

# Capacidad adaptativa del territorio SIPAM de la Axarquía (Málaga) a partir de Soluciones basadas en la Naturaleza

## Adaptive capacity of the GIAHS territory of Axarquía (Malaga) through Nature-based Solutions

José Antonio Sillero-Medina

[jasillero@uma.es](mailto:jasillero@uma.es)  0000-0002-7856-3239

José Damián Ruiz-Sinoga

[sinoga@uma.es](mailto:sinoga@uma.es)  0000-0002-2303-0881

*Laboratorio de Geomorfología y Suelos, Instituto de Hábitat, Territorio y Digitalización,  
Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. 29071 Málaga, España.*

### INFO ARTÍCULO

Recibido: 29/6/2022  
Revisado: 6/12/2022  
Aceptado: 16/12/2022

### PALABRAS CLAVE

Erosión del suelo  
SIPAM  
Capacidad adaptativa  
Modo de vida  
Mediterráneo  
NbS

### KEYWORDS

Soil erosion  
GIAHS  
Adaptative capacity  
Lifestyle  
Mediterranean  
Nbs

### RESUMEN

El estado de degradación del suelo en las áreas mediterráneas dificulta una actividad agrícola sostenible, especialmente en un contexto de cambio global, donde las tasas de pérdida de suelo se ven acrecentadas por las modificaciones en la dinámica pluviométrica. Así, el territorio declarado como "Sistema Importantes del Patrimonio Agrícola Mundial" (SIPAM) dedicado a la uva pasa de la Axarquía (Málaga) se identifica como un área de especial fragilidad frente a estos procesos. Esta investigación pretende, por un lado, determinar la susceptibilidad a la erosión del suelo y, especialmente, conocer qué papel está jugando las Soluciones basadas en la Naturaleza (NbS) en la capacidad adaptativa de este territorio. Para ello, se ha analizado estadísticamente la dinámica pluviométrica, se han determinado las tasas de erosión del suelo a partir del modelo RUSLE y, por último, se ha desarrollado una metodología cualitativa para la evaluación de las NbS. Los resultados muestran un claro descenso de las precipitaciones anuales y una concentración de la lluvia en eventos de mayor intensidad, dando lugar a una mayor erosividad de la lluvia y a altas tasas de pérdida de suelo. No obstante, las prácticas agrícolas y las diferentes estructuras identificadas son consideradas estrategias sostenibles de adaptación a este tipo de riesgos naturales, conformándose como NbS.

### ABSTRACT

Soil degradation conditions in mediterranean areas make sustainable agricultural activity difficult, especially in a context of global change, where soil loss rates are increased by changes in rainfall dynamics. Thus, the territory designated as an «Important Agricultural World Heritage System» (GIAHS) dedicated to raisins in Axarquía (Malaga) is identified as an area of special vulnerability to these processes. This research aims, on the one hand, to determine the susceptibility to soil erosion and, especially, to find out what role Nature-based Solutions (NbS) are playing in the adaptive capacity of this region. For this purpose, the rainfall dynamics have been statistically analysed, soil erosion rates have been determined using the RUSLE model and, finally, a qualitative methodology for the evaluation of NbS has been developed. The results show a clear decrease in annual rainfall and a concentration of rainfall in higher intensity events, leading to higher rainfall erosivity and high soil loss rates. Nevertheless, agricultural practices and the different structures identified are considered sustainable adaptation strategies to these types of natural risks, qualifying as NbS.



## 1. INTRODUCCIÓN

El suelo es concebido como uno de los principales recursos naturales del planeta por lo que su “salud” debe de ser conservada en aras de mantener la productividad y diversidad de los ecosistemas terrestres (COM, 2002; Eaton et al., 2008). Así, juegan un papel fundamental en la provisión de alimentos, ayudan a mantener la calidad de aire y agua y son grandes proveedores de biodiversidad (Hueso-González et al., 2018). Es por ello, que su protección y conservación cobra especial relevancia cuando hablamos de ecosistemas frágiles o ecológicamente sensibles (Martínez-Murillo et al., 2016a, b). Los espacios catalogados como SIPAM por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) necesitan una especial atención por parte de la comunidad científica pues albergan paisajes estéticamente impresionantes que combinan la biodiversidad agrícola, con ecosistemas resilientes y de un valioso patrimonio cultural. En estos territorios, las comunidades se han venido desarrollado y adaptado durante siglos, para enfrentarse a las vulnerabilidades naturales, tecnológicas, políticas y sociales con el fin de eliminar riesgos y garantizar su seguridad alimentaria y supervivencia de habitantes.

De ahí que podamos afirmar que estos ámbitos son auténticos sumideros de soluciones basadas en la naturaleza (NbS), dado que ellos podemos encontrar toda una serie de acciones para proteger, gestionar de forma sostenible y restaurar y modificar los ecosistemas de manera que aborden los desafíos sociales de forma efectiva y adaptativa para proporcionar beneficios tanto para el bienestar humano como para la diversidad (IUCN, 2022).

Bajo este paradigma, está científicamente demostrado que el impacto del cambio climático está acelerando el proceso de degradación natural de los suelos (Lavee et al., 1998; Huang, 2016; Olcina, 2017; Hueso-González et al., 2018), especialmente en las regiones agrícolas mediterráneas, donde la situación es concebida como de máxima fragilidad y sensibilidad (Ruiz-Sinoga & Romero-Díaz, 2010). Así, las modificaciones identificadas en el ciclo del agua, en el patrón hidrológico y, en general, en el cambio en los patrones climáticos como consecuencia del cambio climático, son concebidas como uno de los aspectos de mayor preocupación para gran parte de la población, de ahí su especial atención en el ámbito de la investigación actual (Guijarro, 2002; Katz et al., 2005; Coscarelli & Caloiero, 2012; Lemus & López, 2016; Olcina, 2017). Esto es principalmente debido a su influencia en las diferentes actividades económicas (agricultura, producción de energía, suministro de agua potable, etc.) y a su papel activador en la aparición de riesgos naturales (rachas secas, inundaciones, deslizamientos, etc.) (Moreno, 2005; Ruiz et al., 2010). Bajo este paradigma, diversos autores han demostrado la existencia de una ligera tendencia hacia el déficit hídrico y una mayor aridez (Moreno, 2005; Norrant & Douguedroit 2005; Huang et al., 2016). Del mismo modo, se ha identificado la tendencia a la concentración de las precipitaciones en un menor número de días, un respectivo aumento de los aguaceros extremos y una mayor variabilidad espaciotemporal de las precipitaciones (IPCC, 2021). Además, existen infinidad de estudios que señalan al patrón pluviométrico como uno de los agentes erosivos más importantes en condiciones mediterráneas (Lavee et al., 1998; Pita et al., 1999; Senciales & Ruiz, 2013; Hueso, 2018). Especialmente, analizar la dinámica de estos episodios pluviométricos constituye un factor clave, dado su elevada capacidad erosiva y, por tanto, su implicación geomorfológica, incidiendo directamente en aspectos de índole socioeconómica e infraestructural (Pérez, 1983; Ruiz & Núñez, 2011). No obstante, la determinación de un indicador destinado a detallar las consecuencias erosivas de un evento puntual de precipitación ha supuesto un problema que ha sido abordado por multitud de autores en las últimas décadas (Wischmeier, 1959; Fournier, 1960; Gil et al., 2014; Sillero et al., 2020a, b).

La concentración de la lluvia en un reducido número de eventos es la causa principal de la concentración de la erosión en el tiempo, fenómeno más que notable en áreas de clima mediterráneo (Diodato, 2004). En estas zonas, más de la mitad del suelo erosionado anualmente se produce en tan solo tres eventos erosivos. Es por ello, que establecer una relación entre el potencial erosivo de la precipitación y las pérdidas de suelo esperadas, se torna imprescindible bajo el paradigma actual de cambio climático. Así, el alcance potencial erosivo de la precipitación se expresa a través de la energía cinética de impacto (Sempere, 1994), variable imprescindible para el cálculo de la erosividad de la lluvia o factor R. Esta energía cinética total puede entenderse como la suma de las energías cinéticas de cada una de las gotas que individualmente golpean el



suelo. Es decir, se trata de una aproximación a la energía que producen en un área dada, unas determinadas gotas en un determinado intervalo temporal, considerando en todo momento el diámetro y la velocidad de cada una de ellas, (Sillero et al., 2020a). Por tanto, el factor R puede entenderse como un índice capaz de determinar el efecto de un evento erosivo de precipitación en el territorio (Wischmeier, 1959). Para la estimación y evaluación de la erosión del suelo a diferentes escalas espaciotemporales de aproximación, en la actualidad, hay una gran disponibilidad de modelos matemáticos categorizados como empíricos, conceptuales, con base física u orientada al proceso (Webster y Morgan, 2002). 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, y su versión revisada RUSLE (Renard et al., 1997), están diseñadas para predecir pérdidas anuales promedio de suelo a largo plazo, asociadas a la erosión laminar y en reguero (Risse et al., 1993).

Dado que, en ámbitos mediterráneos, tan antropizados, los procesos relacionados con la erosión y degradación del suelo han sido una constante si se pretendía llevar a cabo alguna práctica agrícola, las NbS han podido considerarse como una medida estructural dedicada a tener un efecto sobre el componente de peligro del riesgo, es decir, sobre la frecuencia o intensidad de un fenómeno dado. Nada es reciente, desde el siglo XIX en Francia, la restauración del suelo, los bosques de protección, la restauración y plantación de barrancos, así como las represas de control de torrentes, han tenido como objetivo reducir la producción de sedimentos y los riesgos para las personas y los bienes en los valles. Por lo tanto, muchas técnicas y combinaciones híbridas con soluciones de ingeniería civil no son actuales. Sin embargo, caracterizar la eficacia de esas medidas sigue siendo difícil.

Los procesos ecogeomorfológicos forman un conjunto de procesos en el paisaje; y si los analizamos aplicando NbS para la gestión de la tierra y el agua, obtendremos como resultado un sistema con una mayor capacidad adaptativa. Realmente, las NbS pueden regular cuatro servicios ecosistémicos: provisión de agua, regulación de inundaciones, protección del suelo y regulación de la calidad del agua, que en esencia están vinculados con el sistema ecogeomorfológico, como el resultado de la interacción de los 5 sistemas geoambientales (figura 6): el atmosférico, el geomorfológico, el hidrológico, el biótico, y el antrópico. De su dinámica, de los factores que controlan los procesos dominantes, así como de su carácter multiescalar, todo ello en el marco del cambio global.

En el mediterráneo, de cumplirse los escenarios planteados por el IPCC, una disminución de la precipitación anual y un aumento de los intervalos entre eventos de lluvia, incluso un incremento de la torrencialidad, especialmente cuando junto con el aumento de la temperatura, conducirá a una menor disponibilidad de agua para la germinación y el crecimiento de la vegetación y para la actividad microbiana; el contenido de materia orgánica en el suelo disminuirá y será soluble aumento de la concentración de sal, principalmente debido a un aumento en el contenido de sodio (Imeson & Vis, 1982; IPCC, 2021). Estos procesos pueden acelerarse si se producen unas condiciones apropiadas, como la existencia de fuertes pendientes, escasa cubierta vegetal protectora, o unos suelos muy erosionables. Se trata de procesos de respuesta rápida que deben ser controlados mediante estrategias adaptativas.

En esta dinámica, a largo plazo, el contenido de arcilla en el suelo disminuirá, lo que afectará a los procesos de agregación: el tamaño y la estabilidad de los agregados disminuirán (Tisdall & Oades, 1982), con lo que disminuirá la capacidad de retención de agua, con un suelo que tendrá menor permeabilidad, mayor probabilidad de formación de costras, y por lo tanto a una disminución dramática en las tasas de infiltración (Dunne et al., 1991; Lavee et al., 1991), incluso si la intensidad de las lluvias no aumenta, circunstancia que ya no se está cumpliendo.

Todo esto en ámbitos agrarios supone la reducción de aportes hídricos en la zona de raíces, y más agua moviéndose como flujo superficial y erosionando la capa superior del suelo más fértil (Imeson & Lavee 1998; Kirkby, 1998), lo que directamente incide en una disminución del banco de semillas y el contenido de nutrientes, comenzando o reiniciándose un segundo ciclo de disminución del contenido de materia orgánica del suelo, en un proceso de retroalimentación positiva conduce a degradación del suelo.



