

Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña mediterránea

V.H. Durán Z.^{1*}, C.R. Rodríguez P.², S. Cuadros T.³, J.R. Francia M.⁴

(1) IFAPA Centro "Las Torres-Tomejil", Carretera Sevilla-Cazalla km 12,2. 41200, Alcalá del Río, Sevilla, España

(2) Earth and Life Institute - Environmental Sciences (ELI-e). Université Catholique de Louvain. Croix du Sud 2, L7.05.02 B-1348 Louvain-la-Neuve, Belgium

(3) Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales Crta. Nacional IV A km 396, 14071 Córdoba, España

(4) IFAPA Centro "Camino de Purchil". Apdo. 2027, 18080 Granada, España

* Autor de correspondencia: V.H. Durán Z. [victorh.duran@juntadeandalucia.es]

> Recibido el 15 de septiembre de 2013, aceptado el 14 de enero de 2014.

Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Cuadros, T.S., Francia, M.J.R. 2014. Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña mediterránea. *Ecosistemas* 23(1):66-72. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-1.12

La degradación de suelos en los agroecosistemas mediterráneos implica una pérdida de utilidad actual y una reducción de sus funciones potenciales, tanto por procesos naturales, como aquellos especialmente inducidos e intensificados por las acciones humanas. Se evalúa el impacto de la erosión y escorrentía en diferentes tipos de uso del suelo (TUS): agrícola (olivar, almendro y cereal), bosque (*Pinus halepensis* y *Pinus sylvestris*), matorral, pastizal y tierras de cultivo abandonadas, en Sierra Nevada (SE España). Las parcelas cerradas de erosión-escorrentía con dos repeticiones fueron instaladas en las laderas en cada TUS, registrándose tasas de erosión y escorrentía durante 22 eventos lluviosos. De acuerdo con los resultados obtenidos en el marco del presente estudio, los TUS consistentes en *P. halepensis* y *P. sylvestris* minimizaron de forma significativa la erosión y escorrentía, en contraste con los suelos agrícolas abandonados. En relación a los TUS con actividad agrícola se determinó una mayor incidencia de la erosión en el olivar respecto al almendro y cereal. El matorral registró tasas de erosión y escorrentía intermedia entre los *Pinus* spp. y agrícola-pastizal. En consecuencia, la alteración de la cubierta vegetal es crucial para interpretar la degradación de la productividad de los suelos, así como para planificar estrategias sostenibles con el objeto de mitigar los procesos de degradación del suelo en agroecosistemas mediterráneos.

Palabras clave: Cubierta vegetal; degradación de suelos; Sierra Nevada; tipos de uso del suelo.

Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Cuadros, T.S., Francia, M.J.R. 2014. Impact of soil erosion and runoff on mountain slopes of Mediterranean agroecosystems. *Ecosistemas* 23(1):66-72. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-1.012

Land degradation in Mediterranean agroecosystems implies the loss of current utility and reduction of its potential functions, by both natural processes and those specifically induced and intensified by human actions. The impact of erosion and runoff on different land-use types (LUT): farmland (olive, almond and cereal), forest (*Pinus halepensis* and *Pinus sylvestris*), shrubland, grassland and abandoned farmland in Sierra Nevada (SE Spain) have been assessed. The erosion plots twice replicated were located on the slopes for each land-use type, monitoring the erosion and runoff rates for 22 rainfall events. According to the results of the present study the LUT consisting in *P. halepensis* and *P. sylvestris* significantly minimized soil erosion and runoff, in contrast to the abandoned farmland. In relation to farmland activity important impact of erosion has been found in olive plots than in almond and cereal. The shrubland generated intermediate erosion and runoff rates between *Pinus* trees and agriculture-grassland plots. Consequently, plant cover change is crucial in interpreting the productivity degradation of soils, as well as in planning sustainable strategies to mitigate soil degradation processes in Mediterranean agroecosystems.

Key words: Plant cover; soil degradation; Sierra Nevada; land use types.

