrelli et al., 2019), dado que pueden procesar datos de entrada de extensas regiones, y proporcionar las bases para llevar a cabo análisis de escenarios y de toma de decisiones que, permitan poner en marcha medidas de control de la erosión (Lu et al., 2003).

En este estudio adoptamos la definición de erosión del suelo en términos de RUSLE, indicada por Nearing et al. (2017):

La pérdida de suelo hace referencia a la cantidad de sedimentos que alcanza el final de un área específica de una ladera, la cual está experimentando pérdida neta de suelo por erosión hídrica. Se expresa como masa de suelo perdida por unidad de superficie y tiempo. Hay varios aspectos de la erosión que están implicados en esta definición. Esto es, toda pérdida de suelo se refiere a pérdida neta, y en ningún caso incluye áreas de la ladera que experimentan depósito neto a largo plazo. Como tal, la pérdida de suelo no se equipara al suministro de sedimentos desde una ladera

que muestra acumulación en su sector de conexión con el cauce, lo cual ocurre en la mayoría de los casos. Es, más bien, el sedimento suministrado desde la parte baja y anterior a dicho sector, al cual alimenta.

Los datos de erosión del suelo obtenidos mediante la aplicación de la RUSLE u otros modelos predictivos similares, en ocasiones, han sido validados, generalmente, mediante la comparación con mediciones de campo procedentes de parcelas experimentales (Larsen & McDonald, 2007; Brooks et al, 2014), estaciones de aforo en cuencas (López-Vicente et al., 2011; Zhao et al., 2020), y radionucleidos (López-Vicente & Navas, 2009; Feng et al., 2016). En otros casos, frente a la falta de recursos e instrumentos para efectuar mediciones experimentales de algún tipo, los resultados de la RUSLE fueron validados a partir de la constatación en campo de la presencia de morfologías erosivas asociadas a altos valores de pérdida de suelo (Trabucchi et al., 2018; Yang et al., 2018).

Junto con el tipo de cobertura vegetal y uso del suelo, la erosividad de la lluvia es considerada como uno de los factores más variables en el espacio y el tiempo, lo cual afecta la estimación de pérdida de suelo con el modelo RUSLE (Ballabio et al., 2017; Sillero-Medina et al., 2019). La erosividad de la lluvia afecta al manejo de la agricultura, silvicultura, recursos hídricos y servicios ecosistémicos (Ballabio et al., 2017). Wang et al. (2002), ya indicaban que ignorar esta variabilidad de la erosividad de la lluvia y, por tanto, la estimación intra-anual de la pérdida de suelo, puede llevar a la toma de decisiones incorrectas para el manejo de tierras.

La erosividad de la lluvia puede evidenciar diferentes patrones según la estacionalidad de determinados climas, como el mediterráneo, en términos de magnitud y relación con la cantidad total de precipitación (Hoyos et al., 2005; Meusbürger et al., 2012; Borrelli et al., 2016; Panagos et al., 2016b). Aunque se han realizados algunos trabajos sobre modelización de la erosividad de la lluvia a escala mensual en regiones mediterráneas (D'Asaro et al., 2007; Angulo-Martínez & Beguería, 2009; Ferreira & Panagopoulos, 2014; Terranova & Gariano, 2015; Nunes et al., 2016), es necesario investigar también la fuerte variabilidad espacio-temporal que presentan las propias precipitaciones mediterráneas a una escala temporal inferior a la I_{30} , que se suele utilizar en los cálculos de la RUSLE. Investigaciones recientes resaltan el hecho que, los procesos geomorfológicos en la montaña mediterránea son muy dependientes de los picos de intensidad horaria en períodos de tiempo inferiores a una hora e, incluso, a 30 minutos (Sillero-Medina et al., 2019).

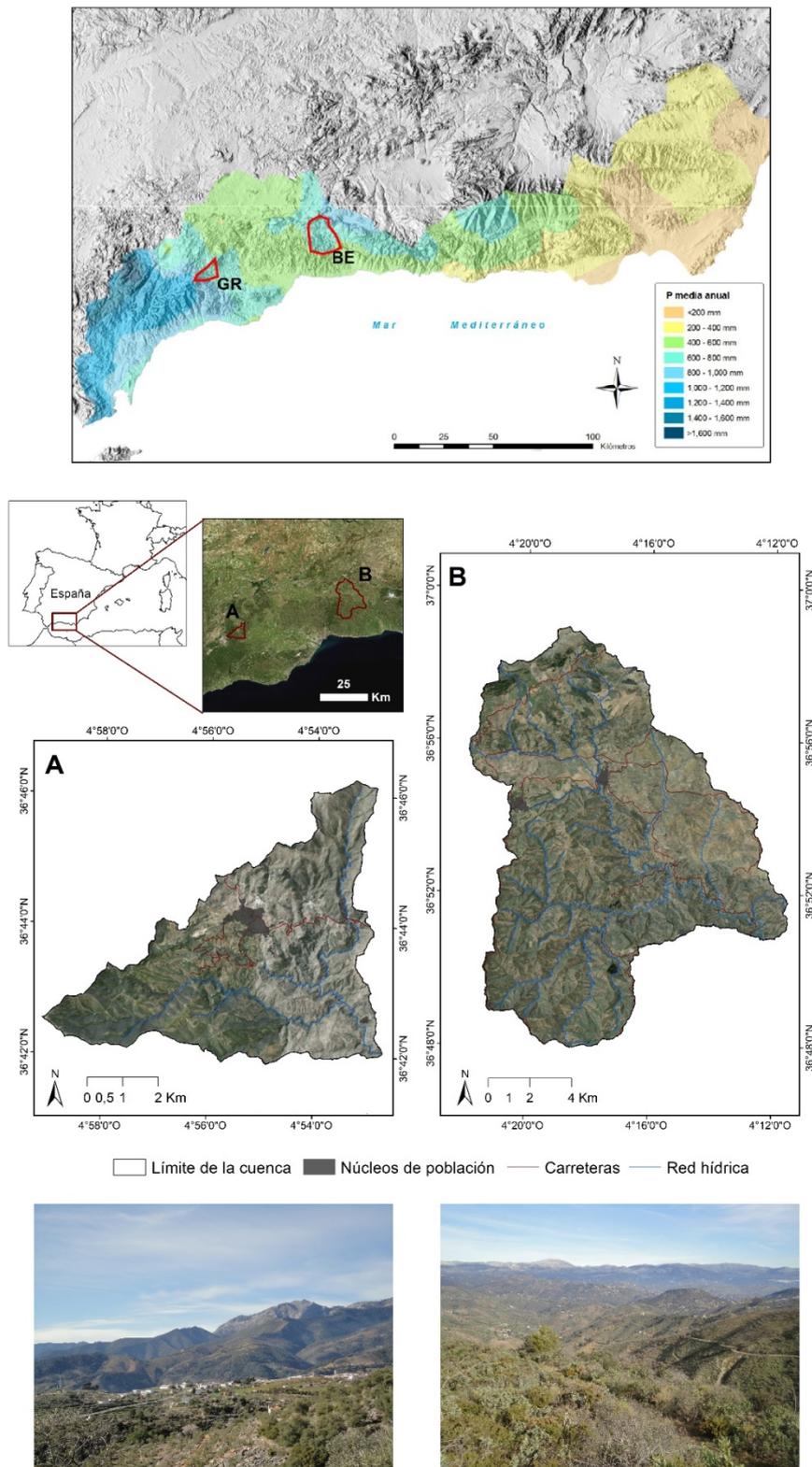
Partiendo de una hipótesis de un incremento de la erosión del suelo en los últimos años como consecuencia del aumento de los eventos pluviométricos extremos en el área mediterránea, el principal propósito de este estudio pasa por estimar la pérdida de suelo en dos cuencas hidrográficas con condiciones climáticas contrastadas, durante el período 1997–2018, en un contexto de aumento de la erosividad de la precipitación y de riesgo de desertificación, como consecuencia del cambio climático actual. En específico, los objetivos son: (i) determinar la pérdida de suelo con la ecuación RUSLE, considerando un mayor nivel de detalle en la intensidad máxima de la precipitación (10 minutos); (ii) analizar la variabilidad espacial y temporal de las tasas de pérdidas de suelo durante el período 1997–2018; y (iii) evaluar las áreas con mayores pérdidas de suelo estimadas, a partir de rasgos superficiales que evidencien signos de erosión hídrica.

2 Área de estudio

En atención al gradiente pluviométrico identificado en la costa mediterránea del sur de España, desde el Estrecho de Gibraltar hasta Murcia, y al umbral de degradación eco-geomorfológica determinado en torno a los 500 mm–600 mm de precipitación anual según Autor (2010), se seleccionaron dos cuencas hidrográficas representativas del paisaje de media montaña en la provincia de Málaga (Andalucía): la cuenca de Río Grande (GR), bajo condiciones de clima mediterráneo en transición de un régimen seco a subhúmedo y, la cuenca del río Benamargosa (BE), bajo el mismo tipo climático, pero en transición de un régimen semiárido a seco (Figura 1).

GR, con 38 km², se localiza en la Sierra de las Nieves y es tributaria de uno de los ríos más importantes del sur de España (río Guadalhorce). Se caracteriza por tener un relieve cuyas altitudes oscilan entre 300 msnm y 1660 msnm, y pendientes que tienden a superar el 30 % de inclinación, especialmente en el sector más septentrional. Los bosques de coníferas (*Pinus halepensis*) ocupan amplios sectores con altos porcentajes de cobertura; en otras vertientes dominan formaciones vegetales arbustivas y de matorrales mixtos, combinadas con laderas de suelos desnudos. La mayor parte de la superficie de la cuenca está ocupada por un mosaico de cultivos, especialmente de secano (olivar y almendro), pequeños núcleos rurales (Yunquera, el de mayor número de habitantes) y otros asentamientos diseminados (Figura 2).

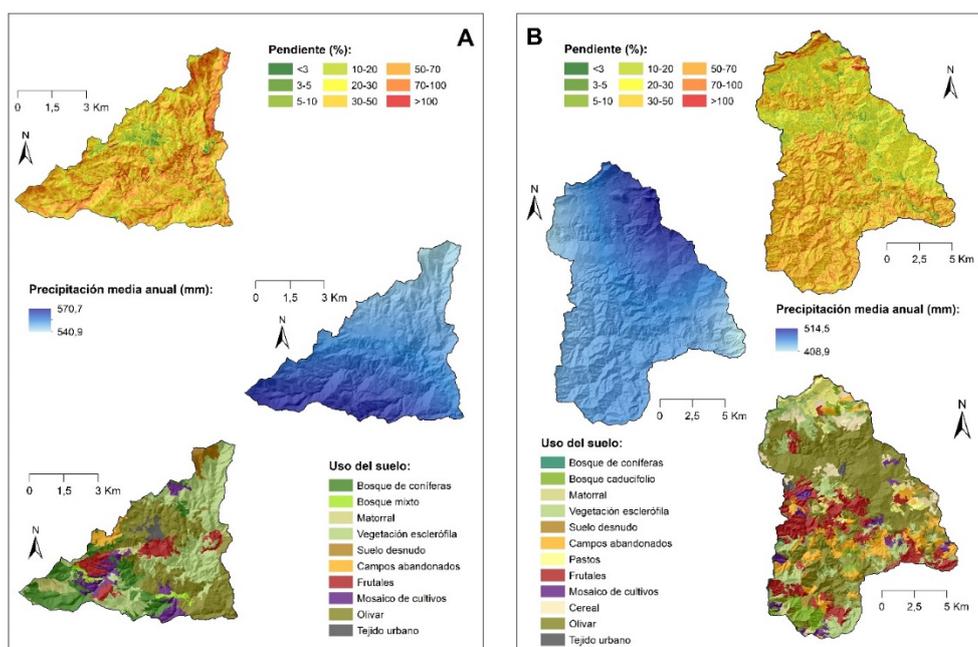
Figura 1. Localización y vistas generales de las cuencas del (A) Río Grande y (B) Benamargosa



Fuente: elaboración propia a partir de cartografía obtenida del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía

Por su parte, BE se localiza en el sector oriental del área de interés, en la franja litoral de la Cordillera Bética, con una superficie de 181 km². El relieve posee un rango altitudinal entre 110 msnm y 1489 msnm, cuyos desniveles determinan pendientes medias (40 %) ligeramente superiores a las observadas en la cuenca del río GR, siendo la parte sur del área la que presenta los valores más elevados. Esta cuenca se caracteriza por su heterogeneidad y sus continuos cambios de usos. El olivar, especialmente de secano, ocupa la mayor superficie, aunque se ha observado, recientemente, un incremento de áreas con cultivos de frutales cítricos y tropicales de regadío, así como de campos abandonados. Las superficies con vegetación natural son inferiores a las encontradas en la cuenca del río GR y, las áreas urbanas, se muestran diseminadas por todo el territorio.

Figura 2. Mapas de aspectos físico-naturales de las cuencas del (A) Río Grande y (B) Benamargosa: pendiente, pluviometría y usos del suelo



Fuente: elaboración propia a partir de cartografía obtenida del Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía, y datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

3 Metodología

3.1 Fuentes de información

Los datos de precipitación para una duración de 10 min, correspondientes a una serie temporal de 22 años (período máximo del cual se dispone de datos; 1997–2018), se obtuvieron de 19 estaciones meteorológicas (13 relacionadas a la cuenca del río GR y 6 a la del río BE) de la Red

SAIH Hidrosur, cuyos datos de identificación se presentan en la Tabla 1. Para la cuenca del río GR se tomó como estación meteorológica principal de referencia a Casarabonela (código SAIH 40) y, para la del río BE, a la estación Benamargosa (código SAIH 43).