El enfoque ecosistémico puede proporcionar una “base conceptual” útil sobre la cual se puede construir un marco operacional para las NbS, dado que es una “estrategia para la gestión integrada de la tierra, el agua y los recursos vivos que promueve la conservación y el uso sostenible de manera equitativa” (Smith & Maltby, 2003), en la que el hombre es parte. Es un proceso holístico abordar los recursos naturales de manera integrada para el logro de los tres objetivos clave, como la conservación, el uso sostenible de la diversidad biológica y la distribución equitativa de los beneficios resultantes (Maltby, 2000). En los territorios SIPAM, este enfoque puede enmarcarse para abordar aplicaciones específicas, donde la gestión o restauración de las funciones de los ecosistemas puede desempeñar un papel clave para ayudar a abordar un desafío social, por lo que el alcance del enfoque ecosistémico es significativamente más amplio que cualquier otro.

Algunos territorios SIPAM han estado desarrollando estrategias exitosas basadas en NbS a lo largo del tiempo, de ahí la necesidad de exportarlas tanto conceptual como metodológicamente. A pesar de toda la divulgación que se está haciendo de la UICN y diferentes agencias de la ONU, NbS sigue siendo, para muchos, un concepto genérico sin directrices suficientemente claras para permitir una operación efectiva, cuando precisamente este es el principal papel que desempeñan la NBS en los territorios de los SIPAM dado que existe el riesgo de que las intervenciones mal definidas o mal pensadas no logren su objetivo, mientras que en los SIPAM han estado operando durante decenas o cientos de años. En otras palabras, durante cientos de años han sido satisfactorios para resolver necesidades sociales específicas. Por lo tanto, es esencial tener claridad conceptual y asumir los SIPAM como sumideros de NbS.

Las NbS se han mostrado como soluciones funcionales, siendo las áreas SIPAM una buena referencia de ellas. Por lo tanto, existe una gran variedad espacial y temporal de NbS, que son específicas del contexto en el que se promueven y coherentes con los principios del enfoque ecosistémico, por lo que su implementación es fundamentalmente una cuestión de elección social, así como si la intervención es fuerte y sostenible, o débil y temporal. Los NbS débiles o temporales serían potencialmente aquellas intervenciones que solo cumplen mínimamente con los principios y parámetros. Los territorios de SIPAM como sumideros de NbS han permitido a lo largo del tiempo la consolidación de NbS fuertes y sostenibles, y proporcionan una base consistente para fortalecer la viabilidad de una intervención a lo largo del tiempo, optimizando la naturaleza de la intervención contra cada parámetro individual. Finalmente, se debe considerar el sistema socioecológico en el que se implementa un enfoque NbS (por ejemplo, Waylen et al., 2015). Esto es importante cuando se reúnen los componentes sociales y ambientales de un enfoque NbS, lo que le permite trabajar en múltiples disciplinas y escalas y ofrecer una elección social informada (McGinnis & Ostrom, 2014; Davies et al., 2015) desde una variedad de perspectivas (Leach et al., 2010). Es necesario establecer algunos parámetros clave, ya que los NbS son un concepto reciente, su marco teórico aún está en construcción, aunque parece que por sus características estructurales puede encontrar un sumidero de aplicabilidad en los SIPAM, ya que son espacios de confluencia entre el hombre y el medio físico, lo que ha resultado en implicaciones paisajísticas y socioambientales. Los parámetros, por una parte, deben estar respaldados por conocimientos científicos sólidos y fiables que permitan definir criterios claros y sólidos, y de los que puedan derivarse indicadores fácilmente mensurables, por otra, deben garantizar el funcionamiento eficiente y sostenido de una amplia gama de NbS y, por último, deben ser representativos de la variedad de situaciones diferentes. La UICN propone algunos parámetros candidatos para un marco operativo que debería tener: (a) Complejidad ecológica, (b) estabilidad a largo plazo, (c) escala de organización ecológica, (d) prestaciones sociales directas, (e) gobernanza adaptativa.

Así pues, se trata de determinar cómo las NbS son eficaces, y reducen el impacto de los procesos ecogeomorfológicos, teniendo en cuenta sus funciones (Simelton et al., 2021), ya sean prácticas sostenibles (con un elemento productivo, que puedan sostener o aumentar la producción agrícola por medios distintos a los enfoques estándar; retener o aumentar los nutrientes disponibles en el suelo, el agua y las plantas; o mejorar los microclimas), infraestructuras verdes (que deba tener una función de ingeniería civil, que puedan regular el flujo del agua; prevenir la erosión del suelo; o estabilizar taludes), mejoras del ecosistema (que debe tener una función bioquímica, biológica o microbiana beneficiosa, que puedan eliminar, degradar o contener contaminantes en agua, suelo o aire; restaurar o estimular la biota beneficiosa para la salud del suelo, la polinización o el control de plagas; o que pueda “secuestrar” el carbono), conservación de los recursos, (que deba



tener un beneficio de preservación de especies, que puedan aumentar o proteger la diversidad biológica y el hábitat, escala de campo, o mejorar la conectividad y la salud de los ecosistemas, a gran escala).

El objetivo de este artículo pasa por analizar el potencial erosivo de la precipitación y pérdidas de suelo esperadas bajo el contexto de cambio climático actual para el territorio SIPAM de la Axarquía malagueña, y determinar el papel que han jugado las NbS en su capacidad adaptativa. Concretamente, con este trabajo se pretende identificar los riesgos vinculados a la vulnerabilidad y susceptibilidad del territorio frente a la dinámica pluviométrica reciente e identificar los principales mecanismos de adaptación que han implementado los habitantes para garantizar la seguridad alimentaria y supervivencia.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Área de estudio

El Sistema Importante del Patrimonio Agrícola Mundial (SIPAM) de la Uva Pasa de la Axarquía (Málaga) se localiza en la comarca de la Axarquía, en el sector más oriental de la provincia de Málaga (sur de España; figura 1).

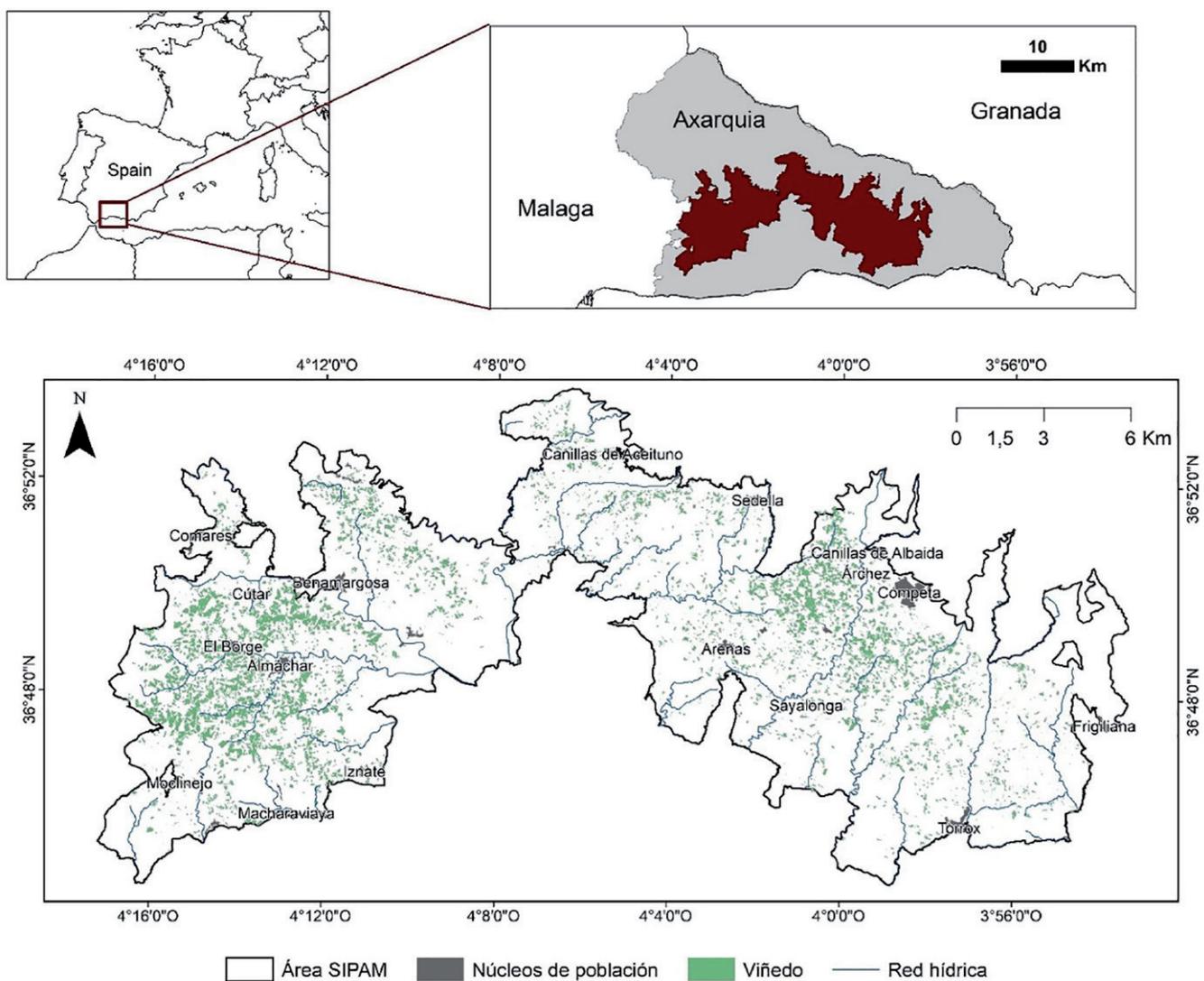


Figura 1. Localización del área SIPAM de la Axarquía (Málaga). Fuente: Elaboración propia.



Este territorio se extiende por un total de 280,4 Km<sup>2</sup> y 20 municipios (Almáchar, Árchez, Arenas, Benamargosa, Canillas de Aceituno, Canillas de Albaida, Comares, Cómpeta, Cútar, El Borge, Frigiliana, Iznate, Macharaviaya, Moclinejo, Salares, Sayalonga, Sedella, Torrox, Vélez Málaga, Viñuela). Se trata de un área con unos rasgos económicos, históricos y culturales muy similares, donde el cultivo de la vid y, más concretamente, la producción de la uva pasa, ha vertebrado, desde al menos el siglo X, la vida y economía de la zona.

Desde una perspectiva geográfica, el área SIPAM de la Axarquía presenta unas características típicas del paisaje mediterráneo de media montaña, con una fisiografía caracterizada por elevadas pendientes, superando como valor promedio el 45%, y una elevada altitud (media h = 391 msnm), pese a tener una gran cercanía con el mar Mediterráneo. Las características climáticas se corresponden con las de condiciones mediterráneas secas y/o semiáridas, con una temperatura media anual de 17° C, siendo la media de las máximas superiores a 22° C y la media de las mínimas de 11-12° C. Por su parte, la variable pluviométrica se caracteriza por la irregularidad mediterránea, con unas precipitaciones anuales cercanas a los 400-450 mm.

Por su lado, la distribución de los usos del suelo muestra una gran heterogeneidad y complejidad paisajística. La mayor parte de la superficie agrícola alterna cultivos leñosos de secano, como la vid y el olivo. Sin embargo, aparecen numerosas extensiones de mosaicos de cultivos y una creciente presencia de cultivos tropicales (aguacate y mango) (Yus-Ramos, 2020).

Un elemento destacable del paisaje SIPAM es el diseminado de las construcciones o elementos estructurales, por ejemplo, los paseros (figura 6), que demuestran el gran arraigo de un territorio y su población a una actividad económica concreta, conformando así un verdadero paisaje, que según el Convenio Europeo de Paisaje quedaría definido como "cualquier parte del territorio tal como lo percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos" (Consejo de Europa, 2000).

## 2.2. Análisis pluviométrico

Los datos pluviométricos fueron descargados para las nueve estaciones meteorológicas de la Red SAIH Hidrosur ubicadas en la comarca de la Axarquía (tabla 1). La serie de datos analizada va desde 1997 hasta 2021, con una escala de detalle diezminutal.