Introducción

El empleo y manejo sostenible de los recursos naturales se ha convertido en un tema cada vez más importante en muchas regiones del mundo, con especial atención en el manejo de los bosques, y en la gestión adecuada de la agricultura en zonas de montaña (Izac y Sánchez 2001, Durán et al. 2011a, 2013). Concretamente, los sistemas de montaña de la región mediterránea han experimentado cambios considerables desde la mitad del siglo XX. Durante muchos años, las montañas jugaron un papel fundamental desde el punto de vista económico y social, ya que proporcionaban recursos que sustentaban a una buena parte de la población (Lasanta et al. 2005). Sin embargo, desde los años 50 estas regiones han

sufrido profundos cambios, pasando a ser territorios sin mucho interés económico, por su baja capacidad para responder a las exigencias cada vez mayores y más competitivas del mercado. Así, muchos pueblos fueron abandonados, dando lugar a cambios sustanciales en el paisaje, desde una estructura muy poblada con especial cuidado por el mantenimiento de la fertilidad del suelo, a una caracterizada por el abandono de cultivos tradicionales, el avance de la vegetación natural y la erosión. En este contexto, se estima que en España aproximadamente existen unos 12 millones de hectáreas en abandono procedentes de laboreo extensivo en tierras marginales, con un impacto ambiental alto, según las tendencias de desarrollo actuales (Varela y Sumpsi 2002). De acuerdo con estos autores, la importancia de estos sistemas extensivos es muy

alta, pues ocupan 25 millones de hectáreas del total de 42 millones de hectáreas de tierras agrícolas. Parte de estos sistemas han sido gradualmente transformados en laboreo intensivo, mientras que el resto de las tierras permanece bajo un alto riesgo de abandono. Aproximadamente un 60 % de la superficie se califica como área montañosa en España, o como área desfavorecida, y por tanto, no apta para la agricultura intensiva. Como dato, en España existen 89 500 hectáreas de almendro abandonado en 2013, de las cuales 20 000 corresponden a Andalucía.

Asimismo, existe un cierto consenso en el hecho de que el abandono de tierras agrícolas provoca en algunas circunstancias la invasión de matorrales, herbáceas e incluso de pinos, que incrementan el riesgo de incendios. La disminución de la producción animal extensiva origina también un menor control de la vegetación y un aumento de riesgo de incendios.

Estos factores son potenciados a su vez por las propias características del clima mediterráneo, caracterizado por unas lluvias de marcado carácter aleatorio y con frecuencia violento. La existencia de unas marcadas sequías estivales, se combina con aguaceros de alta energía que crean condiciones muy propicias para la erosión hídrica. Además, estas precipitaciones se caracterizan por presentarse de forma muy variable, tanto interanualmente, como dentro del mismo ciclo hidrológico (López y Romero 1993).

La adecuada utilización y conservación de los recursos naturales suelo y agua, en los agroecosistemas se considera uno de los pilares fundamentales del desarrollo rural sostenible (de Graaff et al. 2013). Los cambios significativos de la cubierta terrestre afectan de forma crucial a la calidad y salud de los suelos, sobre todo los cambios de uso que promueven la degradación de éstos (Zucca et al. 2010, Beheshti et al. 2012). En este contexto, el abandono de las tierras agrícolas puede conducir a largo plazo al establecimiento de arbustos y bosques, sin embargo, a corto plazo puede provocar el deterioro de las propiedades físico-químicas del suelo, de forma similar la conversión de bosques y praderas en tierras de cultivo (Fattet et al. 2011, García y Lana-Renault 2011, Beheshti et al. 2012). Por lo tanto, la dinámica de la cubierta vegetal, en particular la deforestación, incendios forestales y el abandono de suelos agrícolas, se han convertido en una preocupación fundamental, siendo sus consecuencias importantes en los agroecosistemas de montaña, muy especialmente en zonas áridas y semiáridas de clima mediterráneo.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto de la erosión y escorrentía con diferentes tipos de usos del suelo, en un agroecosistema de montaña de clima semiárido mediterráneo en Lanjarón (Granada).