Tabla 1. Datos generales de las estaciones meteorológicas seleccionadas del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) para el análisis de erosividad de la lluvia

Cuenca del Río Grande			
Código SAIH	Coordenadas XY	Altitud (m.s.n.m.)	Nombre de la estación
13	298841 - 4049034	252	Genal
14	305195 - 4050010	1053	Pujerra
15	314549 - 4078581	848	Cuevas del Becerro
16	324530 - 4045029	110	Concepción
17	336863 - 4048371	493	Ojén
27	306471 - 4069113	770	Ronda
32	341437 - 4086062	572	La encantada (repetidor)
33	343193 - 4085469	181	La encantada (canal)
34	347027 - 4080696	130	Azud de paredones
35	343213 - 4058255	243	Coín
38	355878 - 4065999	28	Cártama
40	335667 - 4073367	525	Casarabonela
46	351297 - 4066010	38	Aljaima

Tabla 1. Continuación

Cuenca del río Banamargosa			
Código SAIH	Coordenadas XY	Altitud (m.s.n.m.)	Nombre de la estación
25	384694-4073828	1,025	Santón Pitar
36	400926-4085001	536	Alcaucín
37	396197-4080053	235	Viñuela
41	375462-4089046	839	Colmenar
42	388957-4090680	675	Alfarnatejo
43	392622-4078582	146	Benamargosa

Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

Para la estimación de la cobertura vegetal se utilizaron imágenes del satélite Landsat (TM-5, ETM+ y OLI-8) por cada uno de los años del período de estudio (excepto 2012, para el cual se adquirió una imagen del satélite Spot-5), seleccionando aquellas de mejor calidad correspondientes a los últimos meses de verano y primeros días de otoño (época del año con menor cobertura vegetal y mayor probabilidad de precipitaciones muy intensas, bajo condiciones de clima mediterráneo). Así, el criterio que se consideró relevante para la selección de las áreas de estudio, fue identificar cuencas donde la vegetación herbácea de tipo terófito ya estuviera agostada, y sus suelos se encontraran en un estado de alta susceptibilidad a los procesos erosivos. Estas imágenes fueron obtenidas del USGS Earth Explorer, corregidas atmosféricamente con antelación.

Para la elaboración del mapa de pendientes y el posterior cálculo del factor LS de la RUSLE, se utilizó un Modelo de Elevación Digital (MDE) con una resolución espacial de 5x5 m, además de una ortofotografía aérea digital de máxima actualidad (PNOA). Ambos recursos fueron descargados del portal del Instituto Geográfico Nacional (CNIG).

3.2 Muestreo del suelo y analíticas

Se recolectó un total de 361 muestras de suelo superficial (0 cm–10 cm), tanto alteradas como inalteradas (cilindro metálico de 100 cm³), distribuidas homogéneamente en toda el área. De

estas, 170 corresponden a la cuenca del río GR y 191 a la del río BE. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron secadas al aire y posteriormente tamizadas, conservando la fracción inferior a 2 mm. Seguidamente, la textura fue analizada por un equipo de difracción de partículas (Coulter LS 230), siguiendo el protocolo de pretratamiento establecido por Maraños et al (1994). El carbono orgánico (SOC) fue calculado por el método de calcinación a 550 °C (Gutián & Carballas, 1976). Por último, con las muestras inalteradas de suelo se midió su permeabilidad, siguiendo el método indicado para el equipo utilizado (Eijkelkamp, model 09.02) y, posteriormente, la ecuación de Darcy (Reynolds et al., 2002).

3.3 Cálculo de la pérdida de suelo (RUSLE)

La Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al, 1997) fue desarrollada como método para predecir la pérdida anual de suelo a escala de píxel, en las cuencas de estudio seleccionadas. Se trata de un modelo científico ampliamente utilizado del que se deduce la cantidad de suelo perdido en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$. Así, RUSLE queda definida por la siguiente ecuación:

$$A = R * K * LS * C * P$$

Siendo A la pérdida de suelo por unidad de superficie, medida en toneladas métricas por unidad de superficie ($t\ ha^{-1}$), R el factor de erosividad de la lluvia ($Mj\ mm^{-1}\ ha^{-1}\ h^{-1}\ año^{-1}$), K el factor de erodabilidad del suelo ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$), LS el factor relativo a la longitud y pendiente de las laderas, C el factor de cobertura vegetal y, por último, P el factor relativo a las medidas de conservación y control de la erosión.

a) Factor de erosividad de la lluvia (R)

El impacto de la lluvia, a través de su erosividad, es cuantificado para la estimación de la pérdida de suelo a partir del factor R . En este trabajo, la metodología aplicada para su determinación ha tenido como base la publicada por Abu Hammad et al. (2004) y Diodato (2006). Así, autores como Páez (1980), Camarasa et al (2020) y Sillero-Medina et al. (2019) catalogaron a las precipitaciones cincominutales y diezminutales como de gran erosividad, especialmente en el área mediterránea, donde el aguacero de escasa duración tiene una alta frecuencia y una evidente capacidad de modificar las formaciones superficiales, De esta forma, considerando la gran irregularidad en la intensidad de la lluvia dentro de un mismo aguacero en estas zonas climáticas, los datos de intensidad utilizados para el cálculo del propio factor R han sido de diez minutos, suponiendo un cambio sustancial con respecto a la formulación original realizada de forma general para cualquier área climática del mundo.

La existencia de datos pluviométricos a este nivel de detalle, recogidos de estaciones meteorológicas automáticas, permite un acercamiento máximo al impacto real del factor lluvia en el sistema eco-geomorfológico, considerándose clave en la investigación actual en un contexto de aumento de eventos extremos como consecuencia del cambio climático.

$$R = E * I_{10max}$$

Donde E representa la energía total para una tormenta, e $I_{10máx}$ es la intensidad máxima registrada para una duración de la lluvia de 10 minutos. La energía total para una tormenta se calcula a partir de:

$$E = \sum_{k=1}^m e_k \Delta V_k$$

Donde e es la unidad de energía, ΔV la cantidad de lluvia para el período k , $k =$ un índice para los períodos en los que el aguacero es considerado constante, y m el número total de períodos. La energía unitaria se calcula de la siguiente manera:

$$e = 0,29[1 - 0,72 \exp(-0,082i)]$$

Donde la unidad de energía e se expresa en $Mj \text{ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ e i es la intensidad de la lluvia (mm/h).

El procedimiento se realizó para los 22 años (1997-2018) de la serie considerada en el estudio, a partir de los datos de precipitación observados en las distintas estaciones meteorológicas seleccionadas, con lo cual se obtuvo una magnitud de la erosividad de la lluvia para cada uno de los años de la serie, además de, un valor promedio de todo el período. Estos valores puntuales fueron interpolados para obtener su representación espacial (cartográfica) y valores únicos por píxel. Para este proceso de espacialización se aplicó el método estadístico de interpolación “*Kriging*” (predice los valores desconocidos de los datos observados en lugares conocidos), utilizado por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) en el año 1996, para la estimación del factor R a escala nacional.

b) Factor de erodabilidad del suelo (K)

La sensibilidad que presenta un suelo a ser erosionado es recogida en el factor K o factor de erodabilidad, dependiente directamente de sus propiedades y características edáficas como la textura, el contenido en materia orgánica, la porosidad y la estructura. Para su estimación se llevó a cabo una recolección de muestras de suelos y sus posteriores análisis en el laboratorio. A partir de esos resultados, se aplicó la siguiente ecuación (Wischmeier & Smith, 1978):

$$100 K = 10^{-4} 2,71 M^{1,14} (12 * a) + 4,20 (b - 2) + 3,23 (c - 3)$$

Donde K es el factor de erodabilidad del suelo por unidad del índice de erosividad de la lluvia R , M el parámetro relativo a la granulometría, definido como el producto de limo y arena muy fina (0,01-0,002 mm) y 100 veces el porcentaje de arcilla; a el porcentaje de materia orgánica, b el código de la estructura del suelo y c el código de la permeabilidad.

c) Factor de longitud y pendiente de la ladera (LS)

El factor LS representa el efecto de la topografía en la pérdida de suelo, considerando tanto la longitud como la pendiente de las laderas. Así, los valores más altos de longitud y pendiente alcanzarán, consecuentemente, las mayores tasas de erosión. Para su desarrollo se utilizó el DEM con resolución de 5 m, y se consideró un máximo de longitud de ladera de 250 m.

El cálculo de este factor LS se realizó mediante la fórmula de Moore & Burch (1986):

$$LS = \left(\text{Flow accumulation} * \text{cell size} / 22,13 \right)^{0,4} \cdot [(\sin \text{slope} / 0,0896)]^{1,3}$$

Donde LS representa el producto entre la longitud y la inclinación de la ladera; '*Flow accumulation*' el área contribuyente de un píxel, determinado en ArcGis 10.5.1 en base a modelo de flujo de ocho direcciones (D8); '*cell size*' el tamaño de píxel del DEM utilizado (5 m); y '*sin slope*' el seno de la pendiente de la ladera en grados.

d) Factor de cubierta vegetal y manejo de los cultivos (C)

El factor C expresa cómo la cobertura vegetal afecta directamente a la erosión del suelo. Se trata de un elemento clave en la ecuación de la RUSLE, que pone de manifiesto la relación entre la pérdida de suelo bajo un determinado cultivo y la del suelo desnudo

Existen diversas formas para estimar este valor, no obstante, en este estudio se calculó mediante la determinación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés) en cada una de las imágenes de satélite seleccionadas, utilizando para ello el software ERDAS 2015.

Han sido muchos los estudios que, en esta línea, han considerado la buena correlación obtenida entre el factor C y el NDVI (Durignon et al., 2014; Pacheco et al., 2019). Los valores más cercanos a 1 en el NDVI (áreas con mayor cobertura vegetal) representan los valores más bajos o cercanos al 0 en el factor C . Bajo esta consideración, y partiendo del ráster resultante del NDVI, se aplicó la siguiente fórmula para su conversión al factor C (Van der Knijff et al., 1999, 2000).

$$C = e^{-\alpha((NDVI)/(\beta-NDVI))}$$

Donde α y β son parámetros adimensionales que determinan la forma de la curva relacionada con el NDVI y el factor C. Se seleccionaron los valores $\alpha=2$ y $\beta=1$ para estos parámetros, considerando que, según Van der Knijff et al. (2000), son los más aproximados a condiciones climáticas europeas. Además, se obtuvo una gran correlación con el Corine Land Cover 2000 de la Agencia Europea del Medio Ambiente (Kouli et al., 2008).

e) Factor de prácticas de conservación del suelo (P)

El factor P se encarga de relacionar las prácticas de soporte con las tasas de pérdida de suelo, es decir, el efecto que tienen determinadas prácticas de conservación, como por ejemplo las terrazas, en la proporción de pérdida de suelo (Wischmeier & Smith, 1978; Renard et al., 1997). Este factor se valora entre 0 y 1, donde 0 representa las mejores prácticas de conservación y 1 la inexistencia de estas (Morgan et al., 1998). Para su desarrollo, se identificaron las diferentes prácticas de conservación llevadas a cabo en las cuencas de estudio, a través de la ortofotografía aérea digital de máxima actualidad. Partiendo de estas áreas y considerando los niveles de pendiente y usos del suelo, se obtuvo un valor de P para cada píxel, con base en la clasificación propuesta por Wischmeier y Smith (1978).

3.4 Evaluación de la pérdida de suelo estimada

La validación de la pérdida de suelo, estimada mediante la RUSLE, se realizó a través de un trabajo de campo. Este proceso consistió en la elaboración de un inventario y la descripción de los componentes superficiales del suelo (CSS) que caracterizan a las principales coberturas y usos del suelo. La caracterización de estos componentes superficiales se hizo siguiendo la metodología de por Arnau-Rosalén et al. (2008), Ruiz-Sinoga et al. (2010); Sillero-Medina et al. (2020a), que permite describir la condición superficial del suelo, en atención a los tipos y dominancia de elementos abióticos (grado de pedregosidad superficial, encostramientos, suelos desnudos, morfologías erosivas debidas a la erosión hídrica) y bióticos (hojarascas, musgos y líquenes, plantas anuales). La presencia y dominancia de estos elementos se clasificó según el grado de erosión hídrica al cual se asocian, siguiendo la metodología propuesta por Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo (2009a), Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo (2009b), Ruiz-Sinoga y Romero-Díaz (2010).

3.5 Análisis estadístico y producción cartográfica

El análisis estadístico aplicado en el estudio consistió de una serie de cálculos básicos para la caracterización general de las variables implicadas en la RUSLE: media, desviación estándar y

coeficiente de variación. Este procedimiento se llevó a cabo usando el programa IBM-SPSS, versión 24.

La cartografía generada como producto de la aplicación de la RUSLE en ambas cuencas, tanto de las variables implícitas en su cálculo como de la distribución espacial de la pérdida de suelo obtenida, se ejecutó utilizando el software para Sistemas de Información Geográfica ArcGIS 10.6, con licencia corporativa de la Universidad de Málaga.

4 Resultados

4.1 Variabilidad espacio-temporal de los factores de la RUSLE

a) Variabilidad de las precipitaciones y del factor R durante el período 1997–2018

En la Tabla 2 y la Figura 3 se observa una variabilidad interanual, característica del régimen de precipitaciones mediterráneo, tanto en la cantidad acumulada como en el número de días de lluvia. La media de la precipitación anual registrada en Casarabonela alcanza un valor de $546 \pm 229,7$ mm ($CV > 42$ %; $M_e = 539,6$), registrando 1.352,3 mm como valor máximo de la serie en el año 2010 y, por lo contrario, 196,8 mm como valor mínimo en el año 2005. Respecto a la distribución del número de días con lluvia dentro del año hidrológico, en la estación Casarabonela se obtuvo una media de $58,4 \pm 12,7$ días ($CV > 21$ %; $M_e = 61,5$), valores que resaltan nuevamente la elevada variabilidad interanual existente. En este sentido, el año con un mayor número de días lluviosos fue 2018, con 86 días de lluvia, y el que registró un menor número de días de precipitación fue 2017, con solo 35 días.

La estación Benamargosa presenta una evolución muy similar a la observada en Casarabonela. En este caso, la media de precipitación anual es de $433,1 \pm 160,1$ mm ($CV > 37$ %; $M_e = 426,2$), con valores más característicos del clima mediterráneo seco. La precipitación anual máxima registrada se alza hasta los 807,6 mm en el año 2010, y la mínima tan solo alcanza 174,6 mm en el año 2013. Respecto al número de días de precipitación, el valor medio obtenido es de $47 \pm 10,6$ ($CV > 22$ %; $M_e = 45,5$), con un máximo en el año 2018 (76 días) y un mínimo en el año 2017, de tan solo 27 días.