A partir de estos datos se ha calculado la información relativa a la precipitación anual, días de lluvia y agresividad de la lluvia (factor R, RUSLE).

**Tabla 1.** Estaciones meteorológicas seleccionadas para el análisis pluviométrico del área SIPAM (1997-2021).

| Código SAIH | Coordenadas XY   | Altitud | Nombre        |
|-------------|------------------|---------|---------------|
| 20          | 372323 - 4069061 | 136     | Limonero      |
| 25          | 384694 - 4073828 | 1025    | Santon 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   |
| 44          | 416775 - 4067573 | 340     | Torrox        |
| 45          | 400891 - 4068124 | 10      | Torre del Mar |

Fuente: Red SAIH Hidrosur.



### 2.3. Muestreo y análisis de suelo

Se recogieron 60 muestras de suelo superficial (0 cm – 10 cm), tanto alteradas como inalteradas (cilindro metálico de 100 cm<sup>3</sup>), repartidas por homogéneamente por la extensión del territorio SIPAM.

Seguidamente, las muestras fueron secadas al aire y tamizadas en el laboratorio, desechando aquella fracción superior a 2 mm. Las propiedades analizadas fueron (i) textura, determinada a partir de un equipo de difracción de partículas (Coulter LS230), siguiendo el protocolo de pretratamiento establecido por Maraños et al. (1994); (ii) carbono orgánico (SOC), siguiendo el método de calcinación a 550 °C (Gutián & Carballas, 1976); y (iii) permeabilidad, en el equipo Eijkelkamp (model 09.02) utilizando la ecuación de Darcy para la interpretación de los resultados (Reynolds et al., 2002).

### 2.4. Cálculo de la pérdida de suelo (RUSLE)

A partir de Renard et al. (1997), la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo (RUSLE) es modelo científico ampliamente utilizado en la investigación ambiental actual para estimar las tasas anuales de pérdida de suelo (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en un lugar determinado. Así, RUSLE queda definida por la siguiente ecuación:

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

Donde, A es la pérdida de suelo por unidad de superficie, medida en toneladas métricas por unidad de superficie (t ha<sup>-1</sup>), R el factor de erosividad de la lluvia (Mj ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), K el factor de erodibilidad del suelo (Mg J<sup>-1</sup>), LS el factor relativo a la longitud y pendiente de las laderas, C el factor de cubierta vegetal y, por último, el factor P relativo a las medidas de conservación y control de la erosión.

#### a) Factor R

La metodología aplicada para la determinación de este índice se ha llevado a cabo a partir de las siguientes ecuaciones, similares a las de Abu Hammad et al. (2004) y Diodato (2006):

$$R = E * I30_{max}$$

Donde E es la energía total para una tormenta e I30<sub>max</sub> es la intensidad máxima recogida en 30 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 periodos.

Se calcula la energía unitaria:

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

Donde la unidad de energía e tiene unidades de MJ/ha<sup>2</sup>mm e i es la intensidad de la lluvia (mm/h).

#### b) Factor K

El factor K explica la susceptibilidad que presenta un suelo a ser erosionado. Este depende de las características de este. De esta forma, la metodología para su obtención ha sido realizada a partir de los datos de las propiedades edáficas del área de estudio, medidas en el laboratorio y siguiendo la siguiente fórmula (Sharpely, 1978), basada en la ecuación original de Wischmeier et al. (1971):



$$K = Fcsand * Fsi - cl * Forgc * Fhisand * 0.1317$$

Donde,

$$Fcsand = [0.2 + 0.3 \exp\left(-0.0256 SAN \left(1 - \frac{SIL}{100}\right)\right)]$$

$$Fsi - cl = \left[\frac{SIL^{0.3}}{CLA + SIL}\right]$$

$$Forgc = \left[1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)}\right]$$

$$Fhisand = \left[1.0 - \frac{0.70SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)}\right]$$

Donde, SAN, SIL y CLA son % de arena, limo y arcilla, respectivamente; C es el contenido de carbono orgánico; y SN1 es el contenido de arena restado de 1 y dividido por 100.

c) Factor C

El factor C aporta una información fundamental basada en la protección del suelo a partir de su cobertura vegetal. No obstante, los métodos para la estimación de este valor son diversa, existiendo procedimientos muy diversos. Para este caso, el factor C se calculó mediante la aplicación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI;  $NDVI = [NIR-Red] / [NIR+Red]$ ) llevado a cabo en el software ERDAS.

Han sido muchos los estudios que, en esta línea, han considerado la buena correlación obtenida entre el factor C y el NDVI (Zihni, 2000; Durignon et al., 2014; Rawat y Singh, 2018; Pacheco et al., 2019; Khademalrasoul & Amerikhah, 2020). 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., 2000).

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

Siendo  $\alpha$  y  $\beta$  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, entendiendo que son los más aproximados a condiciones climáticas europeas (Van der Knijff et al., 2000).

Para llevar a cabo este procedimiento se descargaron los datos abiertos de Open Access Hub (copernicus.eu). En este caso en concreto, se utilizó la imagen satélite corregida de Sentinel-2 (T30SVF; 20/09/2020), con una resolución de 10 m y previamente corregida atmosféricamente.

d) Factor LS

El factor LS informa de las características fisiográficas del terreno. Se trata de un factor fundamental para la evaluación y el cálculo de las tasas de erosión (Ferreira & Panagopoulos, 2014), Este ha sido desarrollado a partir del MDE de 5 m de resolución. Así, para su cálculo se ha utilizado la metodología descrita por Moore y Burch (1986):

$$LS = (\text{Flow accumulation} * \text{cell size} / 22,13)^{0.4} * [(\sin \text{slope} / 0,0896)]^{1,3}$$



Donde  $LS$  representa el producto de la longitud de la pendiente y la inclinación de esta; *Flow accumulation*, el área que contribuye a un determinado píxel; *cell size*, el tamaño del píxel del MDE (5m); *Sin slope*, el seno de la pendiente en grados.

e) Factor P

El factor P está vinculado con las prácticas de conservación del suelo como, por ejemplo, las terrazas (Wischmeier & Smith, 1978; Renard et al., 1997). Los valores de este se mueven entre 0 y 1, siendo el valor 0 el relativo a las mejores prácticas de apoyo a la conservación del suelo y, por el contrario, 1 el que expresa la inexistencia de estas (Morgan et al., 1998).

Para la obtención de este factor, se cartografiaron las diferentes prácticas llevadas a cabo a través de la ortofotografía aérea digital de máxima actualidad (PNOA). Seguidamente, en dependencia del tipo de medida, del tipo de uso del suelo y de la pendiente de las laderas, se asignó un valor de P para cada píxel, considerando la clasificación propuesta por Wischmeier y Smith (1978).

## 2.4. Análisis estadístico y cartográfico

Se han llevado a cabo una serie de cálculos básicos para caracterizar todos los factores y variables, tanto de la dinámica pluviométrica como de la RUSLE: media, desviación estándar y coeficiente de variación. Este procedimiento se llevó a cabo usando el programa IBM-SPSS (versión 25) para Windows (IBM Corp. Released. 2017).

Utilizando el software ArcGIS 10.6, con licencia corporativa de la Universidad de Málaga, se ha elaborado toda la cartografía relacionada con la estimación de pérdida de suelo: factores R, K, C, LS, P; Tasa de pérdida de suelo (RUSLE).

## 2.5. Evaluación de las soluciones basadas en la naturaleza (NbS)

Para determinar el papel de las Soluciones basadas en la Naturaleza aplicadas en el SIPAM de la Pasa de la Axarquía se ha elaborado una metodología que obedece a un patrón tanto agrario como ecosistémico, teniendo como eje el concepto de eficacia, que en nuestro caso tiene que venir de la mano de su tradicional uso en el marco de una actividad que lleva siglos dejando su impronta sobre el paisaje. En el ámbito geoambiental, las soluciones basadas en la naturaleza pueden considerarse como una medida estructural dedicada a tener un efecto sobre el componente de peligro del riesgo, es decir, sobre la frecuencia o intensidad de un fenómeno dado (Keesstra et al., 2018; Simelton et al., 2021). Según Evette et al. (2009), las plantas vivas se han utilizado durante mucho tiempo en todo el mundo en estructuras contra la erosión del suelo, ya que se han encontrado rastros que datan del siglo I a.C. En Europa occidental, la bioingeniería se practicó ampliamente durante los siglos XVIII y XIX. Por ejemplo, desde el siglo XIX en Francia, la restauración del suelo, los bosques de protección, la restauración y plantación de barrancos, así como las represas de control de torrentes, han tenido como objetivo reducir la producción de sedimentos y los riesgos para las personas y los bienes en los valles. Por lo tanto, muchas técnicas y combinaciones híbridas con soluciones de ingeniería civil no son nuevas. Sin embargo, caracterizar la eficacia de esas medidas sigue siendo difícil.

Las referencias consultadas y analizadas nos permiten tener el soporte suficiente como para abordar un método de aproximación a las NbS, considerando que se trata de un ámbito en el que las relaciones hombre-medio se han ido produciendo a lo largo de décadas, cuando no siglos. El método para abordar la aproximación a los NbS del SIPAM, tendrá dos fases:

### 2.5.1. Aproximación ecosistémica

Se trata de determinar cuáles son los procesos ecogeomorfológicos de una mayor incidencia en el territorio. Ya hemos planteado como los procesos del suelo y del paisaje juntos forman un conjunto de procesos en el paisaje; y si trabajamos aplicando NbS para la gestión de la tierra y el agua, obtendremos como resultado

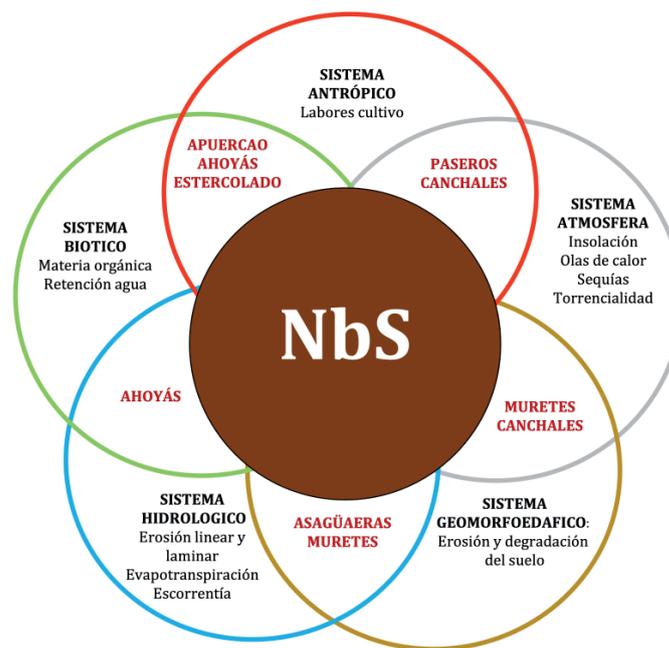


un sistema más resiliente. Realmente, las NbS pueden regular cuatro servicios ecosistémicos: provisión de agua, regulación de inundaciones, protección del suelo y regulación de la calidad del agua, que en esencia están vinculados con el sistema ecogeomorfológico, como el resultado de la interacción de los 5 sistemas geoambientales (figura 2): el atmosférico, el geomorfológico, el hidrológico, el biótico, y el antrópico. De su dinámica, de los factores que controlan los procesos dominantes, así como de su carácter multiescalar, todo ello en el marco del cambio global. En este escenario es en el que aparecen los riesgos geoambientales, y sus mecanismos de adaptación basados en las NbS.

Ya hemos señalado como en el ámbito mediterráneo, de cumplirse los escenarios planteados por el IPCC, una disminución de la precipitación anual y un aumento de los intervalos entre eventos de lluvia, incluso un incremento de la torrencialidad, especialmente cuando junto con el aumento de la temperatura, conducirá a una menor disponibilidad de agua para la germinación y el crecimiento de la vegetación y para la actividad microbiana (Thornes, 1985); el contenido de materia orgánica en el suelo disminuirá y será soluble aumento de la concentración de sal, principalmente debido a un aumento en el contenido de sodio (Imeson & Vis, 1982). Estos procesos pueden acelerarse si se producen unas condiciones apropiadas, como la existencia de fuertes pendientes, escasa cubierta vegetal protector, o unos suelos muy erosionables. Se trata de procesos de respuesta rápida que deben ser controlados mediante estrategias adaptativas.