Material y métodos

Zona de estudio y medidas de campo

El área de estudio se localiza en Sierra Nevada, Lanjarón, Granada (Andalucía, España). Las características ya comentadas del clima mediterráneo en esta zona de estudio se manifiestan de forma muy acentuada al igual que en otras regiones del sureste de la Península Ibérica. Las lluvias de tipo torrencial originan grandes avenidas e inundaciones, así como pérdidas de suelo importantes y abarrancamientos en las zonas de materiales poco resistentes y áreas poco cubiertas por la vegetación (López y Romero 1993). El material parental del suelo dominante, es coluvial y compuesto predominantemente por filitas y esquistos, con suelos generalmente de escasa profundidad. Los suelos tienen textura arcillosa, franco-arenosa y franco-limosa. En la **Tabla 1** se detallan además algunas propiedades físico-químicas.

La precipitación media anual del año hidrológico de clima semiárido mediterráneo en la zona de estudio es de 490.4 mm con una alta variabilidad interanual e intensidad, concentrándose en invierno y otoño, con tormentas torrenciales de corta duración, frecuentes en primavera. La temperatura media anual, máxima y mínima es de 15, 20.8 y 9.2 °C, respectivamente.

En la **Tabla 2** se presentan algunos detalles de las 16 parcelas cerradas de erosión-escorrentía distribuidas en el área de estudio, en pendientes orientadas hacia el sur. El porcentaje medio de cobertura vegetal se estimó por medio de cuatro observaciones usando una cuadrícula de 1 m² (1 m x 1 m, dividida en cuadrados de 10 por 10 cm) con 100 cuadrículas durante todo el período de estudio en tres fechas (marzo-noviembre de 2009 y marzo de 2010).

Las pérdidas de suelo se midieron en el cajón-colector de cada parcela cerrada bajo un determinado tipo de uso del suelo (**Fig. 1**). Después de cada evento se midió la escorrentía, que se recogió en bidones. De estos bidones, se tomaron muestras de agua para determinar la concentración de sedimentos, en alícuotas. Estas se dejaron reposar para facilitar la decantación de los sedimentos y se secaron en estufa a una temperatura de 105 °C, hasta peso constante. La concentración de sedimentos multiplicada por el total de escorrentía recogida, se obtiene la pérdida de suelo total.

Cada bloque de parcelas estuvo provista de un pluviómetro Thies Clima a menos de 60 m de las mismas, este instrumental fue dispuesto en campo con la finalidad de caracterizar el microclima. Para cada uno de los eventos lluviosos se estimó la intensidad máxima a 30 minutos (I_{30}), y la energía cinética ($KE = 210 + 89 \log_{10} I$) (Wischmeier y Smith 1978, Brandt 1990). El índice de erosividad para cada evento se calculó multiplicando la energía cinética por su intensidad máxima (Wischmeier 1976).