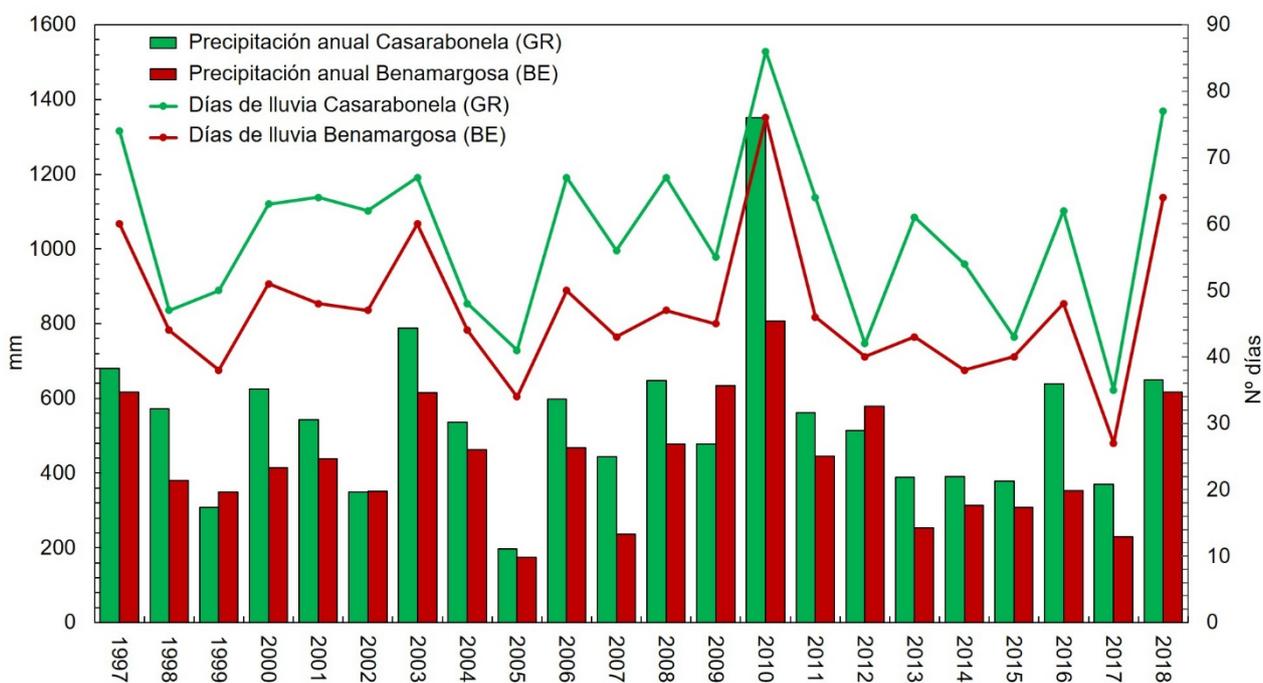
Tabla 2. Resumen estadístico de la precipitación anual en las estaciones de Casarabonela (GR) y Benamargosa (BE), período 1997–2018

		Precipitación anual (mm)	Nº días de lluvia ($\geq 0,1\text{mm}$)
Casarabonela (cuenca del río GR)	m	546,0	58,4
	M_e	539,6	61,5
	DS	229,7	12,7
	CV	42,1	21,8
Benamargosa (cuenca del río BE)	m	433,1	47,0
	M_e	426,2	45,5
	DS	160,1	10,6
	CV	37,0	22,7

Leyenda: m: media; M_e : mediana; DS: desviación estándar; CV: coeficiente de variación (%).

Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

Figura 3. Precipitaciones anuales y número de días de lluvia en las estaciones de Casarabonela (GR) y Benamargosa (BE) entre 1997 y 2018

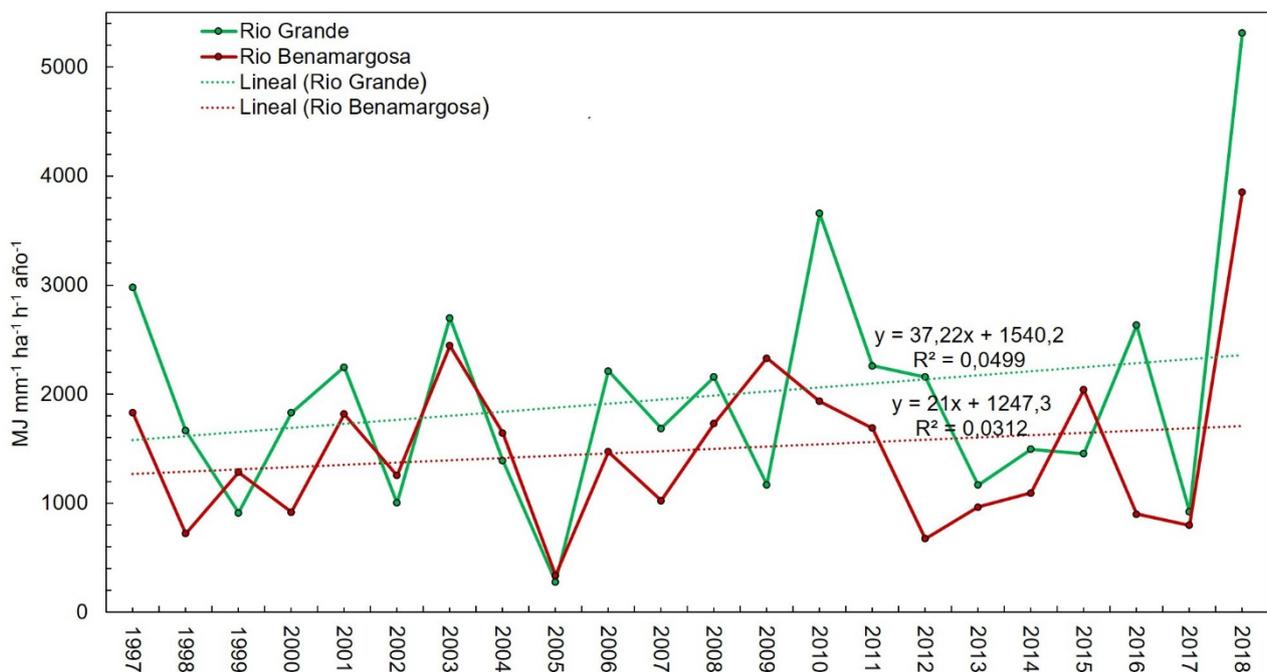


Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

Con relación a la variabilidad temporal de la erosividad de la lluvia o factor R (Figura 4), se identifica una tendencia positiva en la serie de datos para ambas cuencas. Del mismo modo, la variabilidad temporal detectada en la precipitación anual vuelve a mostrarse en la evolución del factor R, existiendo valores medios muy dispares entre cada uno de los años. En la cuenca del río GR, el valor medio de la serie de datos es de $1.968,2 \pm 74,2 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 3), alcanzándose una mayor erosividad en el año 2018, con $5.310,6 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y una mínima en el año 2005, de $279,8 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Por otro lado, en la cuenca del río BE se registraron, de manera general, valores inferiores, con un promedio de $1.488,8 \pm 156,6 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$, un máximo en 2018 de $3.850,6 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y un mínimo de $337,8 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en 2005.

Hasta el año 2016, la tendencia en ambas cuencas, aunque era positiva, no registraba un incremento acentuado. Sin embargo, los valores máximos identificados en 2018 hacen que la tendencia se vea ampliamente modificada y suponga un incremento, con respecto a la media de la serie 1997-2017, de 193,6% y 179,8% en GR y BE, respectivamente.

Figura 4. Variabilidad de la erosividad de la lluvia (factor R) en las estaciones Casarabonela (GR) y Benamargosa (BE) durante el período 1997–2018



Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

En atención a la Figura 5, los resultados de erosividad de la lluvia (R) mostraron una clara variabilidad espacial en ambas cuencas. El valor medio de la serie (1997–2018), en la cuenca

del río GR, oscila entre 1781,08 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ como valor mínimo, en el sector más septentrional de la cuenca, y 2098,93 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la mitad sur. Para la cuenca del río BE se registraron valores medios ligeramente inferiores, los cuales varían entre 1191,17 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$, en el área noroccidental, y 1877,79 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la franja meridional del área.

Tabla 3. Resumen estadístico descriptivo de los factores involucrados en la RUSLE en GR y BE en el periodo 1997–2018

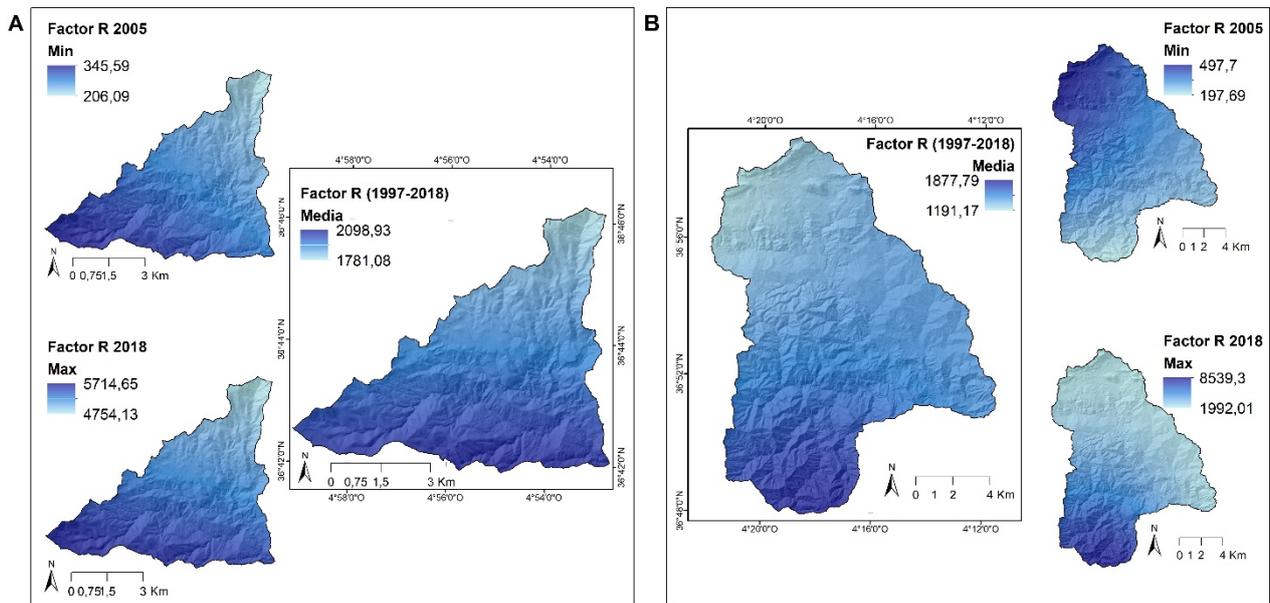
Cuenca	Factores RUSLE	m	DS
GR	R	1.968,21	74,26
	K	0,04	0,02
	LS	8,78	6,78
	C	0,35	0,17
	P	0,97	0,12
BE	R	1488,83	156,68
	K	0,05	0,02
	LS	7,18	5,92
	C	0,47	0,14
	P	0,94	0,14

Leyenda: m: media; DS: desviación estándar.

Fuente: elaboración propia

Considerando los valores anuales máximos y mínimos, en la cuenca del río GR, para el año 2005, se registró la menor erosividad de la lluvia, con un valor de 206,09 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ en todo el sector nororiental y de $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ en el área más próxima a Sierra de las Nieves (Figura 5). Mientras que, la mayor erosividad anual registrada se correspondió con el último año de la serie. En el 2018 se alcanzó una erosividad máxima de 5714,65 $\text{MJ mm}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$, localizada también en el tercio suroeste de la cuenca, donde se alcanzan las mayores altitudes.

Figura 5. Variabilidad espacial de la erosividad de la lluvia (factor R) (media, mínima y máxima) en GR (A) y BE (B), período 1997–2018



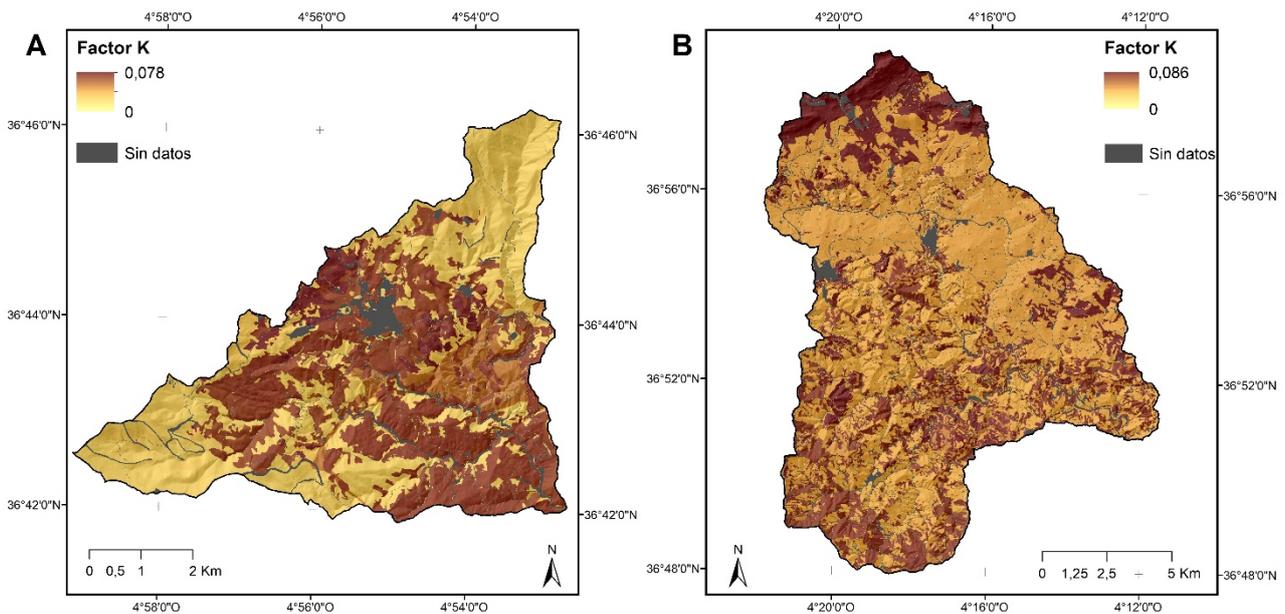
Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos de la Red SAIH Hidrosur

En la cuenca del río BE, del mismo modo, se observaron los valores más bajos en el año 2005, con una erosividad de la lluvia de $497,7 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el sector norte y de $197,69 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el sector suroeste. Análogamente, en el año 2018 se alcanzaron los valores más elevados del factor R, obteniéndose una erosividad de $8539,3 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el sector ubicado más al sur en la cuenca.

b) Factor K

El factor relativo a la erodabilidad del suelo (K) presenta resultados muy similares en ambos sistemas hidrográficos. En la cuenca del río GR este factor registró una media de $0,04 \pm 0,02 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Tabla 3), alcanzando su máximo en los sectores central y suroriental del área, con un valor de $0,078 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Figura 6). Por otro lado, el valor promedio para la cuenca del río BE es ligeramente superior ($0,058 \pm 0,02 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), indicando que posee una mayor erodabilidad media de sus suelos. El valor máximo para este factor se registró en el sector ubicado más al norte en esta cuenca oriental, superando las $0,086 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