En esta dinámica, a largo plazo, el contenido de arcilla en el suelo disminuirá, lo que afectará a los procesos de agregación: el tamaño y la estabilidad de los agregados disminuirán (Reid & Goss, 1981; Tisdall & Oades, 1982; Rengasamy & Olsson, 1991; Romero Diaz et al., 2017; Martínez Murillo et al., 2020), con lo que disminuirá la capacidad de retención de agua, con un suelo que tendrá menor permeabilidad, mayor probabilidad de formación de costras (Farres, 1978; Martínez et al., 2017), y por lo tanto a una disminución dramática en las tasas de infiltración (Dunne et al., 1991; Lavee et al., 1991; Sillero Medina et al., 2020a; Sillero Medina et al., 2021), incluso si la intensidad de las lluvias no aumenta, circunstancia que ya no se está cumpliendo.

Todo este proceso para ámbitos agrarios supone la reducción de aportes hídricos en la zona de raíces, y más agua moviéndose como flujo superficial y erosionando la capa superior del suelo más fértil (Bryan et al., 1984; Imeson, 1986; Thorne, 1990; Romero et al., 2017), lo que directamente incide en una disminución del banco de semillas y el contenido de nutrientes, comenzando o reiniciándose un segundo ciclo de disminución del contenido de materia orgánica del suelo, en un proceso de retroalimentación positiva conduce a degradación del suelo (figura 2).



**Figura 2.** Relaciones existentes entre los factores del sistema ecogeomorfológico y los NbS.  
Fuente: Elaboración propia.



Para la recopilación de toda la información de primera mano, se elaboró una ficha, que fue rellenada tanto por agentes y usuarios involucrados en el SIPAM.

### 2.5.2. Aproximación agraria

Se trata de determinar cómo las NbS son eficaces y reducen el impacto de los procesos ecogeomorfológicos. Por eso, nuestra propuesta también tendrá en cuenta la ubicación de la NbS y la función de la Solución basada en la Naturaleza (Simelton et al., 2021) en la tipología nombrada con anterioridad:

1. Prácticas sostenibles, con un elemento productivo, que puedan sostener o aumentar la producción agrícola por medios distintos a los enfoques estándar; retener o aumentar los nutrientes disponibles en el suelo, el agua y las plantas; o mejorar los microclimas.
2. Infraestructuras verdes, que deba tener una función de ingeniería civil, que puedan regular el flujo del agua; prevenir la erosión del suelo (cantidad de suelo); o estabilizar taludes.
3. Mejoras del ecosistema, que debe tener una función bioquímica, biológica o microbiana beneficiosa, que puedan eliminar, degradar o contener contaminantes en agua, suelo o aire; restaurar o estimular la biota beneficiosa para la salud del suelo, la polinización o el control de plagas; o que pueda “secuestrar” el carbono.
4. Conservación de los recursos, que deba tener un beneficio de preservación de especies, que puedan aumentar o proteger la diversidad biológica y el hábitat (escala de campo) o mejorar la conectividad y la salud de los ecosistemas (a gran escala).

Para llevar a cabo la confluencia de ambos métodos consideramos fundamental e imprescindible el mecanismo de la consulta a los usuarios del SIPAM. La escala de referencia e impacto, qué es, si una ladera, paisaje, campo... y quién se beneficia, el agricultor, una comunidad... El tiempo de beneficio, a corto, mediano o largo plazo, siendo esto, meses, años y décadas. El problema, identificación del problema por el cual hay que implementar una NbS. La explicación del problema, una breve explicación del problema a que nos enfrentamos, por ejemplo, problemas de erosión del suelo. La solución del problema, en el que se identificará la NbS que mejor se adapte. La explicación de la Solución basada en la Naturaleza, explicación de la NbS que se va a utilizar para solucionar dicho problema.

Y finalmente, la explicación del resultado de la aplicación de la NbS, las repercusiones directas e indirectas que se han producido debido a la implementación de la NbS, como puede ser el control de la erosión del lugar o mejora de la fertilidad del suelo. Así pues, tal y como mostramos en la figura 3, mostramos sintéticamente nuestra propuesta metodológica.

En primer lugar, determinar los riesgos y peligros vinculados con el sistema ecogeomorfológico. Posteriormente, analizamos las técnicas mediante las cuales se ha ido generando un modo de vida a lo largo de siglos, que se ha traducido en una impronta paisajística. Para ello, el método de aproximación será el trabajo de campo, la recopilación de bibliografía, y las encuestas a agricultores y personal involucrado en la actividad del SIPAM. El siguiente paso sería la determinación de la efectividad de dichas soluciones basadas en la naturaleza. Con ello, podríamos determinar la tipología de las Soluciones Basadas en la Naturaleza empleadas en el SIPAM. Por último, determinaríamos su nivel de resiliencia, que, en este caso, estaría ligada a su capacidad adaptativa.

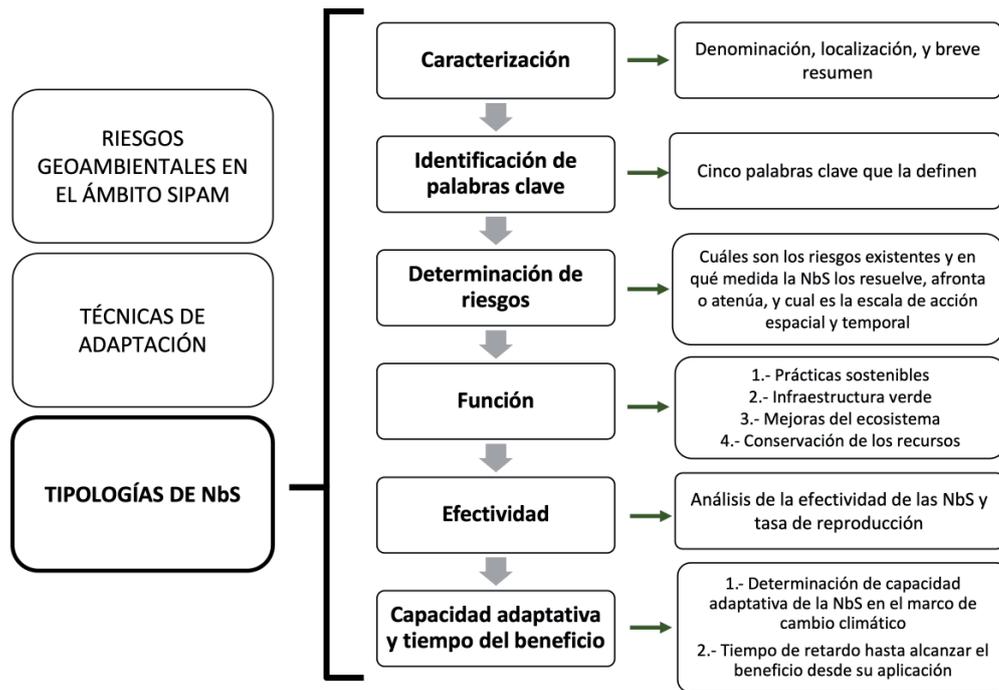


Figura 3. Propuesta metodológica para la evaluación de las NbS. Fuente: Elaboración propia.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Dinámica pluviométrica reciente

El análisis de las características generales de la dinámica pluviométrica del área SIPAM de la Axarquía refleja la existencia de una elevada irregularidad interanual. La figura 4 representa la evolución de las precipitaciones anuales y del número de días de lluvia para la serie 1997-2021. En esta se aprecia una tendencia decreciente para la precipitación total anual y el número de días de lluvia. La precipitación media anual (tabla 2) es de  $393,98 \pm 125,6$  mm (CV>31 %; Me=395,92 mm), con una distribución de los datos asimétricamente negativa (-0,12). El elevado valor de la desviación estándar identificada pone de manifiesto la irregularidad de la serie pluviométrica, que muestra la existencia de grandes contrastes entre años. Así, en el año 2010 se alcanzan valores de lluvia máximos, muy próximos a los 700 mm, mientras que, en el año 2005, se identifica el mínimo, con apenas 172,56mm de precipitación anual acumulada. En cuanto al número de días de lluvia, la figura 4 muestra una evolución similar a la destacada en la precipitación anual, mostrando una alta variabilidad entre los años de la serie. La media de días de lluvia es de  $49,34 \pm 10,02$  días (CV>20 %; Me=48,33 días), con años con valores cercanos a los 80 días (2010) y otros donde tan solo se recogen 28 días de precipitación (2017) (tabla 2).

Tabla 2. Resumen estadístico del análisis pluviométrico del área SIPAM (1997-2021).

|                           | Precipitación anual (mm) | Número de días de lluvia (días) | Erosividad de la lluvia (Factor R; MJ ha <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------|--------------------------|---------------------------------|---|
| Promedio                  | 393,98                   | 49,34                           | 929,59  |
| Mediana                   | 395,92                   | 48,33                           | 887,17  |
| Desviación típica         | 125,60                   | 10,02                           | 476,30  |
| Coefficiente de varianza  | 31,88                    | 20,31                           | 51,24   |
| Coefficiente de asimetría | -0,12                    | -0,53                           | 1,30  |

Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia.



La figura 5 muestra la evolución del factor R, considerado un indicador fundamental en la presencia de precipitaciones intensas y en la incidencia de estas en los procesos de erosión del suelo. En este sentido, la serie de datos registra un ligero aumento progresivo de los valores de erosividad de la lluvia anual. El valor medio es de  $929,59 \pm 887,17 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  ( $CV > 51 \%$ ;  $Me = 887,17 \text{ mm}$ ), con el valor medio máximo en 2012, con  $2.483,85 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  y, por el contrario, un mínimo en 2005, con  $159 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  (tabla 2).

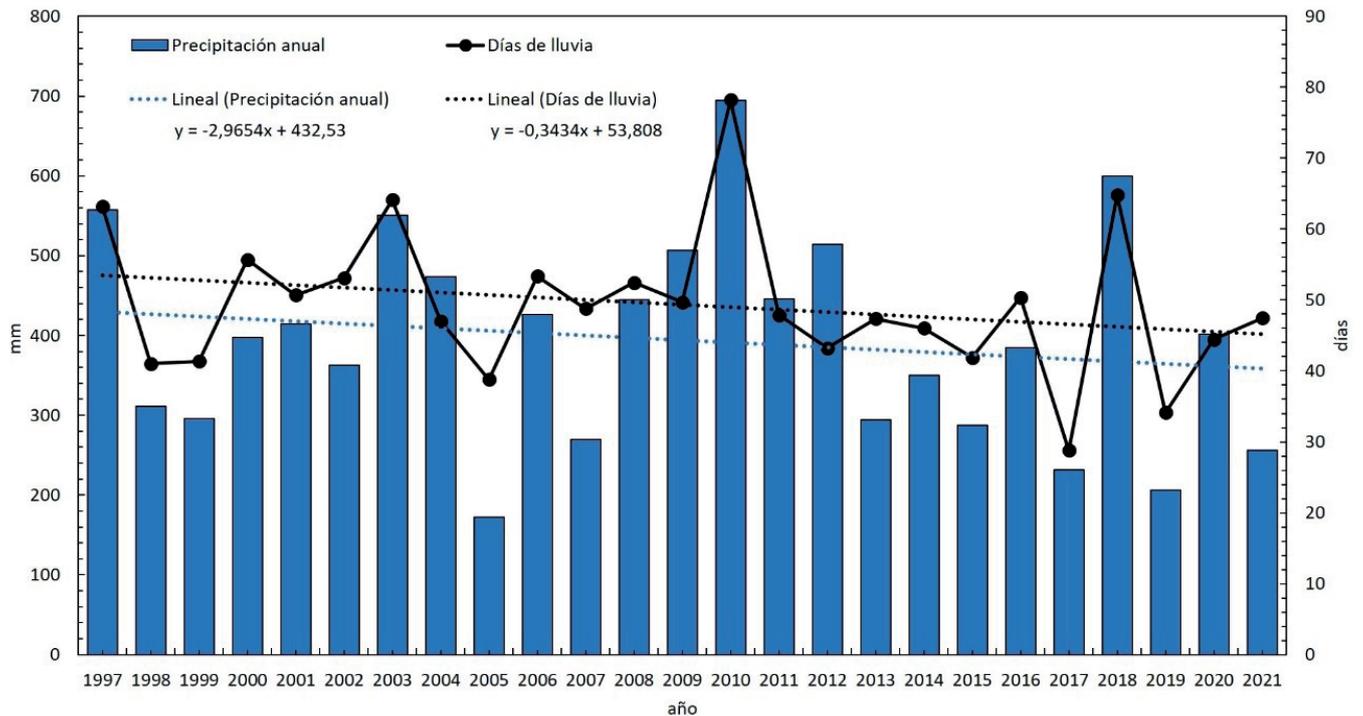


Figura 4. Evolución de la precipitación anual y del número de días de lluvia (1997-2021). Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia.

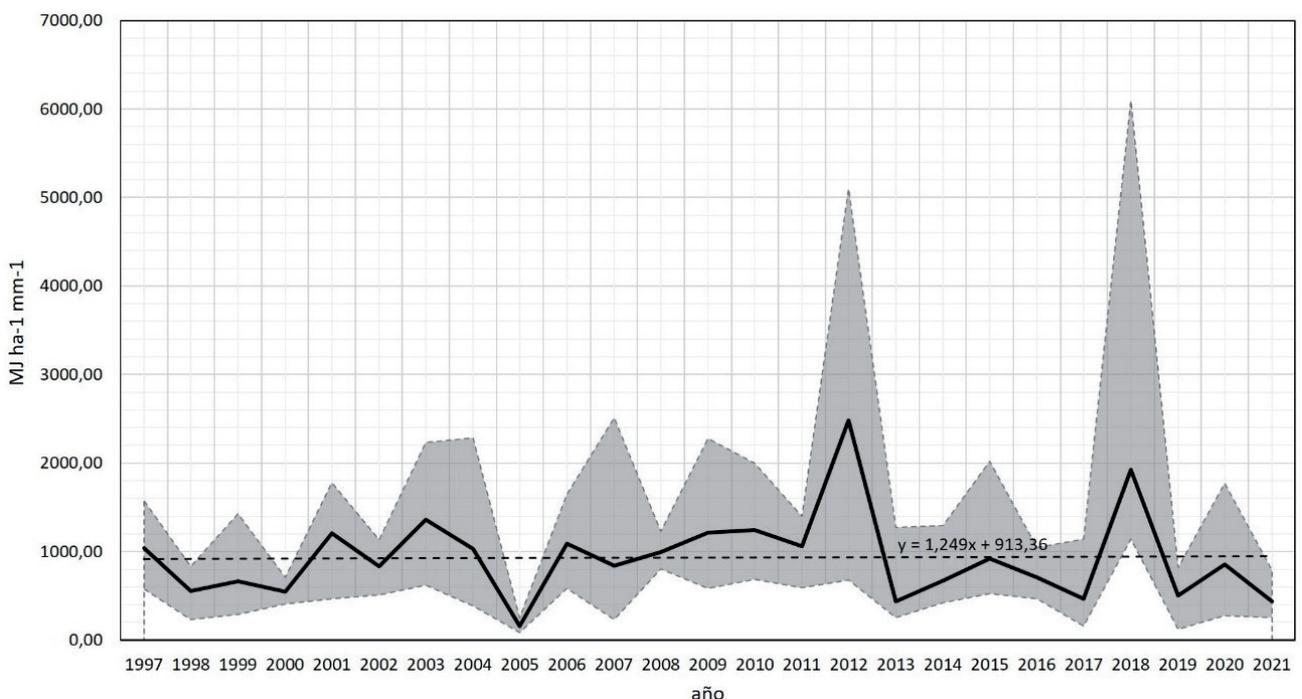


Figura 5. Evolución anual de la erosividad de la lluvia (Factor R; RUSLE) (1997-2021). Fuente: Red SAIH Hidrosur. Elaboración propia.



### 3.2. Tasas de pérdida de suelo (RUSLE)

El resultado de la aplicación de cada uno de los factores RUSLE aparece recogido en la figura 6, mientras que, la combinación de estos y el resultado del modelo en toneladas por hectárea y año, en la figura 7.

El factor R se corresponde con el valor medio de los últimos años (1997-2019) y presenta un valor máximo de  $1.771,03 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ año}^{-1}$  registrado en el área más occidental, con una clara degradación longitudinal de Oeste a Este. Así, su valor mínimo, de  $761,18 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ año}^{-1}$  se identifica en el sector oriental del territorio, quedando los valores intermedios entre este máximo y mínimo en el centro del área SIPAM. Por su parte, el factor C, basado en su relación con el NDVI, muestra como área más protegida la situada junto al río Benamargosa, en la mitad oeste. Aquí se extienden principalmente cultivos de regadío (frutales), con una importante cubierta arbórea que dota a este sector de una mayor protección del suelo. El factor topográfico (LS) alcanza un valor máximo de 65,4, localizándose estos valores más altos en las laderas localizadas en la mitad oriental del territorio. Por último, las medidas de apoyo a la erosión (factor P) se corresponden, por lo general, con áreas de cultivo en terrazas, apareciendo con mayor frecuencia entorno al río Benamargosa y el río Almáchar.

El resultado de la pérdida anual de suelo en el área SIPAM, derivado de la combinación de estos factores (figura 7), refleja la dinámica comentada en cada uno de ellos. Se observa una elevada pérdida de suelo en todo el territorio, sin embargo, las zonas más cercanas a los ríos Benamargosa y Almáchar registran valores más bajos, por debajo de  $25 \text{ t h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Así pues, es el sector occidental el que alcanza valores máximos, en las laderas próximas al núcleo de población de El Borge. Estos valores se muestran de forma más heterogénea que en el sector oriental, donde, a pesar de que el entorno de los ríos Seco y Torrox presentan tasas de pérdida de suelo más moderadas, el resto de los valores son superiores a  $250 \text{ t h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , entendiéndose como un área de gran susceptibilidad y peligrosidad frente a procesos de erosión hídrica.

### 3.3. Las Nbs y su capacidad adaptativa

En el contexto actual de cambio climático, la capacidad adaptativa a situaciones extremas del territorio SIPAM y, concretamente, del viñedo, depende de las limitaciones de infraestructura, disponibilidad de recursos y regulaciones agrarias que puedan existir. Sin embargo, el aprovechamiento agrícola de esta área lleva existiendo desde siglos atrás, con situaciones que han requerido de una importante resiliencia y que han convertido a estos territorios en “laboratorios” para mostrar dicha dinámica. Así, son especialmente destacables, por su mayor uso y reproducción a lo largo del territorio: los *muretes*, las *agüaeras*, *desagüaeras* o *asagüaeras*, las *ahoyás*, las *lajas* o *canchales*, el *apuerqueo* y los propios *paseros*. Se trata de prácticas que se han ido poniendo en práctica a lo largo de numerosas generaciones y que se han mantenido durante más de cinco siglos. A modo de detalle:

#### 3.3.1. Los muretes

La vid es un cultivo que no admite competencia, dadas las condiciones edáficas de la zona, con suelos muy pobres. Además, cuando el riesgo de precipitaciones intensas es mayor es justo después de la cosecha, es decir, con suelo muy poco protegido. Para reducir la pendiente, y recoger los sedimentos generados por las intensas lluvias, se construyen desde tiempos inmemoriales los llamados “muretes” (figura 8). Se trata de pequeños diques transversales en la ladera, de unos 50 a 80 cm de altura y formados por piedras extraídas del yacimiento y dispuestas unas sobre otras.

La disposición de los muros transversales a lo largo de las laderas de los viñedos tiene repercusiones directas en los aspectos hidrológicos, control de la erosión, conservación del suelo e indirectas en la productividad de los viñedos.

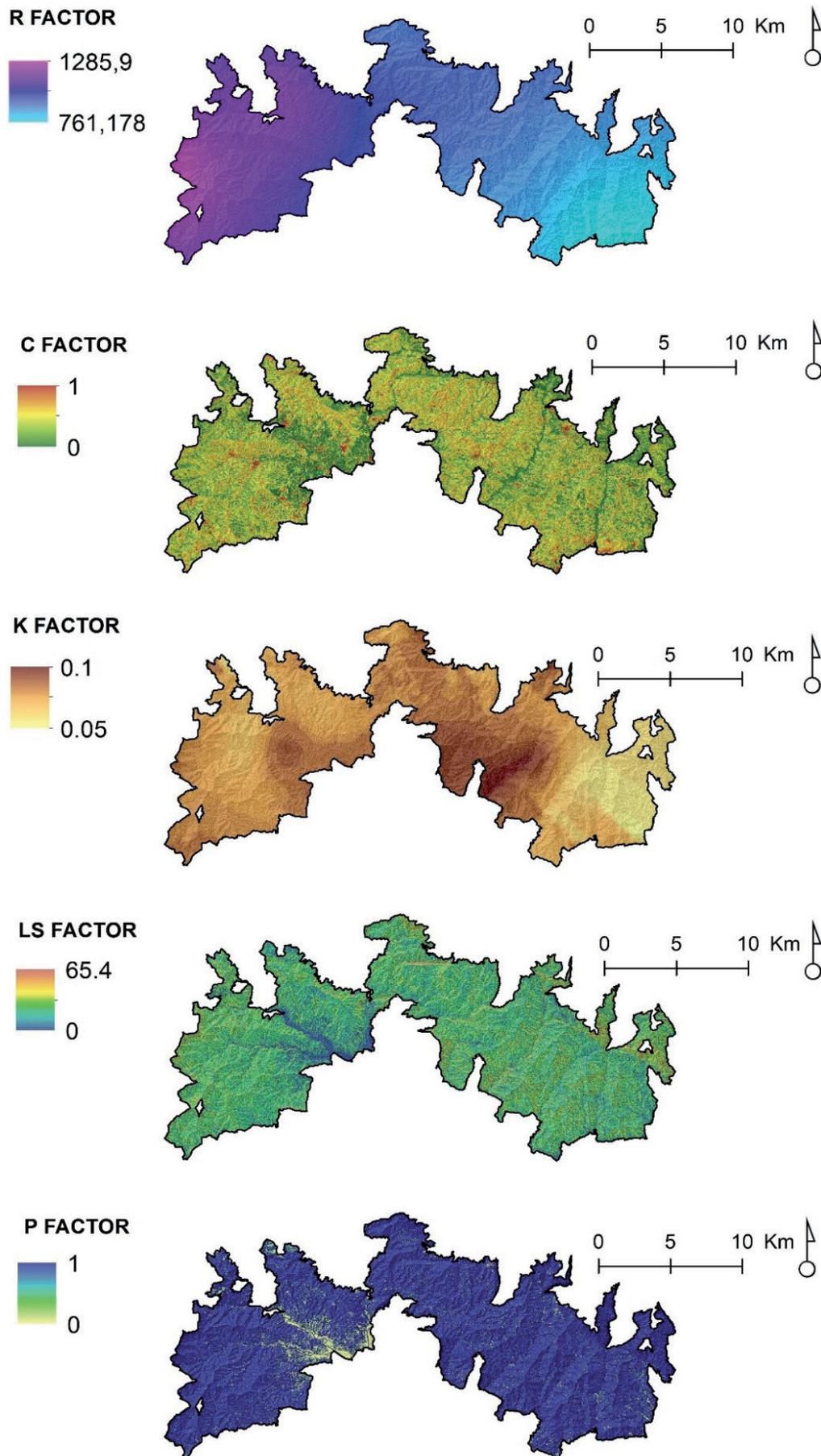


Figura 6. Factores RUSLE en el área SIPAM. Fuente: IGN, IECA. Elaboración propia.