Figura 6. Variabilidad espacial de la erodabilidad del suelo en GR (A) y BE (B)

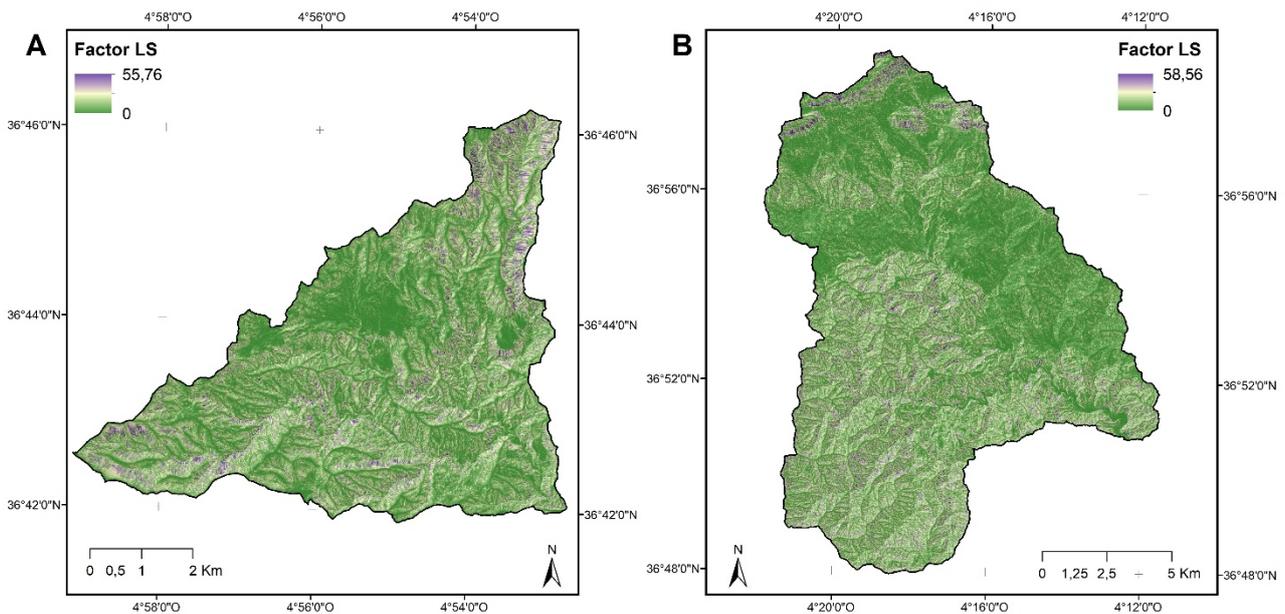


Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de las propiedades edáficas analizadas en laboratorio

c) Factor LS

El factor topográfico (LS) alcanzó un valor de 55,76 en la cuenca del río GR (Figura 7), siendo éste su valor máximo, localizado principalmente en los sectores del tercio suroccidental (Sierra de las Nieves) y en la franja cercana al límite nororiental de la cuenca. En este sentido, el sector para el que se registraron los valores más bajos se encuentra en la parte central, inmediata al pueblo de Yunquera. El valor medio de la cuenca es de $8,78 \pm 6,78$ (Tabla 3). En la cuenca del río BE se registró un valor medio ligeramente inferior de $7,18 \pm 5,92$. El valor máximo alcanzado es de 58,56, identificado en el área más septentrional de la cuenca. No obstante, la parte contigua al sur de esta franja, recoge los valores mínimos. La mitad sur de la cuenca exhibe los valores más cercanos a la media, con pequeñas áreas de valores más altos y cercanos al máximo.

Figura 7. Variabilidad espacial del factor LS en las cuencas del (A) río GR y del (B) río BE



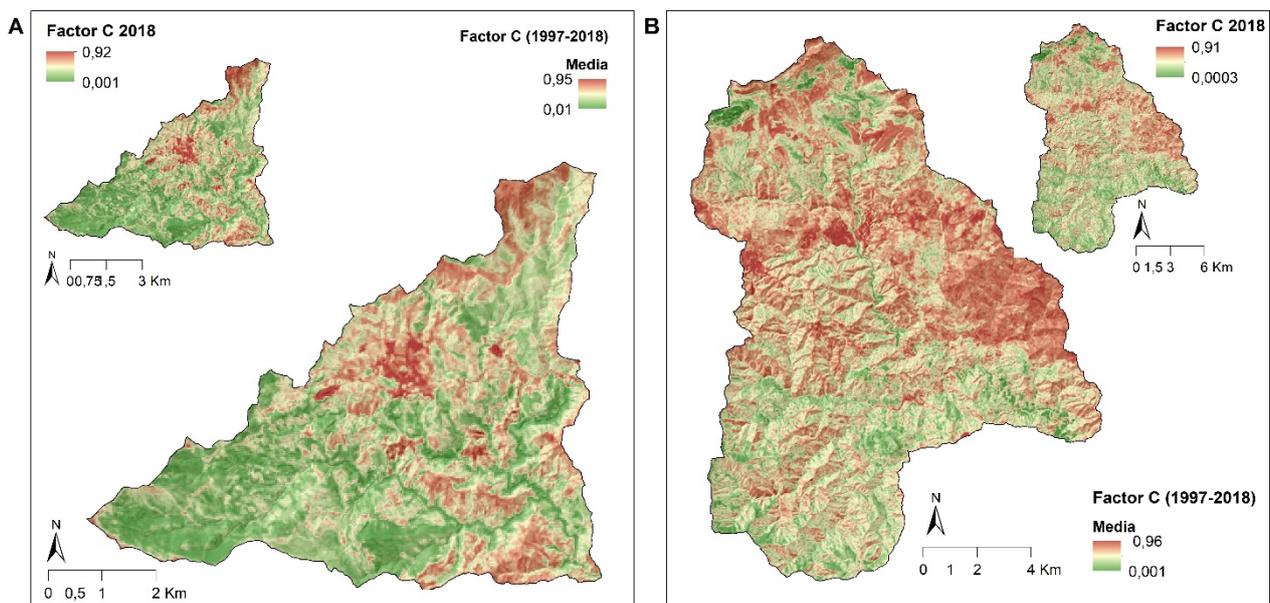
Fuente: elaboración propia

d) Factor C

Los valores medios de la serie para el factor de cobertura vegetal (C) en la cuenca del río GR, oscilan entre 0,001 y 0,95 (Figura 8), con una media de $0,35 \pm 0,17$. Los valores más cercanos a 0, donde el grado de protección del suelo es mayor, se perciben, principalmente, en los sectores sur y suroccidental (Parque Natural Sierra de las Nieves), correspondiéndose con amplias extensiones de bosques de coníferas. Además, dentro de estos sectores con registros más bajos, se encuentran todas las franjas inmediatas a los cursos de agua que conforman la red de drenaje, con altas densidades de vegetación de ribera (bosques de galería). Ligeramente superior, en torno a valores de 0,2 y 0,3, se encuentran algunas áreas con vegetación esclerófila, localizadas principalmente en las partes noroeste y sur de la cuenca. Los valores más altos del factor C se corresponden principalmente con los usos agrícolas, en particular, con las grandes extensiones de olivares y parcelas frutales, localizados en el área central y suroriental de la cuenca. No obstante, aparecen superficies, en el sector más septentrional, con escasa protección, vinculados principalmente a campos abandonados. En este sentido, el último año de la serie (2018), donde se alcanzó el valor máximo para el factor R (Figura 5), el factor C evidenció una condición prácticamente igual a la de la media, con unos valores y una distribución espacial muy similares.

Por otro lado, en la cuenca del río BE, los valores se sitúan entre 0,009 y 0,96, siendo el promedio de $0,47 \pm 0,14$. Las áreas más protegidas, con una mayor densidad de vegetación, son muy escasas y se encuentran distribuidas de forma irregular en el área. Se perciben algunas parcelas en la parte norte que se corresponden con áreas de vegetación esclerófila, y algunos sectores de bosques de coníferas y frondosas. En la mitad sur aparecen, igualmente, algunas áreas con valores próximos a 0, donde se localizan las mayores extensiones de bosques y de vegetación esclerófila. Al igual que en la cuenca del río GR, se distingue el área con vegetación de ribera entre los sectores con mayor protección. Por el contrario, la menor protección del suelo (valores más altos del factor C) se extiende principalmente por toda la mitad centro y norte de la cuenca. Estas áreas se ajustan perfectamente a las de uso agrícola, principalmente a las de olivar y de cultivo de frutales, además de otras tierras de cultivos de secano y algunos pastizales naturales. En el último año de la serie, los territorios más desprotegidos, con valores más altos de C, presentan unos valores ligeramente más bajos a la media.

Figura 8. Variabilidad espacial del factor C en las cuencas del (A) río GR y del (B) río BE



Fuente: elaboración propia a partir del NDVI

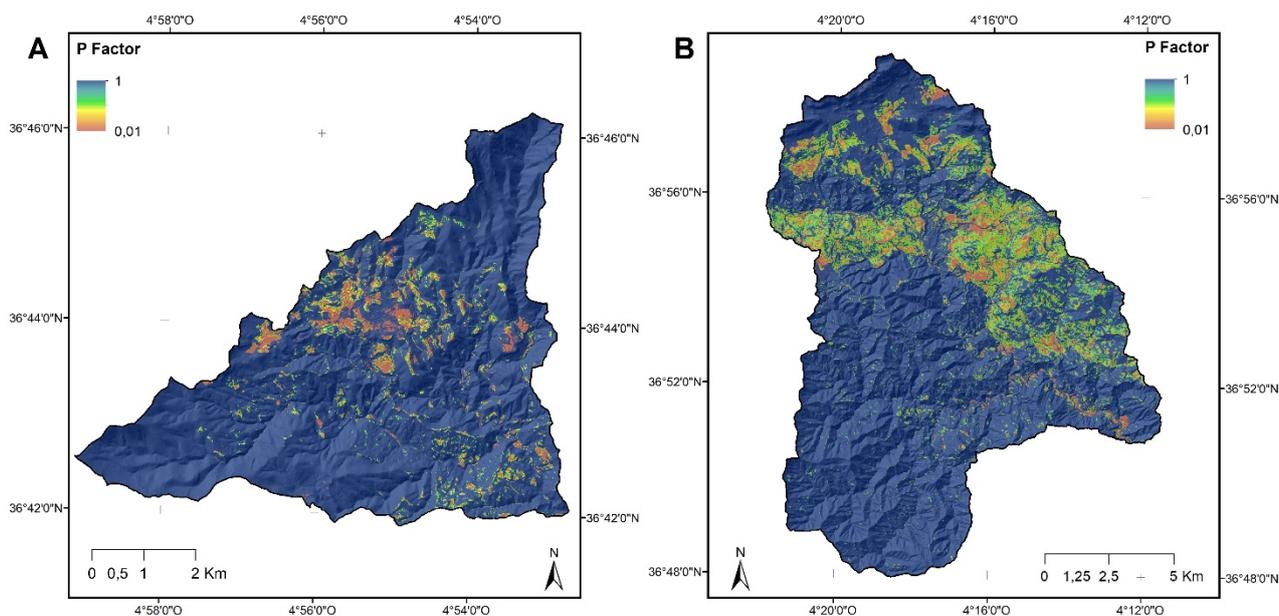
e) Factor P

El valor del factor relacionado con las prácticas de apoyo y conservación del suelo (P) (Figura 9), registró su valor máximo (1) en la mayor parte del territorio de la cuenca del río GR, con un valor promedio de $0,97 \pm 0,12$. Existen áreas cercanas al núcleo poblacional de Yunquera, en las que los cultivos, tradicionalmente, se han realizado en terrazas, lo cual ha determinado que este

factor registre cifras más bajas en ellas, próximas a 0,6. En esta línea, la mayor parte de las terrazas se corresponden con cultivos de frutales (cítricos y tropicales) y con cultivos de secanos (olivar, vid y otros cultivos leñosos).

En la cuenca del río BE, la existencia de medidas de conservación del suelo es mayor que la encontrada en la cuenca del río GR, lo que ha provocado un leve descenso del valor medio ($0,94 \pm 0,14$). En tal sentido, la mayor parte de éstas se localizan en los sectores norte y este de la cuenca, donde predominan los cultivos de olivo en secano. Mientras que, en la parte suroriental, se observan numerosas parcelas aterrazadas correspondientes a cultivos de rubros agrícolas tropicales (aguacate y mango), los cuales se encuentran en plena fase de expansión en el área. Los valores medios obtenidos para la cuenca del río BE en estas parcelas modificadas, debido a las elevadas pendientes del terreno, oscilan entre 0,6 y 0,9.