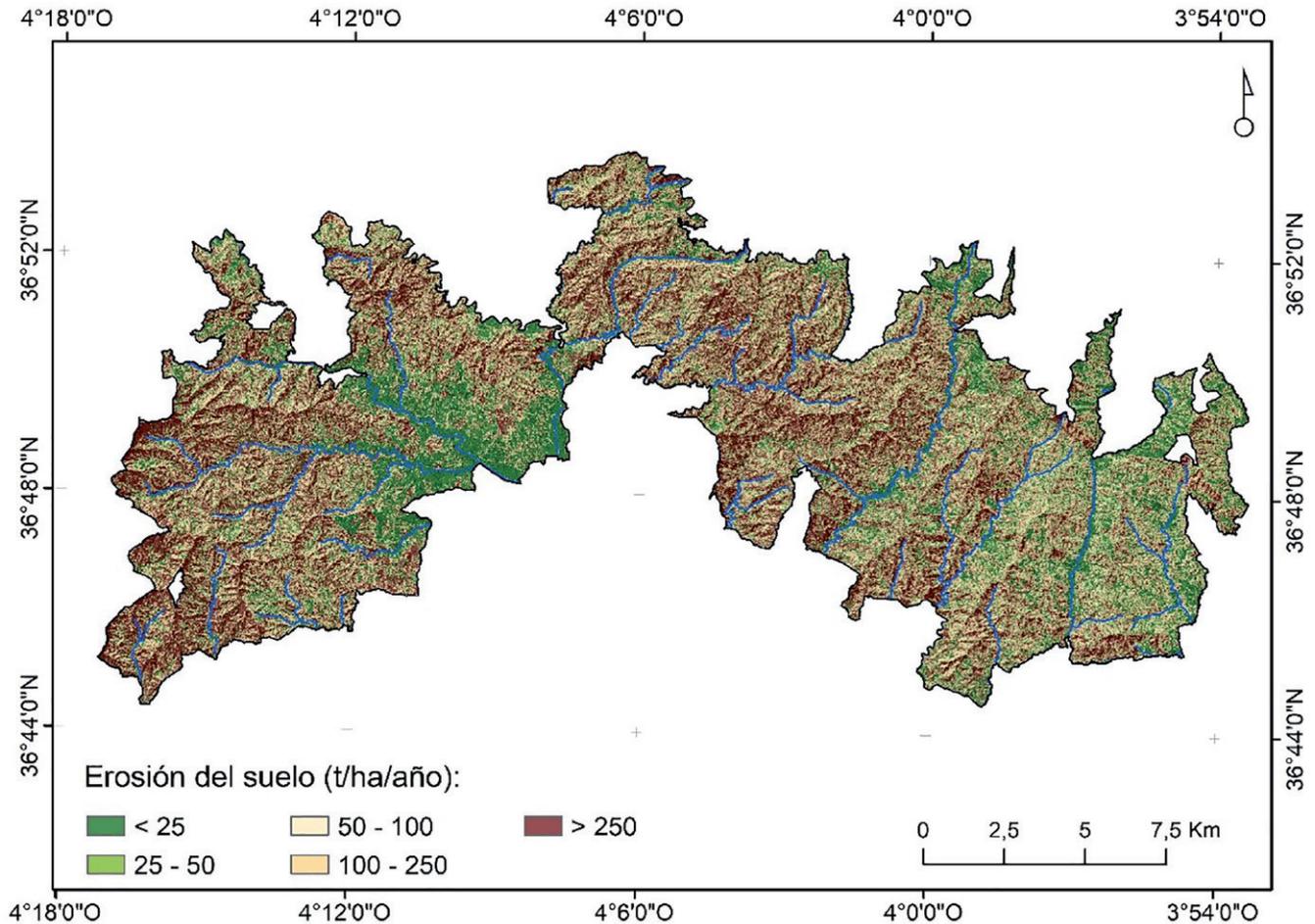


Figura 7. RUSLE anual en el área SIPAM. Valores medios de la serie 1997-2021. Fuente: IGN, IECA. Elaboración propia.



Figura 8. Fotografías de muretes en el territorio SIPAM (junio, 2020). Fuente: Autores.

1. Desde el punto de vista hidrológico, la escorrentía que baja por la ladera al encontrarse con los muretes es filtrada, de tal forma que los sólidos en suspensión se depositan en la zona de recepción del murete, mientras que el exceso de agua se infiltra y continúa más lentamente cuesta abajo. Por lo tanto, es un regulador hidrológico.



2. A medida que los muretes se van rellenando con los aportes de escorrentía, se genera una reducción de la pendiente de la ladera. De tal forma que el suelo no se pierde ni se exporta hacia el cauce principal, sino que se redistribuye en el propio talud.
3. Las zonas de acumulación previas a los diques en el sentido de la pendiente se acumulen materiales finos de gran calidad, lo que los convierte en islas de fertilidad, lo que indirectamente beneficia a la calidad del suelo y la productividad de los viñedos que allí se pudieran plantar.

### 3.3.2. *Las agüaeras, desagüaeras o asagüaeras*

La elevada pendiente de las laderas unido a la longitud de estas, junto a las características del cultivo, ya mencionadas, supone que ante determinados aguaceros se inicien rápidamente los procesos de erosión laminar, con tendencia hacia la concentración conforme la lámina de agua desciende por la ladera. Ante esto, se lleva a cabo la realización de una serie de acanaladuras de forma antrópica en mitad de la ladera, que tienen por objetivo canalizar estas escorrentías, y evitar arroyadas descontroladas. Así, se conforma una especie de red de drenaje artificial, pero de extraordinaria funcionalidad (figura 9).

Esta red de drenaje antrópica protege el suelo de la escorrentía laminar y lineal, canaliza la arroyada concentrada, y evita el arrastre masivo de materiales, con lo que es uno de los principales referentes del paisaje de SIPAM. No debemos olvidar que la existencia de pendientes muy elongadas, algunas de más de 300 m, en muchos casos con un gradiente por encima del 60% de desnivel, en unas litologías como son los esquistos y filitas, pueden suponer unas tasas muy altas de desmantelamiento de suelos.



**Figura 9.** Fotografías de agüaeras en laderas de viñedo en el territorio SIPAM (enero, 2022).  
Fuente: Autores.

### 3.3.3. *Las lajas o canchales*

Otra NbS basada en la protección y conservación de suelos consiste en dejar sobre el suelo las lascas de pizarra o esquistos, que constituyen la litología original de la Axarquía (figura 10). Estas protegen el suelo de la precipitación agresiva, evitan por tanto la erosión por salpicadura como consecuencia del denominado efecto *splash*, y por consiguiente, retrasan la movilización de partículas de suelo ladera abajo, con lo que retrasan los procesos de erosión.

Es frecuente ver laderas de viñedo con una pedregosidad superficial muy por encima del 80-90%, en las que prácticamente no se visualiza el suelo desnudo entre cepas. Se trata de material autóctono, generalmente, trozos de pizarra y esquistos, que han permanecido en la ladera una vez que la arroyada difusa ha movilizado los coloides de arcilla. Sin embargo, los agricultores no limpian las laderas de dichos guijarros,



provocando lo que se denomina el efecto tejado, de una gran importancia no solo en los procesos de escorrentía y transporte de materiales, sino también en los de conservación de suelos. Durante la precipitación, las gotas de lluvia impactan sobre las mencionadas lascas, y no sobre el suelo, a partir de ahí, el agua se infiltra entre las mismas y accede al suelo de una forma mucho más limpia y menos agresiva, con lo que se infiltra en el mismo al incrementar su tiempo de permanencia. Una vez que ha dejado de llover, las lascas de pizarra también protegen el suelo de cara a la evaporación de la humedad de este, al no recibir directamente la incidencia del sol, con lo que actúan positivamente al mantener los suelos con humedad.



**Figura 10.** Fotografías de los canchales en el territorio SIPAM (junio, 2020).  
Fuente: Autores.

#### 3.3.4. Las ahoyás

Constituyen otra NbS de naturaleza transversal, porque afecta tanto a la hidrodinámica de laderas, como a la capacidad de retención hídrica de los suelos. Se trata de pequeñas excavaciones que se realizan en el sentido de la pendiente con el fin de crear una pequeña hondonada o poza en el entorno de cada cepa (figura 11). El objetivo es que el agua de escorrentía superficial sea retenida por dichas pozas, permanezca más tiempo en la misma y por tanto incremente la capacidad de infiltración y humectación de la zona radicular. Realmente, es a pequeña escala un procedimiento similar al que utilizan en otros viñedos en lugares en los que la disponibilidad de agua es escasa, como puede ser Lanzarote.

Junto con los balates y las asagüeras, se trata de técnicas que pretenden la adecuación y adaptación a unas condiciones hidrológicas especiales resultantes de unos aspectos geofísicos no favorables. En este caso, mediante la creación de pequeñas pozas a lo largo de la ladera se consigue retener agua de precipitación, en un contexto en el que esta es un recurso muy escaso.



**Figura 11.** Fotografía de ahoyás en el territorio SIPAM (enero, 2022). Fuente: Autores.



### 3.3.5. El apuerqueo

Se trata de un procedimiento combinado puesto que a las ventajas hídricas que supone el ahoyado, mejora la calidad del suelo mediante adición de estiércol. En esencia se trata de echar un poco de estiércol en el hoyo que previamente se ha realizado y mezclarlo con la propia tierra resultante de la removilización efectuada en el ahoyado. Un procedimiento para acelerar mediante enmienda del suelo el proceso de humificación de este, ya que el estiércol interacciona con la tierra, y acelera el ciclo orgánico.

En realidad, el estercolado es una técnica tradicional muy utilizada en aquellos ámbitos con suelos pobres en materia orgánica. En este caso, el uso combinado con la ahoyá reside en el hecho relativo a las propias características fisiográficas de la Axarquía con fuertes pendientes, largas laderas, litología muy erodible, lo que facilita los procesos de generación de erosión superficial y escorrentía, que solo pueden ser minimizados mediante la utilización de estas técnicas (figura 12).



**Figura 12.** Fotografías de la técnica del apuerqueo en laderas de viñedo en el territorio SIPAM (febrero, 2022). Fuente: Autores.

### 3.3.6. Los paseros

Dentro de las NbS los paseros constituyen la más referente por la propia naturaleza del SIPAM, basada con la actividad del asoleo de la uva para su pasificación natural. Se trata de una estructura rectangular de unos dos metros de ancho por 10-12 de largo, que se dispone en la ladera orientadas al mediodía (cénit) para que puedan recibir el máximo número de horas de sol, y por tanto sea mayor el correspondiente coeficiente heliotérmico (figura 13).

Los paseros constan de una estructura medianera sobre la que se dispone un toldo que se aplica por las tardes y noches para evitar que la lluvia o el rocío afecten negativamente las labores de pasificación. Además, su localización en las laderas se encuentra totalmente relacionada con la exposición a los vientos, intentando verse afectados el menor tiempo posible a los mismos. Es por ello por lo que, en determinadas ocasiones, estos paseros se rodeaban de chumberas para aislar el producto de estos vientos y, obteniendo así una producción añadida en un contexto de economía circular.

Estos paseros introducen a su vez la presencia de canalizaciones por las que se espera que transcurra el flujo hídrico en eventos de lluvia, haciendo una función similar a la comentada en las agüeras.



**Figura 13.** Fotografías de paseros en el territorio SIPAM (julio, 2020). Fuente: Autores.

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Dinámica erosiva en un contexto de cambio climático

Los resultados derivados del análisis climático en el área SIPAM siguen las tendencias identificadas y publicadas en el Sexto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático de las Naciones Unidas (IPCC, 2021). Estas hablan de un aumento del número de eventos meteorológicos extremos, incluyendo las temperaturas anómalas máximas y mínimas, las noches tropicales y ecuatoriales, las rachas secas, la subida del nivel del mar, el aumento de las precipitaciones torrenciales, etc.

Bajo este paradigma, pese a identificar unos resultados claramente condicionados por la irregularidad mediterránea en términos pluviométricos (Romero-Díaz et al., 1986; Martín-Vide, 2004), es posible hablar de una reducción en el número de días de lluvia y de un ligero incremento de la intensidad de esta (figura 4 y 5), con valores de erosividad muy elevados ( $x = 929,59 \pm 887,17 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ). Así, esta erosividad identificada refleja cómo, aun cuando es posible encontrar numerosos años con valores bajos de precipitaciones anuales y de días de lluvia, la realidad mediterránea es otra. Existen determinados eventos de muy corta duración y muy alta intensidad que pueden representar gran parte de la energía de un amplio intervalo temporal (Colotti, 1998). En esta línea, los resultados en cuestión se adaptan a los publicados previamente por Sillero-Medina et al. (2019, 2020a) para diferentes puntos de la región mediterránea utilizando datos diezminutales, y por los recogidos por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en el proyecto Hydre (1984–1990) para la Comunidad Autónoma de Andalucía.

El reflejo de esta dinámica extrema en términos pluviométricos en las tasas de pérdidas de suelo es claro. Esta área SIPAM, donde el viñedo ocupa gran parte del territorio, alcanza pérdidas de suelo muy poco tolerables (Kou et al., 2016, Prosdocimi et al., 2016), con unas situaciones críticas en este tipo de uso que se reproducen en viñedos de la mayor parte de los países mediterráneos. Esto es debido principalmente a que los procesos de erosión son muy intensos en los sistemas ecogeomorfológicos en donde la cubierta vegetal es retirada (Cerdà et al., 2010) y, en este caso de la vid, se retira la vegetación adventicia que deja el suelo desnudo y totalmente desprotegido, lo que favorece altas tasas de erosión (Arnáez et al., 2007). Es por ello por lo que, si se lleva a cabo una comparación entre la distribución del viñedo y las tasas de erosión del suelo, existe una clara correlación entre ambas variables, siendo estas zonas de vid las que pierden más toneladas de suelo por hectárea y año. En este sentido, partiendo de la sobreestimación de las pérdidas de suelo que supone la aplicación de la USLE/RUSLE (Avellanás 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 y representados en la figura 7. Panagos et al. (2015) destaca como España y,



en concreto, el área mediterránea andaluza, se encuadra como una de las zonas de mayor pérdida de suelo de Europa.

## 4.2. Capacidad adaptativa a través de las NbS

La Comisión Europea publicó a mediados del 2007 el Libro Verde de la Adaptación al cambio climático en Europa: Opciones de actuación para la UE (COM, 2017), donde expone las líneas de acción relativas a la adaptación para los próximos años. Teniendo en cuenta los avances tecnológicos y el nivel de desarrollo en Europa, la mayor parte de los agricultores europeos se podrán adaptar al cambio climático, sin embargo, no todas las regiones tienen el mismo potencial de adaptación, lo que eleva el papel de las NbS (Keestra et al., 2018; Simelton et al., 2021). Es aquí donde reside la verdadera importancia de diseñar estrategias efectivas de adaptación al cambio climático con el objetivo de ayudar a los agricultores a reducir sus efectos en el territorio y en la producción de alimentos. Dado que todos los escenarios de cambio climático en el mediterráneo implican la necesidad de aumentar considerablemente los aportes de agua para las superficies agrícolas, lo que puede encarecer costes, y conflictos económicos y sociales, es importante resaltar la vulnerabilidad y las limitaciones técnicas y sociales para la adaptación de la región mediterránea a la sequía y escasez de agua. En este sentido, la viticultura de la Axarquía ha mostrado a lo largo de siglos una gran capacidad adaptativa (Ruiz, 1983). Los indicadores de cambio climático nos indican una especial incidencia de los riesgos del agua, por lo que las medidas que ayuden a reducir la vulnerabilidad a los riesgos climáticos y aprovechar las oportunidades deben incluir a los distintos niveles del sistema productivo: agricultores, mercados, y sector público. Así pues, sería fundamental evaluar de qué manera participan combinadamente los sectores público y privado en la externalización de los riesgos, especialmente ante situaciones de catástrofe, aún lo es más, considerar el acervo cultural, la herencia recibida y trasladada de generación en generación por parte de los agricultores, mediante toda una serie de propuestas y NbS, de carácter adaptativo, de cara a reducir las implicaciones de la problemática geoambiental en el contexto de cambio climático. Es por ello por lo que, considerando estos riesgos consecuentes del impacto del cambio climático, es trascendental hacer hincapié en el papel que juegan los procesos de escorrentía, erosión y degradación de suelos. Se trata de aspectos inherentes a la dinámica pluviométrica en ecosistemas mediterráneos que, unido a la existencia de unas fuertes pendientes, escasos y pobres suelos, un cultivo como el viñedo, que no acepta competencia, nos traslada a unas zonas extremadamente vulnerables.

En estas áreas y desde la ocupación morisca, allá por los inicios del S XVI, se ha ido generando un modo de vida basado en la viticultura (Ruiz, 1983), especialmente para pasificación, con diferentes etapas, que ha conformado un paisaje característico de viñas y paseros. Este modo de vida ha sabido superar estos mecanismos de peligrosidad a los riesgos del agua, por exceso y defecto, y a su propia estrategia comercial, mediante la pasificación, con medidas adaptativas y resilientes en el marco de lo que hoy se denominarían como NbS que, por otra parte, van asociadas.

## 5. CONCLUSIONES

Las modificaciones climáticas como consecuencia del cambio global están siendo claramente reflejadas en la dinámica pluviométrica mediterránea. Así, se ha reconocido una ligera tendencia hacia la concentración y hacia el incremento de la erosividad de la lluvia en las últimas décadas. En consonancia con esta mayor agresividad pluviométrica, las condiciones paisajísticas mediterráneas y, más concretamente, del área SIPAM de la Axarquía, muestran una clara susceptibilidad a la erosión y degradación del suelo. Los diferentes factores evaluados (cobertura vegetal fisiografía, prácticas agrícolas y erodibilidad del suelo) reflejan unas condiciones muy favorables para la aparición de estos tipos de riesgos durante un evento de precipitación de elevada intensidad. De este modo, las tasas de erosión resultantes del modelo RUSLE son muy elevadas en la mayor parte del territorio, especialmente en las zonas más desprovistas de vegetación, como es el caso de los viñedos.



La sucesión de procesos erosivos se ha traducido en una práctica agrícola del área SIPAM muy compleja, donde históricamente se han introducido multitud de estrategias de adaptación y mejora de la producción y que, actualmente, son claros ejemplos de NbS. Estas prácticas presentan una función múltiple, siendo herramientas inclusivas con la gestión del territorio, con diversos beneficios socio-ecológicos y que suponen una clara estrategia de reducción de riesgos y de adaptación al cambio climático. En este sentido, es destacable el peso de soluciones locales que utilizan elementos de prácticas tradicionales basadas en la naturaleza frente a estos riesgos, ya que pueden ser más apropiadas, aceptadas y exitosas que los enfoques que se basan únicamente en traer “nuevas” intervenciones desde el exterior. Entre los NbS se ha destacado el papel de los *muretes*, las *agüaeras*, *desagüaeras* o *asagüaeras*, las *ahoyás*, las *lajas* o *canchales*, el *apuerqueo* y los propios *paseros*, determinándose en muchos casos como elementos estructurales y distintivos del territorio SIPAM de la Axarquía y con una evidente multifuncionalidad.

En definitiva, el SIPAM de la Axarquía ha permitido un aprendizaje basado en la evidencia para apoyar la adopción de enfoques de NbS en circunstancias similares. Así pues, ha proporcionado igualmente información sobre los tipos de desafíos encontrados al implementar estas estrategias sobre el territorio. Es por ello por lo que, en estas áreas donde la tradición cultural, económica, paisajística y agrícola juega un papel trascendental, es necesario fomentar enfoques integrados e intersectoriales para que el papel de las NbS sea exitoso, debiendo poner atención en estrategias de comunicación y cooperación entre los diferentes actores territoriales.

### Agradecimientos y financiación

Este estudio forma parte del trabajo realizado en varios proyectos y convenios de investigación. Por un lado, “Methodological strategy to measure the resilience of GIAHS to climate change” y “Identifying and applying Nature-based Solutions in GIAHS sites to face societal challenges”, ambos financiados por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Por otro lado, se integra dentro de los resultados del proyecto “Efecto de los cambios de uso del suelo en la dinámica eco-geomorfológica en ambientes mediterráneos, a diferentes escalas, en el contexto del Cambio Global (ECUDES)” (PID2019-104046RB-100) financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación. Asimismo, parte de esta investigación ha sido posible gracias a la financiación obtenida de la Universidad de Málaga, a través del I Plan Propio de Investigación, Transferencia y Divulgación Científica.

### Declaración responsable y conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe ningún conflicto de interés con relación a la publicación de este artículo. Los dos autores han trabajado de forma conjunta en la totalidad de tareas de esta investigación.

### REFERENCIAS

- Abu Hammad, A., Lundekvam, H., & Børresen T. (2004). Adaptation of RUSLE in the eastern part of the Mediterranean region. *Environmental Management*, 34(6), 829–841. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0296-7>
- Arnáez, J., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., & Ortigosa, L. (2007). Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil & Tillage Research*, 93, 324–334. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2006.05.013>
- 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.
- Bryan, R.B. (2000). Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology*, 32, 385–415. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X\(99\)00105-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00105-1)
- Cerdà, A., Hooke, J., Romero-Díaz, A., Montanarella, L., & Lavee, H. (2010). Soil erosion on Mediterranean Type-Ecosystems. *Land Degradation and Development*, 21, 71–74. <https://doi.org/10.1002/ldr.968>



- Colotti Bizzarri, E. (1998). Determinación de la energía cinética de la lluvia con datos horarios. *Humánitas*, 23(14), 55–72. [http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev\\_terr/article/view/1349](http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_terr/article/view/1349)
- COM (2002). *Towards a thematic strategy for soil production*. Communication for the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee and the Committee of the Regions. COM (2002). 179end. Brussels. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52002DC0179>
- 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. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e9e205510e1ca/?vgnnextoid=d94bf36517057010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=4836a7aaaf4f4310VgnVCM2000000624e50aRCRD>
- Consejo de Europa (2000) *Convenio Europeo del Paisaje*. Florencia, Consejo de Europa. <https://www.mapa.gob.es/es/develop-rural/planes-y-estrategias/develop-territorial/convenio.aspx>
- Coscarelli, R., & Caloiero, T. (2012). Analysis of daily and monthly rainfall concentration in Southern Italy, Calabria region. *Journal of Hydrology*, 416–417, 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.047>
- Davies, K.K., Fisher, K.T., Dickson, M.E., Thrush, S.F., & Le Heron, R. (2015). Improving ecosystem service frameworks to address wicked problems. *Ecology and Society* 20(2), 37. <https://doi.org/10.5751/ES-07581-200237>
- Diodato, N. (2004). Local models for rainstorm-induced hazard analysis on Mediterranean river torrential geomorphological systems. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 4, 389–397. <https://doi.org/10.5194/nhess-4-389-2004>
- 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>
- Dunne, T., Zhang, W., & Aubry, B. (1991). Effects of Rainfall, Vegetation, and Microtopography on Infiltration and Runoff. *Water Resource Res.*, 27, 2271–2285, <http://dx.doi.org/10.1029/91WR01585>
- Durignon, 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. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>
- Eaton, J.M., McGoff, N.M., Byrne, K.A., Leahy, P., & Kiely, G. (2008). Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Climate Change*, 91, 317–334. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9412-2>
- Evette, A., Labonne, S., Rey, F., Liebault, F., Jancke, O., & Girel, J. (2009). History of Bioengineering Techniques for Erosion Control in Rivers in Western Europe. *Environmental Management*, 43, 972–984. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-009-9275-y>
- Farres, P. (1978). The role of time and aggregate size in the crusting process. *Earth Surface Processes and Landforms*, 3, 243–254. <https://doi.org/10.1002/esp.3290030304>
- Ferreira, V., & Panagopoulos, T. (2014). Seasonality of Soil Erosion Under Mediterranean Conditions at the Alqueva Dam Watershed. *Environmental Management*, 54, 67–83. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-014-0281-3>
- Fournier, F. (1960) *Climat et érosion*. Paris: Presses Universitaires de France.
- Gil Guirado, S., Pérez, A., Lopez, F., & Barriendos, M. (2014). *Review of flood alert thresholds based on the socioeconomic impact of catastrophic events in the southeastern Spain*. EMS Annual Meeting Abstracts, 11. <https://meetingorganizer.copernicus.org/EMS2014/EMS2014-311.pdf>
- Guijarro Pastor, J.A. (2002). Tendencias de la precipitación en el litoral mediterráneo español. En J.A. Guijarro, M. Grimalt, M. Laita, & S. Alonso (Eds.) *El agua y el clima* (p. 237–246). AEC, Serie A. <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/9143?mode=full>
- Gutián, F., Carballas, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico-Sacro. Santiago.
- Huang, J., Haipeng, H., Xiaodan, G., Guoyin, W., & Ruixia, G. (2016). Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change*, 6, 166–171. <https://doi.org/10.1038/nclimate2837>
- Hueso González, P., Martínez Murillo, J.F., & Muñoz Rojas, M. (2018) The role of Organic amendments in drylands restoration. *Current Opinion in Environmental Sciences and Health*, 5, 1– 6. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.002>
- Imeson, A.C., & Vis, M. (1982). Factors influencing the aggregate stability of soils in natural and semi-natural ecosystems at different altitudes in the Central Cordillera of Colombia. *Z. Für Geomorphol*, 44, 94–105.
- Imeson, A.C., & Lavee, H. (1998). Soil erosion and climate change: the transect approach and the influence of the scale. *Geomorphology*, 23, 319–337. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(98\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(98)00005-1)