Figura 9. Variabilidad espacial del factor P en las cuencas del (A) río GR y del (B) río BE



Fuente: elaboración propia

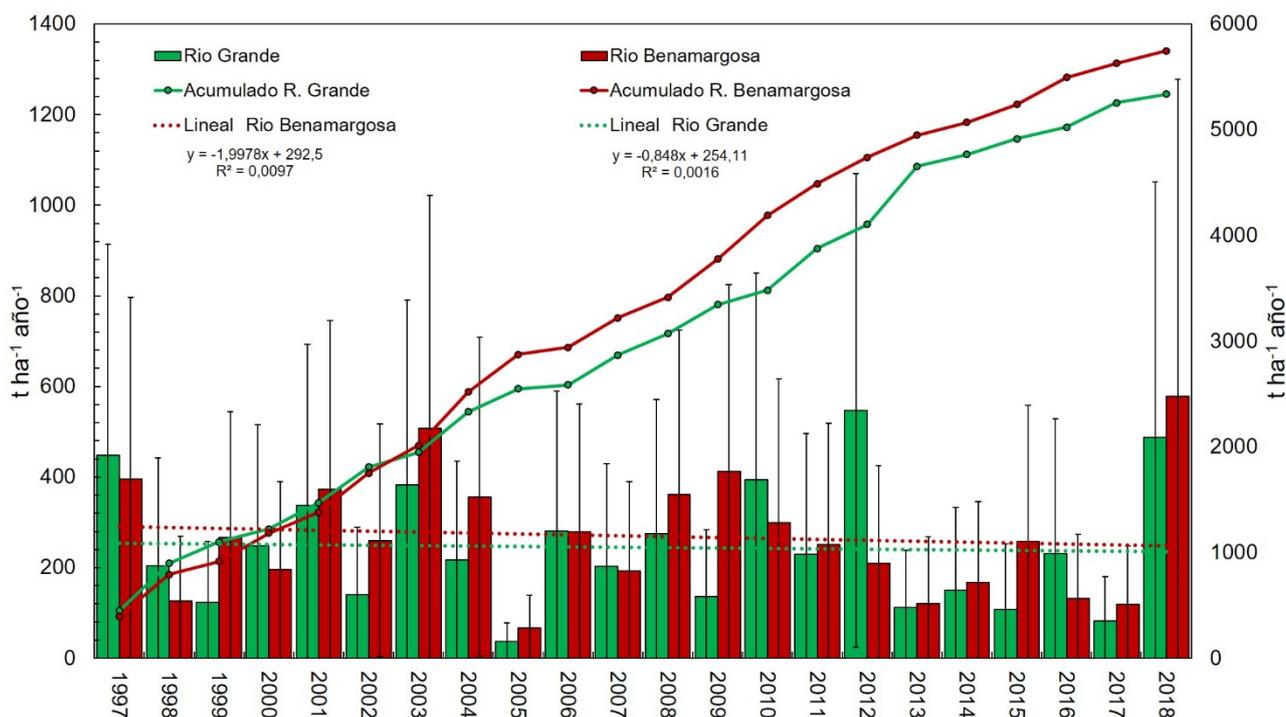
4.2 Variabilidad espacio-temporal de la pérdida de suelo

En función de los factores descritos previamente, la cuenca del río GR obtuvo un valor medio de pérdida de suelo de $244,35 \pm 138,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, para el período 1997–2018. En esta cuenca, el valor medio máximo se registró en el año 2012 con $546,99 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, por el contrario, el valor mínimo tuvo lugar en 2005, con una pérdida de $37,57 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Con relación a la cuenca del río BE, esta presenta una mayor pérdida de suelo, con $269,53 \pm 132,05 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$

como valor medio de la serie temporal analizada. En 2018 alcanzó su valor más elevado, con $577,65 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que, como valor mínimo, en el año 2005, la pérdida de suelo fue de $66,96 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Como se muestra en la Figura 10, los valores obtenidos de pérdida anual de suelo en ambas cuencas presentan una evolución temporal irregular, siguiendo una variación similar a la observada tanto en las precipitaciones anuales (Figura 3) como en el factor de erosividad de la lluvia (R) (Figura 4).

En términos generales, ambas cuencas siguen una tendencia de pérdida de suelo media anual decreciente, que se identifica igualmente en la curva de acumulación de la serie de datos, con una forma más plana en los últimos años (2013–2017). Esto se debe principalmente al registro continuado de valores inferiores a la media de precipitación acumulada y, especialmente, a la menor intensidad de la lluvia, traducida en la erosividad de la misma.

Figura 10. Variabilidad temporal de la pérdida de suelo (media anual y desviación estándar) en GR y BE, período 1997–2018



Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de RUSLE

La tasa de pérdida de suelo estimada fue catalogada en cuatro clases de acuerdo con la clasificación oficial del Gobierno Autónomo de Andalucía: 0-12, 12-50, 50-100, y $>100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En la cuenca del río GR, la pérdida de suelo más baja ($<12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se estimó que podría ocurrir en el 6,62 % del área de la cuenca, localizándose en su mayor parte en los

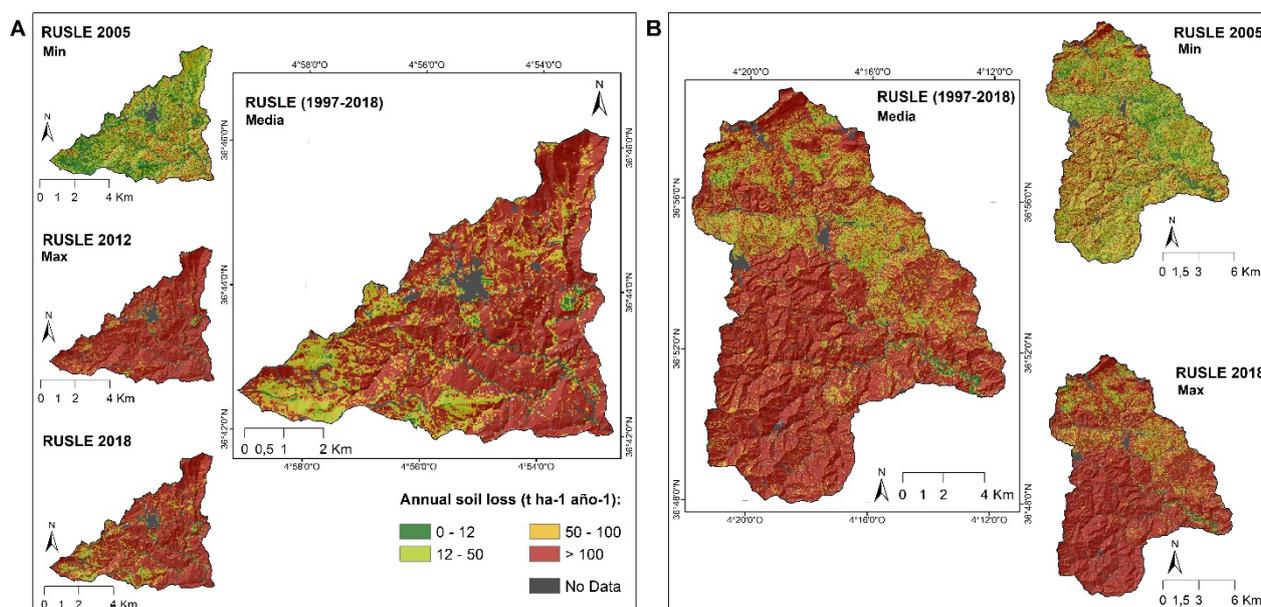
sectores más cercanos al Parque Natural de Sierra de las Nieves, donde la protección del suelo es máxima (Figuras 11 y 12). Seguidamente, el 10,03 % del área se asocia con una pérdida entre $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, correspondiéndose con sectores anexos al término municipal, al propio Parque Natural y a la franja inmediata al cauce del río Grande, además de otras extensiones como las ubicadas al sur de la cuenca. En la tercera clase ($50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ - $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se encuentra el 15,61 % de la superficie, correspondiéndose estas áreas con unos terrenos de transición entre las anteriormente comentadas y las de máxima erosión. Por último, en el 67,74 % del territorio se alcanzan las máximas pérdidas de suelo, con estimaciones que superan los $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y se extienden de forma más continua en la mitad más oriental de la cuenca.

En el caso de la cuenca del río BE, la tasa de pérdida de suelo de la primera clase ($<12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) ocupa un 6,97 % del área. Así mismo, el 10,75 % de la superficie de la cuenca pierde entre $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de suelo al año. Ambos rangos de pérdidas se extienden, principalmente, por la ribera del río Benamargosa y los sectores norte y nororiental de la cuenca, debido a: (a) menor agresividad de las precipitaciones, menores valores de pendiente, y mayor aplicación de medidas de conservación del suelo. En el rango de $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ se localiza el 13 % de la superficie de la cuenca, correspondiéndose, al igual que en la cuenca del río GR, con áreas de transición entre las de mayor y menor pérdida de suelo. Por último, las áreas que registran una pérdida anual de suelo superior a las $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, suponen un 69,29 % del total de la cuenca y ocupan, prácticamente, toda la parte meridional.

La Figura 11 muestra la distribución espacial de la pérdida de suelo en ambas cuencas en atención a sus valores medios, mínimos, máximos y, en particular, los correspondientes al año 2018 (último de la serie estudiada). De esta forma, se pueden observar los fuertes contrastes encontrados entre el año de valores mínimos y el de valores máximos de pérdida de suelo. La figura 12 muestra las superficies ocupadas por los diferentes intervalos de pérdida de suelo en cada cuenca y en cada año. Por término medio, es el intervalo de máxima pérdida de suelo el que predomina en cada uno de los años de la serie, a excepción del año 2005, que fue el de menor precipitación registrada. En el caso de la cuenca del río GR, para el año 2005, prácticamente toda su superficie tuvo pérdidas de suelo inferiores a los $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; contrariamente, para el año 2012, más del 85 % de la cuenca tuvo pérdidas de suelo por encima de los $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En cuanto al último año de la serie (2018), también presentó pérdidas por erosión superiores al valor promedio, detonado, particularmente, por la elevada

erosividad de la lluvia alcanzada en ese año. Para la cuenca del río BE se observaron, de igual manera, las mismas características comentadas anteriormente para la del río GR, en cuanto a las pérdidas de suelo; en tal sentido, para el año 2005, más del 80 % de la superficie de la cuenca no superó las $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que, para su año de máximas y último de la serie (2018), el 76,51 % de su territorio superó el umbral de las $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

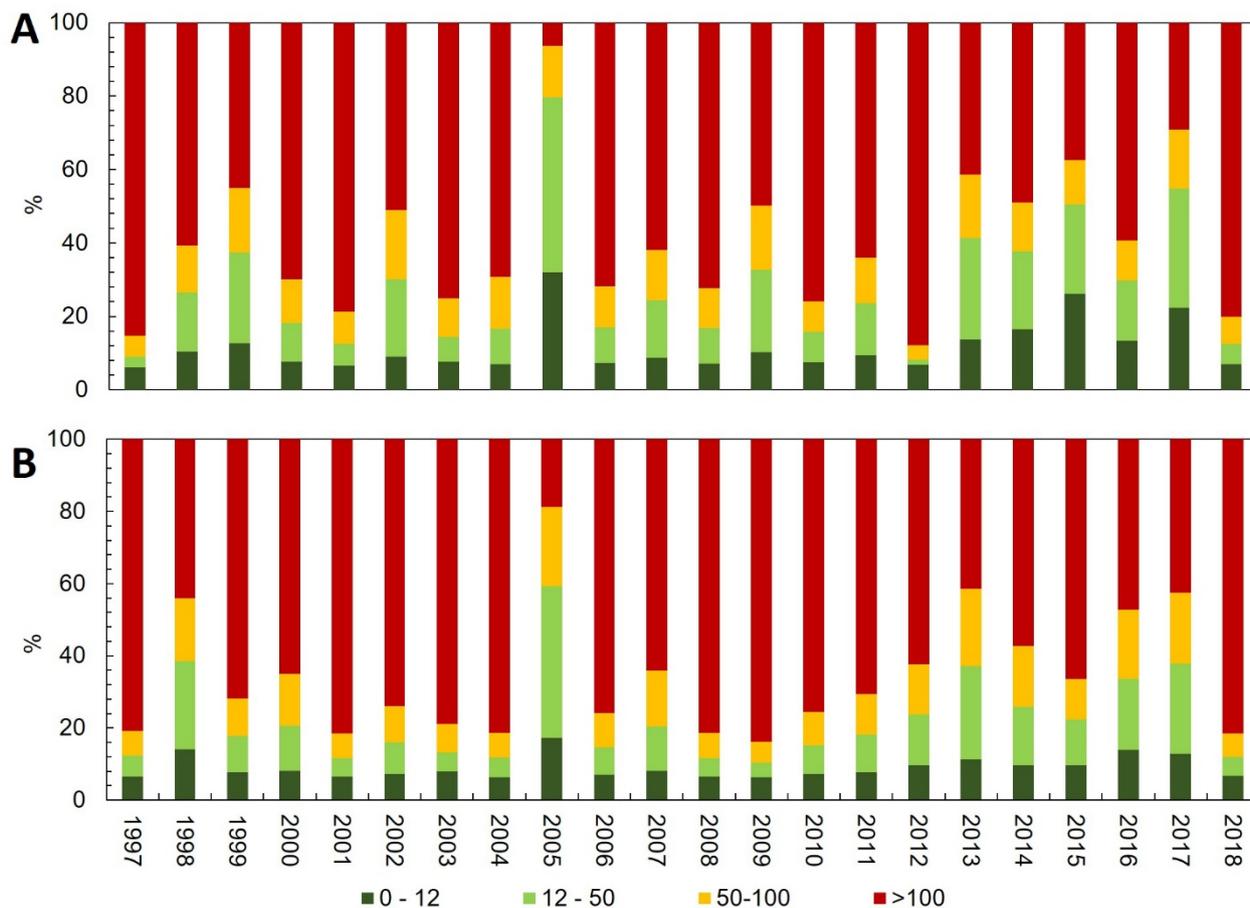
Figura 11. Variabilidad espacial de las pérdidas de suelo (media, máximo, mínimo y último año de la serie) en GR (A) y BE (B), período 1997–2018



Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de RUSLE

La distribución espacial de la pérdida de suelo ha sido relacionada con los usos y la pendiente del terreno (Tabla 4). De esta manera, las cifras máximas en la cuenca del río GR coinciden con las áreas de vegetación esclerófila, al igual que con las que presentan porcentajes de pendiente entre 70 % - 100 % ($2394,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los valores medios más altos se corresponden con las extensiones de olivar ($357,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y con las pendientes de más de 100 % ($368,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Con base en la desviación estándar, las áreas de la cuenca con mayor heterogeneidad de pérdida de suelo, vuelven a ser las ocupadas por los cultivos de olivo ($276,9$). Por el contrario, aquellas más homogéneas, con una menor desviación, se corresponden con sectores de cultivos combinados con vegetación natural ($109,4$), además de las más protegidas, como el bosque de coníferas ($110,6$). Atendiendo a los intervalos de pendiente, las mayores desviaciones se asocian con pendientes entre 70 % y 100 % ($273,5$) y, en contraposición, las menores se relacionan con terrenos menos abruptos de pendientes inferiores al 3 % ($18,6$).

Figura 12. Superficie ocupada (%) por cada intervalo de pérdida de suelo en GR (A) y BE (B), período 1997–2018



Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de RUSLE

En congruencia con lo anterior, para la cuenca del río BE se registraron valores máximos de pérdida de suelo en las áreas con vegetación esclerófila ($3488,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y de mayor pendiente ($> 100 \%$). La pérdida de suelo media más elevada se obtuvo para aquellos sectores con vegetación escasa ($592,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y con pendientes superiores al 100% ($914 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). No obstante, los registros medios más bajos se vinculan a tierras con labor en seco ($151,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y con pendientes inferiores al 3% ($9,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Con relación a la desviación estándar, los usos con pérdidas de suelo más irregulares son los espacios de vegetación escasa ($508,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y los pastizales naturales ($362,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En cambio, la mayor homogeneidad se encuentra en áreas agrícolas de seco ($165,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Por otra parte, los valores de desviación estándar más bajos y altos se corresponden con las mayores y menores pendientes del terreno respectivamente, siendo la inferior de $19,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y la más elevada de $590,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de la pérdida de suelo estimada para cada uso del suelo dominante e intervalos de pendiente en GR y BE, período 1997–2018

Uso del suelo	Pérdida de suelo (t ha ⁻¹ año ⁻¹)					
	Cuenca del río GR			Cuenca del río BE		
	Max	m	SD	Max	m	SD
Bosque mixto	1165,4	120,4	131,8	-	-	-
Bosque de coníferas	1551,2	105,0	110,6	1106,6	233,3	185,1
Bosque caducifolio	-	-	-	2483,7	325,9	292,2
Áreas de suelo desnudo	890,6	292,8	170,6	3330,9	592,1	508,4
Matorral	2394,8	224,9	207,9	3488,5	342,6	303,0
Monte bajo	1057,2	178,8	136,1	1738,0	329,9	268,6
Pastos	-	-	-	2492,4	404,6	362,9
Cultivos en secano	-	-	-	1972,7	347,8	290,9
Campos abandonados	1160,9	114,7	109,4	2284,7	338,3	269,8
Cereal	-	-	-	2181,0	151,2	165,2
Cultivos en mosaico	1755,0	326,3	227,3	1901,1	261,4	221
Cítricos y/o tropicales	2218,2	216,1	207,9	2450,5	300,4	234,5
Olivar	1948,2	357,4	276,9	2519,7	203,3	205,9
Pendiente (%)	Cuenca del río GR			Cuenca del río BE		
	Max	m	Sd	Max	m	Sd
< 3	129,7	13,5	18,6	265,9	9,3	19,2
3 - 5	223,7	34,0	40,1	739,2	24,7	40,4
5 - 10	528,0	57,2	61,7	595,7	43,2	45,3
10 - 20	686,5	98,4	91,9	1314,0	85,4	81,3
20 - 30	1300,0	192,8	168,4	1.081,7	163,4	129,1
30 - 50	1702,1	255,2	226,7	2238,7	269,1	189,7
50 - 70	2087,9	284,9	252,0	2269,6	427,9	284,5
70 - 100	2394,8	337,9	273,5	2.647,7	595,7	379,7
> 100	2273,0	368,1	264,1	3488,5	914,0	590,4

Fuente: elaboración propia

4.3 Evaluación de la pérdida de suelo estimada mediante los componentes superficiales del suelo (CSS)

Como indicadores de evaluación de las pérdidas de suelo estimadas, se inventariaron y describieron los CSS en terrenos correspondientes a cada uno de los usos del suelo dominantes. La Tabla 5 y la Figura 12 muestran los CSS prevalecientes en cada uno de los usos dominantes en ambas cuencas. Los CSS de índole biótica fueron preponderantemente más frecuentes y abundantes en la cuenca del río GR (la más húmeda entre las dos cuencas estudiadas), particularmente para el caso de los usos naturales y campos abandonados (antiguos campos de cultivo en diferentes grados de recolonización vegetal). Se observó que los suelos cubiertos por musgos y plantas anuales (comunidades terofíticas no nitrófilas, alianza *Tuberarion guttatae*) son muy característicos en esta cuenca, incluso, en algunas laderas con bosques y matorrales expuestos a solana, así como en áreas cultivadas en umbría.

Por el contrario, en la cuenca de río BE (la más árida entre las dos cuencas), el musgo y las plantas anuales (comunidades terofíticas no nitrófilas, alianza *Tuberarion guttatae*) se percibieron con menos frecuencia y abundancia, quedando localizados exclusivamente en laderas de umbría. En consecuencia, los CSS más dominantes en esta cuenca son los de tipo abiótico, especialmente, abundante pedregosidad superficial en los suelos (embebida en superficie formando una costra continua); en las áreas de cultivos en solana en la cuenca del río GR, estos CSS también son muy frecuentes. En la cuenca del río BE, los campos abandonados mostraron CSS que indican procesos erosivos más activos que en la cuenca del río GR, con frecuentes costras y pedregosidad embebida en la superficie de los suelos.

Tabla 5. Descripción de los componentes superficiales del suelo dominantes en los principales usos del suelo en GR y BE

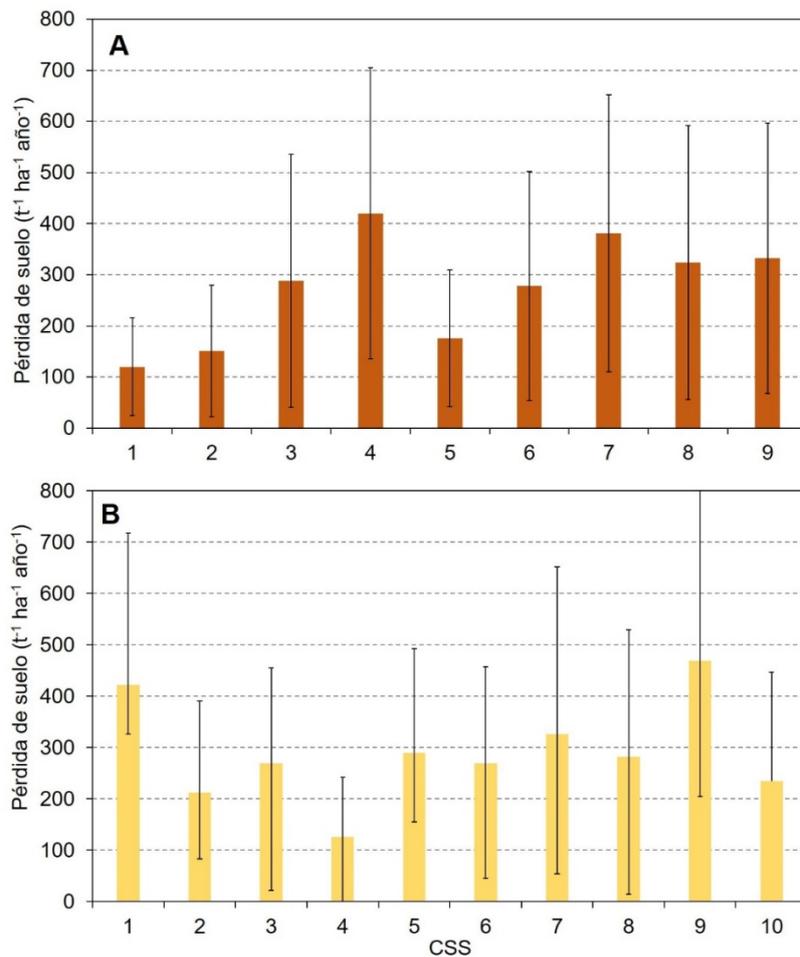
Uso del suelo	Cuenca del río GR	Cuenca del río BE
Bosques	Hojarasca + musgo	Hojarasca
Monte bajo	Hojarasca + musgo + plantas anuales	Hojarasca + plantas anuales + Suelo desnudo, pedregosidad superficial < 20 %
Matorral y pastos	Hojarasca + plantas anuales	Hojarasca + plantas anuales + Suelo desnudo, pedregosidad superficial (20–70 %) parcialmente embebida
Cultivos leñosos de secano	Suelo desnudo, pedregosidad superficial (20–70 %) parcialmente embebida, costras y plantas anuales	Suelo desnudo, pedregosidad superficial (20–70 %) parcialmente embebida, costras y plantas anuales
Cítricos y tropicales	Suelo desnudo, pedregosidad superficial < 20 %, costras	Suelo desnudo, pedregosidad superficial < 20 %, costras
Campos abandonados	Hojarasca + plantas anuales + Suelo desnudo, pedregosidad superficial (20–70 %) parcialmente embebida	Hojarasca + plantas anuales + Suelo desnudo, pedregosidad superficial (20–70 %) parcialmente embebida, costras

Fuente: elaboración propia a partir de trabajo de campo

La Figura 13 muestra la media y desviación estándar de la pérdida de suelo estimada mediante la RUSLE para cada CSS. En ambos gráficos, los CSS están ordenados según su respuesta esperada frente a la acción erosiva de la escorrentía superficial. En la cuenca del río GR, la pérdida de suelo se incrementó notablemente siguiendo el orden preestablecido en los CSSC, pero no ocurre lo mismo en la cuenca del río BE, donde esta relación es más débil y, además, la variabilidad de la pérdida de suelo estimada es mucho mayor.

En la cuenca subhúmeda del río GR, la presencia de componentes bióticos (plantas anuales, musgo u hojarasca) parece relacionarse adecuadamente con menores estimaciones de pérdida de suelo, lo cual se incrementa conforme desaparecen los componentes bióticos y son sustituidos por el dominio de los abióticos (pedregosidad superficial y costras). No obstante, debe destacarse que, aunque con la presencia de fragmentos rocosos en superficie no embebidos, cabría esperarse una menor pérdida de suelo cuando están acompañados de hojarasca, el hecho es que la pérdida calculada en dichas condiciones fue mayor en similares CSS, pero incluyendo la presencia de plantas anuales.

Figura 13. Estadísticos descriptivos (media y desviación estándar) de la pérdida de suelo estimada para cada tipo de componente superficial del suelo inventariado, en las cuencas de los ríos (A) GR y (B) BE



Leyenda: Los componentes superficiales del suelo están ordenados desde la menor a la mayor pérdida de suelo esperada: En la cuenca del río **GR**: (1) hojarasca + plantas anuales; (2) hojarasca + musgo + pedregosidad superficial < 20 %; (3) plantas anuales + musgo + pedregosidad superficial del 20 % - 70 % parcialmente embebida en la superficie del suelo; (4) hojarasca + plantas anuales + pedregosidad superficial del 20 % - 70 % no embebida; (5) hojarasca + plantas anuales + pedregosidad superficial del 20 % - 70 % parcialmente embebida en la superficie del suelo; (6) plantas anuales + pedregosidad superficial del 20 % - 70 % parcialmente embebida en la superficie del suelo; (7) plantas anuales + pedregosidad superficial del 20 % - 70 % totalmente embebida en la superficie del suelo; (8) hojarasca + costras + pedregosidad superficial < 20 %; (9) costras + pedregosidad superficial < 20 % embebida. En la cuenca del río **BE**: (1) plantas anuales; (2) plantas anuales + hojarasca; (3) hojarasca + plantas anuales; (4) hojarasca + plantas anuales + pedregosidad superficial < 20 % no embebida; (5) hojarasca + plantas anuales + suelo desnudo; (6) suelo desnudo + costras + plantas anuales; (7) suelo desnudo + pedregosidad superficial < 20 % embebida + costras; (8) suelo desnudo + pedregosidad superficial 20 % - 70 % embebida + costras + plantas anuales; (9) suelo desnudo + pedregosidad superficial > 70 % embebida + plantas anuales; (10) costras + pedregosidad superficial 20-70 % embebida.

Fuente: elaboración propia

En la cuenca semiárida del río BE, no se observó una tendencia similar, entre el orden de los CSS según su respuesta erosiva esperada y la pérdida de suelo estimada, a la evidenciada en la cuenca del río GR; tanto los CSS con dominancia importante de factores bióticos, como otros CSS donde predominan los abióticos, mostraron valores medios de pérdida de suelo similares y muy elevados. No obstante, debe señalarse que, las menores tasas de pérdida de suelo estimadas sí están asociadas a CSS con plantas anuales (comunidades terofíticas no nitrófilas, alianza *Tuberarion guttatae*) y hojarasca (2 y 4) y pedregosidad no embebida en superficie.

5 Discusión

Los valores de pérdida de suelo obtenidos en este estudio son, en general, algo superiores a los obtenidos en condiciones eco-geomorfológicas similares para otras cuencas de montaña mediterráneas, como por ejemplo a los de López-Bermúdez (1986) en el río Segura, Jardí et al (1996) en Barcelona, López-Vicente y Navas (2009) en los Pirineos, Terranova et al (2009) al sur de Italia, Ferreira and Panagopoulos (2014) en Portugal y Karamesouti et al. (2016) en Grecia. Así, GR (cuenca bajo influencia de tipo climático más lluvioso), obtuvo un valor medio de pérdida suelo igual a $244,35 \pm 138,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que la del río BE (cuenca bajo influencia de tipo climático más árido) alcanzó un valor de $546,99 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En ambos casos la variabilidad espacial y temporal en el período de estudio es muy alta. Durante el período de tiempo analizado, la tasa de pérdida de suelo estimada siguió la dinámica temporal de la erosividad de la precipitación, de tendencia al alza en el ámbito geográfico donde se circunscribe el área de estudio (Sillero-Medina et al., 2019, 2020a).

No obstante, partiendo de la sobreestimación de las pérdidas de suelo que supone la aplicación de la USLE/RUSLE (Avellanas et al., 1999), estudios llevados a cabo por la propia administración autonómica para una escala regional muestran valores finales muy similares a los obtenidos en esta investigación. Los resultados del proyecto Hydre de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía registran de forma predominante tasas medias de pérdida de suelo superiores a $300 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para las áreas en las que se localizan tanto la cuenca GR como la BE. Además, Ferre-Bueno y Senciales-González (1991) calcularon pérdidas de suelo superiores a $1000 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el Parque Natural de los Montes de Málaga en 1989, siendo valores superiores a los recogidos en GR y BE para la serie de años. Yus-Ramos et al (2020) toma como válidos los datos del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2007) donde los resultados de pérdida de suelo de la Axarquía se sitúan, por lo general, por encima de las $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

En este sentido y de acuerdo con la FAO, el PNUMA y la UNESCO (1981), todos los años de la serie, menos el 2005 por falta de precipitaciones, presentaron más de un 50 % de su superficie con una pérdida de suelo estimada que equivalía a unos niveles de erosión hídrica alto y muy alto. Si tenemos en cuenta los valores de pérdida de suelo tolerables en condiciones mediterráneas, es decir, aquellos que no desemboquen en progresivos procesos de degradación del paisaje; los datos aportados por Tejera-Gimeno et al (2006) para el área del río Jarama informan de que gran parte de la superficie de las cuencas seleccionadas están muy por encima de dichos valores que, por término medio, no deberían exceder las $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en leptosoles y cambisoles, respectivamente.

Ello es más evidente en la cuenca del río BE, donde los suelos son muy poco desarrollados en profundidad, a consecuencia de una larga actividad humana de roturación, cultivo y ganadería, propensas a favorecer la erosión hídrica. Lo más preocupante es que, según la pérdida de suelo estimada, en los 20 años de la serie analizada, en las dos cuencas, principalmente en la de condiciones semiáridas, se exhiben áreas extensas con altos niveles de erosión hídrica y pérdidas no tolerables de suelo para las condiciones edafogenéticas mediterráneas actuales imperantes.