- Imeson, A.C., Lavee, H., & Calvo, A. (1998). The erosional response of calcareous soils along a climatological gradient in Southeast Spain. *Geomorphology* 24, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00097-4](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00097-4)
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report.
- IUCN (2022). *Nature-based Solutions*. <https://www.iucn.org/our-work/theme/nature-based-solutions>
- Katz, R., Brush, G., & Parlange, M. (2005). Statistics of extremes: Modeling ecological disturbances. *Ecology*, 86, 1124–1134. <https://doi.org/10.1890/04-0606>
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., & Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 610-611, 997–1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>
- 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*, 7. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00931-6>
- Kirkby, M.J., Abrahart, R., McMahon, M.D., Shao, J., & Thornes, J.B. (1998). MEDALUS soil erosion models for global change. *Geomorphology*, 24, 35–49. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00099-8](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00099-8)
- Kou, M., Jiao, J., Yin, Q., Wang, N., Wang, Z., Li, Y., Yu, W., Wei, Y., Yan, F., & Cao, B. (2016). Successional trajectory over 10 years of vegetation restoration of abandoned slope croplands in the Hill-Gully region of the Loess Plateau. *Land Degradation and Development*, 27, 919–932. <https://doi.org/10.1002/ldr.2356>.
- Lavee, H., & Poesen, J. (1991). Overland flow generation and continuity on stone cover soil surfaces. *Hydrological Processes*, 5, 345–360. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050403>
- Lavee, H., Imeson, A.C., & Pariente, S. (1998). The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect. *Land Degradation and Development*, 9, 407-422. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199809/10\)9:53.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199809/10)9:53.0.CO;2-6)
- Leach, M., Scoones, I., & Stirling, A. (2010). Dynamic sustainabilities: technology, environment, social justice. Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849775069>
- Lemus Cánovas, M., & López Bustins, J. (2016). *Variabilidad espacio - temporal de la precipitación en el sur de Cataluña y su relación con la oscilación del mediterráneo occidental (WEMO)* [Comunicación en Congreso]. X Congreso Internacional AEC: Clima, sociedad, riesgos y ordenación del territorio. Alicante, España. <http://dx.doi.org/10.14198/XCongresoAECALicante2016-21>
- Maltby, E. (2000). Ecosystem Approach: from principle to practice. Paper presented at Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference, Beijing, P.R. China, August 23 - 25, 2000
- Marañés Corbacho, A., Sánchez Garrido, J.A., De Haro Lozano, S., Sánchez Gomez, S.T., & Lozano Cantarero, F.J. (1994). *Análisis de suelo, metodología e interpretación*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería.
- Martín Vide, J. (2004). Spatial distribution of a daily precipitation concentration index in peninsular Spain. *International Journal of Climatology*, 24, 959–971. <https://doi.org/10.1002/joc.1030>
- Martínez-Murillo, J.F., Hueso-González, P., Ruiz-Sinoga, J.D., & Lavee, H. (2016a). Short-term experimental fire effects in soil and water losses in southern of Spain. *Land Degradation and Development*, 27, 1513-1522. <http://doi.org/10.1002/ldr.2504>.
- Martínez-Murillo, J.F., Remond, R., Hueso-González, P., & Ruiz-Sinoga, J.D. (2016b). Vegetation cover resilience in a burned mountainous area: the Rio Verde Wildfire (Province of Málaga, South of Spain). *Pirineos, Revista de Ecología de Montaña*, 171, 1-15. <http://dx.doi.org/10.3989/pirineos.2016.171008>
- Martínez-Murillo, J. F., Hueso-González, P., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2017). Impact of low pressure grazing in the hydrological and sediment connectivity in hillslopes under contrasted mediterranean climatic conditions (south of Spain): grazing and connectivity in mediterranean hillslopes. *Land Degradation and Development*, 29(4). <http://dx.doi.org/1002/ldr.2809>.
- Martínez-murillo, J.F., Remond, R., & Ruiz-Sinoga, J.D. (2020). Validation of RUSLE K factor using aggregate stability in contrasted mediterranean eco-geomorphological landscapes (southern Spain). *Environmental Research*, 183, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109160>
- McGinnis, M.D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2), 30. <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>



- 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. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000050042x>
- Moreno, J.M. (2005). *Evaluación Preliminar General de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Castilla-La Mancha. [https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/evaluacion-preliminar-de-los-impactos-en-espana-del-cambio-climatico/eval\\_impactos.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/evaluacion-preliminar-de-los-impactos-en-espana-del-cambio-climatico/eval_impactos.aspx)
- 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 Landforms*, 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)
- Narrant, C., & Douguedroit, A. (2005). Monthly and daily precipitation trends in the Mediterranean (1950–2000). *Theoretical and Applied Climatology*, 83, 89– 106. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0163-y>
- Olcina Cantos, J. (2017). Incremento de episodios de inundación por lluvias de intensidad horaria en el sector central del litoral mediterráneo español: análisis de tendencias en Alicante. *Sémata. Ciencias Sociales e Humanidades*, 29, 143–163. <https://doi.org/10.15304/s.29.4213>
- 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. <http://www.revistaespacios.com/a19v40n03/19400306.html>
- 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>
- Pérez Cueva, A. (1983). Precipitaciones extraordinarias en la España peninsular. *Agricultura y Sociedad*, 28, 189-203. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=82563>
- Pita López, M.F., Camarillo Naranjo, J.M., & Aguilar Alba, A. (1999). La evolución de la variabilidad pluviométrica en Andalucía y sus relaciones con el índice de la NAO. In J.M. Raso, & J. Martín Vide (eds.) *La Climatología española en los albores del siglo XXI*. Vilassar Oikos-tau. Asociación Española de Climatología, Serie A 1. <https://idus.us.es/handle/11441/30501>
- Prosdocimi, M., Cerdà, A., & Tarolli, P. (2016). Soil water erosion on Mediterranean vineyards: a review. *Catena*, 141, 1–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.010>.
- 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>
- Reid, J.B., & Goss, M.J. (1981). Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *Journal of Soil Science*, 32, 521–541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1981.tb01727.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. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015047686>
- Rengasamy, P., & Olsson, K.A. (1991). Sodidity and soil structure. *Australian Journal of Soil Research*, 29, 935-952. <http://dx.doi.org/10.1071/SR9910935>
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., Youngs, E.G., Amoozegar, A., Boolsink, H.W.G., & Bouma, J. (2002). *Saturated and field-saturated water flow parameters*. En J.H. Dane (Ed.) *Methods of soil analysis* (Pt 4) (p. 797-878). Soil Science Society of America: Madison, WI, USA.
- 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>
- Romero Díaz, M.A., López Bermudez F., Thornes J.B., Francis C., & Fisher G.C. (1986). Variability of overland flow erosion rates in a semiarid mediterranean environment under matorralcover, Murcia, Spain. *Catena Supplement*, 13, 1–11.
- Romero Diaz, A., Ruiz Sinoga, J. D., Robledano, F., & Cerdá, A. (2017) Ecosystem responses to land abandonment in Western Mediterranean Mountains. *Catena*, 149, 824-835. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.013>



- Ruiz García, J.A., & Núñez Mora, J.A. (2011). Sobre los periodos de retorno de las precipitaciones extraordinarias en la Comunidad Valenciana. *Calendario Meteorológico, 2012* (AEMET), 265–273. <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/2465>
- Ruiz Sinoga, J.D. (1983). *Permanencia y crisis de la agricultura aldeana: Competa*. Biblioteca Popular Malagueña. Diputación Provincial de Málaga.
- Ruiz Sinoga, J.D., García Marín, R., Martínez Murillo, J.F., & Gabarrón Galeote, M.A. (2010). Precipitation dynamics in southern Spain: trends and cycles. *International journal of climatology, 31*, 2281–2289. <https://doi.org/10.1002/joc.2235>
- Ruiz-Sinoga, J.D., & Romero Diaz, A. (2010). Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology, 118*(3–118), 359–368. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.02.003>
- Sempere Torres, D. (1994). La lluvia como agente erosivo: formación, distribución, erosividad e intercepción. *Ingeniería hidráulica en México, 9*(2), 5–18. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7357270>
- Senciales González, J.M., & Ruiz Sinoga, J.D. (2013) Análisis espacio-temporal de las lluvias torrenciales en la ciudad de Málaga. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 61*, 7–24. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.1533>
- Sharpley, A.N., & Williams, J.R. (1990). *Erosion/Productivity Impact Calculator*. USA Department of Agriculture. Technical Bulletin, 1768, 235.
- 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*, 2780, 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>
- Sillero Medina, J.A., Martínez Murillo, J.F., & Ruiz Sinoga, J.D. (2021) Efectos del incremento de la erosividad de lluvia en la estimación de pérdida de suelo (RUSLE) en el periodo 1997-2018: comparación en dos cuencas mediterráneas con diferentes condiciones pluviométricas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 89*. <https://doi.org/10.21138/bage.3092>.
- Simelton, E., Carew-Reid, J., Coulier, M., Damen, B., Howell, J., Pottinger-Glass, C., Tran, H.V., & Van Der Meiren, M. (2021). NBS Framework for Agricultural Landscapes. *Frontiers in Environmental Science, 9*, 678367. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.678367>
- Smith, R.D., & Maltby, E. (2003). Using the Ecosystem Approach to implement the convention on biological diversity: key issues and case studies, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2003.CEM.2.en>
- Thorne, C.R. (1990). Effects of Vegetation on Riverbank Erosion and Stability. In J.B. Thornes (Ed.) *Vegetation and Erosion* (pp. 125-144). Wiley. Chichester, England.
- Thornes, J.B. (1985). The ecology of erosion. *Geography, 70*, 222-235. <https://doi.org/10.1177/0309133310367548>
- Tisdall, J.M., & Oades, J.M. (1982). Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of soil science, 3*, 141–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- 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.
- Waylen, K.A., Blackstock, K.L., & Holstead, K.L. (2015). How does legacy create sticking points for environmental management? Insights from challenges to implementation of the ecosystem approach. *Ecology and Society, 20*(2), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-07594-200221>
- Webster, R., & Morgan, R.P.C. (2002). Soil Erosion and Conservation. In T.J. Toy, G.R. Foster & K.G. Renard (Eds.) *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement, and Control*. John Wiley & Sons.
- 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. <https://naldc.nal.usda.gov/catalog/CAT79706928>



- Wischmeier, W.H. (1959). A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. *Soil Science Society of America Proceedings*, 23, 246–249. <https://doi.org/10.2136/sssaj1959.03615995002300030027x>
- Wischmeier, W.H., Jonson, C.B., & Cross, B.V. (1971). A soil erodability nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, 26, 189-193.
- 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*. Gabinete de Estudios de la Naturaleza de la Axarquía (GENA), Vélez-Málaga.
- Zihni, E. (2000). *C-Factor Mapping Using Remote Sensing and GIS. A Case Study of Lom Sak / Lom Kao, Thailand*. Soil Science Division International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences Enschede, the Netherlands. <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2004/1537/>