La variabilidad espacial de la pérdida de suelo estimada por la RUSLE es consecuencia de la variabilidad espacial de los factores de las que depende. Factores como la orografía, el uso del suelo y la propia precipitación, son los factores más variables en el sistema orográfico mediterráneo, aspectos que hacen que los valores obtenidos sean superiores a los de otros estudios y jueguen un papel importante en su variabilidad. Así, las áreas con mayores pérdidas de suelo presentan un buen ajuste con aquellas catalogadas como de peor calidad del suelo según el índice de calidad del suelo (SQI) elaborado por Autor et al (2020b) para el área mediterránea andaluza.

A modo de detalle, el factor de erosividad de la lluvia (R), con la actual revisión en la que se han utilizado intensidades máximas de diez minutos de duración, ha recogido valores promedio de $1968,2 \pm 74,2 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en GR y $1488,8 \pm 156,6 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en BE, ajustándose igualmente a los valores publicados por la Junta de Andalucía, que se comprenden entre 1500 y $2500 \text{ MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el área inmediata a las cuencas.

Así, en relación a la modificación metodológica de este factor R, se ha querido resaltar aún más el papel jugado por este elemento (erosividad de la lluvia), el cual depende de la cantidad de agua precipitada y de la intensidad por unidad de tiempo. En este estudio, para el cálculo del

factor R, se utilizó una base de datos de precipitación con profundidades de láminas máximas de lluvia para una duración de 10 min, aproximación temporal que puede representar más correctamente la heterogeneidad de la precipitación mediterránea desde un punto de vista geomorfológico (Sillero-Medina et al., 2019), es decir, de su incidencia en el sistema como consecuencia de los procesos de erosión del suelo.

La consideración de este intervalo de tiempo hace que la erosividad de la lluvia pueda ser superior y su peso mayor en el proceso de estimación de la pérdida de suelo. En trabajos previos, se ha puesto de manifiesto la importancia de utilizar intervalos temporales más precisos para evaluar la torrencialidad y erosividad de las precipitaciones en medios mediterráneos (Ferreira & Panagopoulos, 2014; Nunes et al., 2016), y en los cuales se ha demostrado que una intensidad a intervalos de 1 h, puede enmascarar intensidades muy superiores correspondientes a períodos de tiempo más cortos, como 10 min. El hecho de utilizar intensidades de la lluvia para intervalos de 10 min, incidió en un incremento de las tasas de pérdida de suelo obtenidas, de allí los mayores valores observados en comparación con los presentados en otros estudios.

Sin embargo, este hecho puede ser considerado un elemento clave a la hora de evaluar los efectos geomorfológicos de la concentración horaria de la precipitación en clima mediterráneo, en especial, en áreas de montaña como las estudiadas, donde ya se ha sido corroborado un incremento en la erosividad de la lluvia durante las dos últimas décadas (Autor et al, 2019). Por consiguiente, lo anterior debe servir para seleccionar mejor los sectores más vulnerables a la erosión hídrica, que han de ser objeto de un manejo de tierras adecuado y sostenible según sus condiciones ecogeomorfológicas, sin mermar sus servicios ecosistémicos.

El factor K, calculado a partir de los valores obtenidos del análisis de las propiedades del suelo, se sitúa en torno a $0,04 \pm 0,02 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ en GR y $0,058 \pm 0,02 \text{ t ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ en BE. Estos valores se ajustan perfectamente a los publicados en el proyecto Hydre, donde las áreas en cuestión se encuadran entre 0,03 y 0,05.

Por su parte, el factor LS alcanza valores máximos superiores a 55 en ambas cuencas, siguiendo también los resultados determinados en este proyecto, donde la mayor parte del territorio se cataloga en valores superiores a 37,4. Así, como ha sido observado en este estudio, este factor ha sido parece ser uno de los factores que más afecta la estimación de la pérdida de suelo. En áreas donde la cobertura vegetal es baja y/o los usos del suelo están caracterizados por dejar gran parte del suelo al descubierto, el factor LS debe ser tenido muy en cuenta para el manejo de la tierra y evitar pérdidas elevadas de suelo (Ferreira & Panagopoulos, 2014). Esto ocurre

especialmente en BE, pudiendo desencadenar este factor LS muy elevadas velocidades de escorrentía y, por consiguiente, altas tasas de erosión del suelo (Van Remortel et al., 2004).

En el caso del factor C, este ha sido estimado a partir del cálculo del NDVI, índice utilizado para estimar la cobertura vegetal. Este procedimiento es utilizado también en estudios recientes sobre modelización de pérdida de suelo en diferentes escalas espaciales de aproximación (Ferreira & Panagopoulos, 2014; Panagos et al., 2015; Rawat & Singh, 2018; Khademalrasoul & Amerikhah, 2020). Se trata de una opción diferente frente a la más habitual de utilizar el uso del suelo (López-Vicente et al., 2009; Karamesouti et al., 2016; Koirala et al., 2019) que, sin embargo, puede ofrecer una aproximación más realista a la condición de cobertura vegetal en el momento que se requiere analizar. Además, en ecosistemas con una fuerte variabilidad bioclimática estacional como el mediterráneo, emplear el valor de cobertura vegetal puede favorecer conseguir una estimación más real de la pérdida de suelo. Así, los datos registrados en ambas cuencas, considerando que se trata de una escala normalizada, presentan valores relativamente elevados, al seleccionarse el periodo post-estío para evaluar el periodo de mayor vulnerabilidad del territorio.

El factor relativo a las medidas de conservación (P) presenta una gran influencia, especialmente en un contexto de gran dinamismo agrícola en el territorio, especialmente en la cuenca del río BE, donde el aumento de las terrazas y balates, con motivo de la expansión del cultivo de subtropicales, es una realidad (Yus-Ramos et al., 2020).

Finalmente, la evaluación de la pérdida de suelo mediante la dominancia de determinados componentes superficiales del suelo en los usos predominantes en cada cuenca, ofrece una aproximación adecuada a una evaluación de tipo cualitativa, ante la falta de datos empíricos. No obstante, la respuesta hidrológica y erosiva de los componentes superficiales del suelo inventariados en las zonas de estudio ha sido ampliamente analizada de modo experimental, mediante simulaciones de lluvia y en eventos de lluvia naturales, así como estadísticamente valorado y justificada en investigaciones previas (Poesen & Lavee, 1994; Cerdà, 2001; Ruiz-Sinoga & Martínez-Murillo, 2009a, 2009b; Ruiz-Sinoga & Romero-Díaz, 2010; Ruiz-Sinoga et al., 2015; Hueso-González et al., 2015; Rodrigo-Comino et al., 2016). Es destacable que la mejor correspondencia entre valores elevados de tasas de pérdida de suelo y dominancia de componentes superficiales del suelo, de tipo abiótico o biótico, se observase en la cuenca de Río Grande, con un mayor predominio de elementos propios de ambientes más húmedos (cubierta de musgo, plantas herbáceas terófitas, y hojarasca, que conformarían un horizonte

orgánico superficial de tipo mull). Al contrario, en la cuenca del río Benamargosa, de rasgos más semiáridos, tales componentes superficiales del suelo quedan restringidos a áreas de vegetación natural muy localizadas, donde a veces, incluso, se observaron en campo unas condiciones superficiales de los suelos con abundante pedregosidad superficial, evidencia de una activa remoción de partículas finas por parte de las aguas de escorrentía superficial (Shakesby, 2011). En definitiva, la evaluación de la pérdida de suelo estimada mediante la aplicación de la RUSLE a partir del inventario y caracterización de los componentes superficiales del suelo dominantes en los usos del suelo es una herramienta útil y de aproximación ante la falta de mediciones experimentales, costosas en tiempo y en recursos materiales humanos; no obstante, este procedimiento podría complementarse con otras técnicas de campo, como la medición de pérdida de suelo en tocones, en el pie de árboles, por ejemplo, el conteo de formas erosivas de tipo reguero o cárcava, y de laboratorio, como la estimación de la estabilidad de los agregados del suelo, en futuras investigaciones. Igualmente, otro aspecto que puede desarrollarse en próximos trabajos es la propia estacionalidad del clima mediterráneo, que con su elevada variabilidad intra e interanual introduce cambios en la cubierta vegetal y los componentes superficiales del suelo, por tanto, en el factor C de la RUSLE. Todo ello podría mejorar la estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en ambientes de montaña semejantes a los analizados en este estudio, con vistas al desarrollo de políticas de reforestación más precisas en el espacio, destinadas a lugares realmente en peligro de desertización.

6 Conclusiones

Este estudio ha estimado la pérdida de suelo utilizando la RUSLE en dos cuencas mediterráneas con diferentes condiciones climáticas. La estimación se realizó para el período 1997–2018, considerando la variabilidad espacial y temporal de los factores R y C de la RUSLE en dicho período. Se puso especial atención a la intensidad de la precipitación y a los efectos del incremento de la erosividad de la lluvia en la pérdida de suelo, por lo que se consideraron intensidades de la lluvia para una duración de 10 min, en el cálculo del factor R. En consecuencia, podemos establecer las siguientes conclusiones:

i) En general, las pérdidas de suelo estimadas fueron superiores en la cuenca que registró menores precipitaciones durante el período estudiado, distintiva, a su vez, por una menor cobertura vegetal y usos del suelo más proclives a mayores pérdidas. Los valores estimados evidenciaron problemas graves de pérdida de suelo, con magnitudes muy por encima de los

valores tolerables de pérdida anual, solo atenuados en sectores con alta cobertura vegetal y/o años con bajos montos de precipitaciones.

ii) Respecto a estudios similares, los valores de pérdidas de suelo estimados para las dos cuencas evaluadas son superiores, ello debido al uso de intensidades de la lluvia para una duración de 10 min, en el cálculo del Factor R. Esto es una contribución muy importante para la detección de áreas de atención prioritaria desde el punto de vista del manejo de tierras y control de la erosión, especialmente, en áreas geográficas donde el efecto del cambio climático se está dando lugar a una concentración temporal de las precipitaciones en unidades temporales de menor duración. El uso del Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (NDVI) para estimar el Factor C, aproxima el resultado de la estimación de pérdida de suelo, a unas condiciones ecogeomorfológicas más cónsonas con la realidad del momento analizado y cartografiado.

iii) La validación de las tasas de pérdida de suelo medias se realizó cotejándolas con las CSS en terrenos con usos del suelo dominantes en ambas cuencas. Los resultados arrojaron una mejor validación en la cuenca donde son dominantes los componentes superficiales bióticos (cuenca del río GR).

iv) Finalmente, aunque la RUSLE ha recibido numerosas críticas cuando ha sido aplicada en áreas con condiciones ecogeomorfológicas mediterráneas, por sobreestimar, en numerosas ocasiones, la cantidad de pérdida de suelo por erosión hídrica, sí podemos afirmar que su aplicación sirve para orientar y focalizar las acciones de políticas hidro-forestales dirigidas a mejorar de manejo y la conservación de tierras en aquellas áreas de mayores pérdidas estimadas. No obstante, es esencial acompañar esta modelización con procesos de validación experimentales, a fin de cotejar los datos de pérdida de suelo por erosión hídrica estimados, con datos obtenidos a partir de mediciones directas de este proceso geomorfológico en campo.

Agradecimientos: Esta investigación forma parte del proyecto de investigación “Incidencia del cambio global en paisajes mediterráneos contrastados. GLOMED-LAND” (CSO2016-75898-P) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.

Declaración responsable: Las/os autoras/es declaran que no existe ningún conflicto de interés en relación con la publicación de este artículo. Todos las/os autoras/es han participado en el análisis y redacción de este estudio. Más concretamente, José Antonio Sillero Medina ha llevado a cabo el desarrollo de la metodología y el análisis de los resultados. Juan Francisco Martínez Murillo se ha encargado de la búsqueda de fuentes bibliográficas y ha contribuido a la

redacción de la introducción y discusión. José Damián Ruiz Sinoga ha manejado y analizado bases de datos y ha realizado una revisión general del contenido, ejerciendo como coordinador del trabajo.

Bibliografía

Abu Hammad, A., Lundekvam, H., & Børresen T. (2004). Adaptation of RUSLE in the eastern part of the Mediterranean región. *Environmental Management*, 34–6, 829–841. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0296-7>

Almorox, J., López Bermúdez, F., & Rafaelli, S. (2010). *La degradación de los suelos por erosión hídrica: métodos de estimación*. Murcia: Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones, Murcia.

Amsalu, T., & Mengaw, A. (2014). GIS Based Soil Loss Estimation Using RUSLE Model: The Case of Jabi Tehinan Woreda, ANRS, Ethiopia. *Natural Resources*, 5, 616–626. <http://dx.doi.org/10.4236/nr.2014.511054>

Angulo-Martínez, M., & Beguería, S. (2009). Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records: a comparison among methods using data from the Ebro Basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 379, 111–121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.051>.

Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., Lavee, H., & Sarah, P. (2008). Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology*, 101, 595–606. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.03.001>

Avellanas, J.M.R., Velilla, F.J.V., Villas, D.B. & Martorell, J.A. (1999). Efecto del incendio forestal sobre la autosucesión vegetal y erosión, en los montes de Castejón de Valdejasa (Zaragoza). *Geórgica: Revista del Espacio Rural*, 7, 55–68.

Ballabio, C., Borrelli, P., Spinoni, J., Meusburger, K., Michaelides, S., Beguería, S., ... Panagos, P. (2017). Mapping monthly rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment*, 579, 1298–1315. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.123>

Boardman, J., & Poesen, J. (2006). Soil erosion in Europe: major processes, causes and consequences. In J. Boardman, J. Poesen (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd. <http://dx.doi.org/10.1002/0470859202.ch36>

Borrelli, P., Diodato, N., & Panagos, P. (2016). Rainfall erosivity in Italy: a national scale spatiotemporal assessment. *International Journal of Digital Earth*, 9, 835–850. <http://dx.doi.org/10.1080/17538947.2016.1148203>

- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., ... Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8(2013), 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Brooks, A., Spencer, J., Borombovits, D., Pietsch, T., & Olley, J. (2014). Measured hillslope erosion rates in the wet-dry tropics of Cape York, northern Australia: Part 2, RUSLE-based modeling significantly over-predicts hillslope sediment production. *Catena*, 122, 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.002>
- Camarasa-Belmonte, A.M., Rubio, M., & Salas, J. (2020). Rainfall events and climate change in Mediterranean environments: an alarming shift from resource to risk in Eastern Spain. *Natural Hazards*, 103, 423–445. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-03994-x>
- Cerdà, A. (2001). Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science*, 52, 59-68.
- Consejería de Medio Ambiente (1984–1990). *Proyecto Hydre: seguimiento de los recursos hídricos al servicio de las políticas regionales de la agricultura y del medio ambiente*. Junta de Andalucía. Retrieved from <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=d94bf36517057010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnxtchannel=4836a7aaaf4f4310VgnVCM2000000624e50aRCRD>
- D'Asaro, F., D'Agostino, L., & Bagarello, V., (2007). Assessing changes in rainfall erosivity in Sicily during the twentieth century. *Hydrological Processes*, 21, 2862–2871. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6502>
- Diodato, N. (2006). Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist*, 26, 63–70. <http://dx.doi.org/10.1007/s10669-006-5359-x>
- Durigon, V. L., Carvalho, D. F., Antunes, M. A. H., Oliveira, P. T. S., & Fernandes, M. M. (2014). NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 35(2), 441-453. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>
- Eekhout, J. P. C., & De Vente, J. (2020). How soil erosion model conceptualization affects soil loss projections under climate change. *Progress in Physical Geography*, 44(2), 212-232. <https://doi.org/10.1177/0309133319871937>

- Jardí, M.; Cabanillas, M.; Ferrando, C. & Peña-Rabadán, J.C. (1996). *Impacto de las Pistas Forestales en Medios Frágiles Mediterráneos (1996). El Caso del Turó de Burriach (Maresme Barcelona-España)*. *Cadernos do laboratorio xeolóxico de Laxe*, 21, 103-121.
- Karamesouti, M., Petropoulos, G. P., Papanikolaou, I. D., Kairis, O., & Kosmas, K. (2014). Erosion rate predictions from PESERA and RUSLE at a Mediterranean site before and after a wildfire: Comparison & implications. *Geoderma*, 261, 44-58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.025>
- Khademalrasoul, A., & Amerikhah, H. (2020). Assessment of soil erosion patterns using RUSLE model and GIS tools (case study: the border of Khuzestan and Chaharmahal Province, Iran). *Modeling Earth Systems and Environment*. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00931-6>
- Kinnell, P. I. A. (2010). Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: a review. *Journal of Hydrology*, 385, 384-397. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.024>
- Koirala, P., Thakuri, S., Joshi, S., & Chauhan, R. (2019). Estimation of Soil Erosion in Nepal Using a RUSLE Modeling and Geospatial Tool. *Geosciences*, 9, 147-165. <http://dx.doi.org/10.3390/geosciences9040147>
- Kouli M., Souplos P., & Vallianatos F. (2009). Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Environmental Geology*, 57, 483-497. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1318-9>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623–1627. <http://dx.doi.org/http://10.1126/science.1097396>
- Larsen, I. J., & MacDonald, L. H. (2007). Predicting postfire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and Disturbed WEPP. *Water Resources Research*, 43(11), W11412. <https://doi.org/10.1029/2006WR005560>
- López Bermúdez, F. (1986). Evaluación de la erosión hídrica en las áreas receptoras de los embalses de la Cuenca del Segura. Aplicación de la USLE. In *Estudios Sobre Geomorfología del Sur de España* (pp. 93-99). University of Murcia: Murcia, Spain.
- López-Vicente, M., & Navas, A. (2009). Predicting soil erosion with RUSLE in mediterranean agricultural systems at catchment scale. *Soil Science*, 174(5), 272-282. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181a4bf50>

- López-Vicente, M., Lana-Renault, N., García-Ruiz, J. M., & Navas, A. (2011). Assessing the potential effect of different land cover management practices on sediment yield from an abandoned farmland catchment in the Spanish Pyrenees. *Journal of Soils and Sediments*, 11(8), 1440-1455. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0428-2>
- Lu, H., Prosser, I. P., Moran, C. J., Gallant, J.C., Priestley, G., & Stevenson, J. G. (2003). Predicting sheetwash and rill erosion over the Australian continent. *Australian Journal of Soil Research*, 41(6), 1037-1062. <https://doi.org/10.1071/SR02157>
- Marañés, A., Sánchez, J. A., De Haro, S., Sánchez, S. T., & Lozano, F. J. (1994). *Análisis de suelo, metodología e interpretación*. Almería: Universidad de Almería.
- Martínez-Murillo, J.F., & Ruiz-Sinoga, J.D. (2009a). Ecogeomorphological system response variability to the 2004-06 drought variability along a climatic gradient of the Littoral Betic Range (southern Spain). *Geomorphology*, 109, 351-362.
- Meusburger, K., Steel, A., Panagos, P., Montanarella, L., & Alewell, C. (2012). Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 167–177. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-167-2012>
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos (2002-2012)*. Andalucía, Málaga: Dirección General para la Biodiversidad.
- Montgomery, D. R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 13268–13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- Moore, I. D., & Burch, G. J. (1986). Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50(5), 1294–1298. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000050042x>
- Morgan, R. P. C. & Nearing, M. A. (2011). *Handbook of Erosion Modelling*. New Jersey: Wiley-Blackwell.
- Morgan, R. P. C. (2006). *Soil erosion and conservation*. New Jersey: Wiley-Blackwell.
- Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A, Auerswald, K., & Styczen, M. E. (1998). The European soil erosion model (EUROSEM): A Dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Land forms*, 23(6), 527-544. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199806\)23:6<527::AID-ESP868>3.0.CO;2-5](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199806)23:6<527::AID-ESP868>3.0.CO;2-5)

Nearing, M. A. (2013). Soil Erosion and Conservation. In J. Wainwright & M. Mulligan (Eds.), *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity* (pp. 365–378). New York: Wiley-Blackwell.

Nearing, M. A., Yin, S. Q., Borrelli, P., & Polyakov, V. O. (2017). Rainfall erosivity: An historical review. *Catena*, 157, 357-362. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004>

Nunes, A. N., Lourenço, L., Vieira, A., & Bento-Gonçalves, A. (2016). Precipitation and erosivity in Southern Portugal: seasonal variability and trends (1950–2008). *Land Degradation & Development*, 27, 211–222. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2265>

Oldeman, L. (1994). The Global Extent of Soil Degradation. En: D. J. Greenland & I. Szabolcs (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Landuse* (pp. 19–36). Wallingford: CAB International.

Pacheco, H. A., Cevalleros, R. X., & Vincés, C. J. (2019). Cálculo del factor C de la RUSLE, en la cuenca del río Carache, Trujillo-Venezuela usando imágenes del Satélite Miranda VRSS-1. *Espacios*, 40(3), 6. Retrieved from <http://www.revistaespacios.com/a19v40n03/19400306.html>

Páez, M. L. (1980). *Contribución al estudio de la precipitación como factor de erosión en condiciones tropicales* (Tesis de Ms Sci. Postgrado en Ciencias del Suelo, Universidad Central De Venezuela - Nucleo Maracay, Venezuela). Retrieved from <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=GREYLIT.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=007424>

Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., & Meusburger, K. (2016b). Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. *Catena*, 137, 161-172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.09.015>

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., & Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438-447. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>

Panagos, P., Imeson, A., Meusburger, K., Borrelli, P., Poesen, J., & Alewell, C. (2016a). Soil conservation in Europe: wish or reality? *Land Degradation & Development*, 27, 1547-1551. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2538>

Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Keesstra, S., Cerdà, A., & Brevik, E. C. (2016). Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top

- soils. *Science of the Total Environment*, 571, 498-506. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.016>
- Poesen, J., & Lavee, H. (1994). Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena*, 23, 1-28.
- Rawat, K.S., & Singh, S. K. (2018). Appraisal of Soil Conservation Capacity Using NDVI Model-Based C Factor of RUSLE Model for a Semi Arid Ungauged Watershed: a Case Study. *Water Conservation Science and Engineering*, 3, 47-58. <https://doi.org/10.1007/s41101-018-0042-x>
- Renard K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Washington DC: U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Renschler, C. S., & Harbor, J. (2002). Soil erosion assessment tools from point to regional scales - the role of geomorphologists in land management research and implementation. *Geomorphology*, 47(2-4), 189-209. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00082-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00082-X)
- Reynolds, W. D., Elrick, D. E., Youngs E. G., Amoozegar A., Booltink H. W. G., & Bouma, J. (2002). Saturated and field-saturated water flow parameters. In Dane & G.C. Topp (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 4 Physical Methods* (pp. 797-878). Madison: SSSA.
- Risse, L. M., Nearing, M. A., Laflen, J. M., & Nicks, A. D. (1993). Error assessment in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 825. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700030032x>
- Rodrigo Comino, J., Ruiz Sinoga, J.D., Senciales González, J.M., Guerra-Merchán, A., Seeger, M., & Ries, J.B., (2016). High variability of soil erosion and hydrological processes in Mediterranean hillslope vineyards (Montes de Málaga, Spain). *Catena*, 145, 274-284.
- Ruiz Sinoga, J.D., & Martínez Murillo, J.F. (2009b). Hydrological response of abandoned agricultural soils along a climatological gradient on metamorphic parent material in southern Spain. *Earth Surface Process. Landforms*, 34, 2047-2056. <https://doi.org/10.1002/esp.1890>
- Ruiz-Sinoga, J. D., & Romero-Díaz, A. (2010). Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology*, 118, 359-368. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.02.003>

- Ruiz-Sinoga, J. D., Martínez-Murillo, J. F., Gabarrón-Galeote, M. A., & García-Marín, R. (2010). Effects of exposure, scrub position, and soil surface components on the hydrological response in small plots in southern Spain. *Ecohydrology*, 3, 402-412. <https://doi.org/10.1002/eco.159>
- Ruiz Sinoga , J.D., Romero Diaz, A., Martínez Murillo, J.F., & Gabarrón Galeote, M.A. (2015a). Incidencia de la dinámica pluviométrica en la degradación del suelo. Sur de España. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (68), 177-204.
- Shaksby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105, 71-100.
- Sillero-Medina, J. A., Hueso-González, P., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2019). La precipitación geomorfológica como elemento clave en el modelado del paisaje mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (82), 1-40. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2780>
- Sillero-Medina, J. A., Pérez-González, M. E., Martínez-Murillo, & J. F., Ruiz-Sinoga, J. D. (2020a). Factors affecting eco-geomorphological dynamics in two contrasting Mediterranean environments. *Geomorphology*, 352. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106996>
- Sillero-Medina, J. A., Hueso-González, P., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2020b). Differences in the Soil Quality Index for Two Contrasting Mediterranean Landscapes in Southern Spain. *Land*, 9(11), 405. <https://doi.org/10.3390/land9110405>
- Smith, H. J. (1999). Application of empirical soil loss models in southern Africa: A review. *South African Journal of Plant and Soil*, 16, 158-163. <https://doi.org/10.1080/02571862.1999.10635003>
- Tejera-Gimeno, R., García-Robredo, F., & García-Díaz, R. (2006). Pérdida tolerable de suelo: modelo para su estimación en la ordenación de cuencas hidrográficas. *Ingeniería hidráulica en México*, 4, 33-41.
- Terranova, O. G., & Gariano, S. L. (2015). Regional investigation on seasonality of erosivity in the Mediterranean environment. *Environmental Earth Sciences*, 73, 311–324. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3426-z>
- Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., & Iaquineta, P. (2009). Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, 112(2009), 228-245. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.06.009>

- Trabucchi, M., Puente, C., Comin, F. A., Olague, G., & Smith, S. V. (2012). Mapping erosion risk at the basin scale in a Mediterranean environment with opencast coal mines to target restoration actions. *Regional Environmental Change*, 12(4), 675-687. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0278-5>
- Van der Knijff, J. M., Jones, R. J. A., & Montanarella, L. (2000). *Soil erosion risk assessment in Europe*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Retrieved from <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erosion-risk-assessment-europe>
- Van der Knijff, M., Jones, R. J. A., & Montanarella, L. (1999). *Soil erosion risk assessment in Italy*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erosion-risk-assessment-italy>
- Van Oost, K., Quine, T. A., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Harden, J. W., ... Merckx, R. (2007). The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318, 626-629. <https://doi.org/10.1126/science.1145724>
- Van Remortel, R. D., Maichle, R. W., & Hickey, R. J. (2004). Computing the LS factor for the revised universal soil loss equation through array based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. *Computers & Geosciences*, 30(9-10), 1043-1053. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.08.001>
- Vieira, D. C. S., Serpa, D., Nunes, J. P. C., Neves, R., & Keizer, J. J. (2018). Predicting the effectiveness of different mulching techniques in reducing post-fire runoff and erosion at plot scale with the RUSLE, MMF and PESERA models. *Environmental Research*, 165, 365-378. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.029>
- Walling, D. E. (2013). The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of Soil and Sediments*, 13, 1658-1675. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0767-2>
- Wang, G., Gertner, G., Singh, V., Shinkareva, S., Parysow, P., & Anderson, A. (2002). Spatial and temporal prediction and uncertainty of soil loss using the revised universal soil loss equation: a case study of the rainfall–runoff erosivity R factor. *Ecological Modelling*, 153, 143-155. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00507-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00507-5)
- Webster, R., & Morgan, R. P. C. (2002). *Soil Erosion and Conservation*. En: Toy T. J., Foster, G. R., Renard, K. G. (Eds.), *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement, and Control*. New York: John Wiley & Sons.

- Wijesundara, N. C., Abeysingha, N. S., & Dissanayake, D. (2018). GIS-based soil loss estimation using RUSLE model: A case of Kirindi Oya river basin, Sri Lanka. *Modeling Earth Systems and Environment*, 4(1), 251-262. <http://dx.doi.org/10.1007/s40808-018-0419-z>
- Wischmeier W. H., & Smith D. D. (1978). Predicting rainfall erosion Losses: A guide to conservation planning. Washington: Science and Education Administration, U.S. Department of Agriculture.
- Yang, X., Zhu, Q., Tulau, M., McInnes-Clarke, S., Sun, L., & Zhang, X. (2018). Near real-Time monitoring of post-fire erosion after storm events: A case study in Warrumbungle National Park, Australia. *International Journal of Wildland Fire*, 27(6), 413-424. <https://doi.org/10.1071/WF18011>
- Yus-Ramos, R., Carrillo-Romero, O., Fernández-Camacho, V., & Torres-Delgado, M.A. (2020). *La burbuja de los cultivos subtropicales y el colapso hídrico en la Axarquía*. Vélez-Málaga: Gabinete de Estudios de la Naturaleza de la Axarquía (GENA).
- Zhao, G., Gao, P., Tian, P., Sun, W., Hu, J., & Mu, X. (2020). Assessing sediment connectivity and soil erosion by water in a representative catchment on the Loess Plateau, China. *Catena*, 185, 104284. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104284>