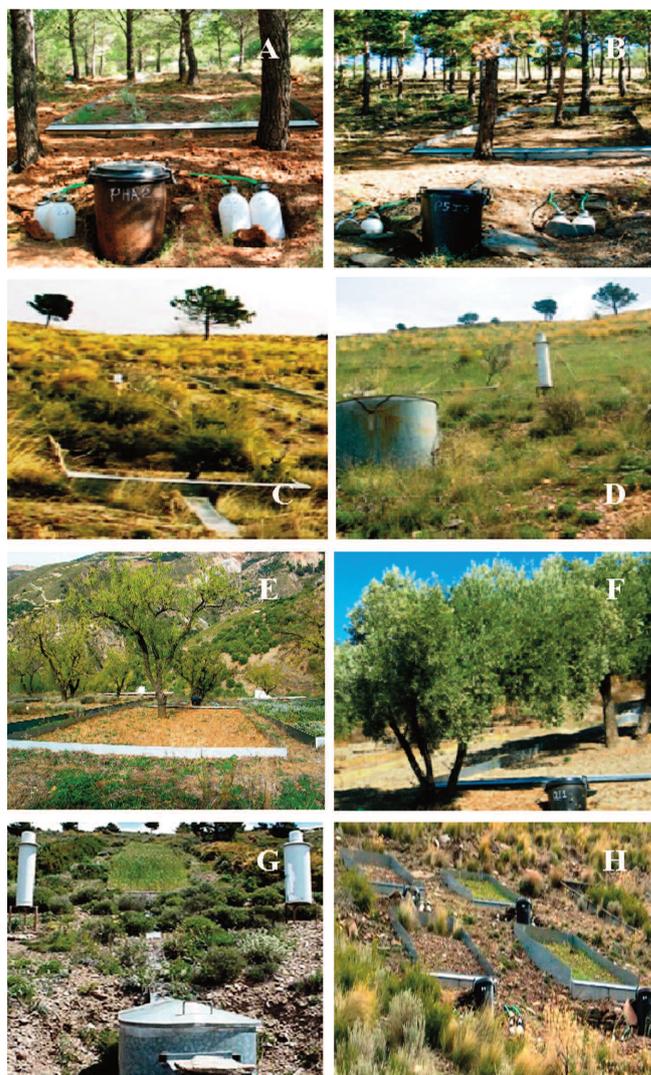


Figura 1. Parcelas cerradas empleadas para la monitorización de la erosión y escorrentía en los distintos tipos de uso del suelo, *P. halepensis* Mill. (A), *P. sylvestris* L. (B), matorral (C), pastizal (D), almendro (E), olivar (F), cereal (G) y suelo agrícola abandonado (H).

Figure 1. Closed plots for monitoring soil erosion and runoff in different land-use types, *P. halepensis* Mill. (A), *P. sylvestris* L. (B), scrub (C), pasture (D), almond (E), olive (F), cereal (G) and abandoned farmland land (H).

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los suelos en cada tipo de uso del suelo (TUS) a 0-25 cm de profundidad**Table 1.** Physico-chemical soil properties for each land-use type (LUT) at 0-25 cm soil depth

TUS	Localización	Arcilla (g kg ⁻¹)	Limo (g kg ⁻¹)	Arena (g kg ⁻¹)	COS (g kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)	DA (Mg m ⁻³)	Pendiente (%)	Tipo de suelo (FAO 1998)
Olivar	36° 51' 44" N y 3° 29' 50" E	133	200	667	8.5	7.5	1.19	26	Regosol eútrico
Almendro	36° 55' 50" N y 3° 30' 01" E	88	215	697	8.4	7.4	1.17	33	Regosol eútrico
Cereal	36° 56' 48" N y 3° 29' 25" E	96	250	654	10.0	7.6	1.16	35	Cambisol eútrico
Suelo abandonado	36° 56' 48" N y 3° 29' 25" E	71	224	705	6.7	8.2	1.27	25	Cambisol eútrico
Pastizal	36° 56' 48" N y 3° 29' 25" E	97	260	643	9.6	7.9	1.11	35	Phaeozem háplico
<i>P. sylvestris</i> L.	36° 57' 10" N y 3° 28' 52" E	140	320	540	17.8	6.5	1.04	30	Phaeozem háplico
<i>P. halepensis</i> Mill.	36° 56' 05" N y 3° 30' 18" E	155	173	672	22.9	6.2	0.91	28	Cambisol crómico
Matorral	36° 56' 48" N y 3° 29' 25" E	68	349	583	13.5	7.7	1.12	35	Phaeozem háplico

COS, carbono orgánico del suelo; DA, densidad aparente

Tabla 2. Características generales de las parcelas cerradas de erosión-escorrentía en cada TUS**Table 2.** General characteristics of the runoff and erosion plots in each LUT

Tipo de uso del suelo	Nº de parcelas	Superficie (m ²)	Cobertura vegetal (%)	Manejo de suelo	Otras características
Olivar (<i>Olea europaea</i> L.)	2	40	42	Laboreo convencional	Plantación en secano con 144 árboles por hectárea y monocultivo
Almendro (<i>Prunus amygdalus</i> L.)	2	40	37	Laboreo convencional	Plantación en secano con 256 árboles por hectárea y monocultivo
Cereales	2	24	61	Laboreo convencional	Plantación en secano: <i>Triticum aestivum</i> L., <i>Avena sativa</i> L. y <i>Hordeum vulgare</i> L.
Suelo agrícola abandonado	2	24	41	Ninguno	Sin ningún tipo de perturbación desde 2007: <i>Ulex parviflorus</i> Pourret, <i>Santolina chamaecyparissus</i> L., <i>Stipa tenacissima</i> L., <i>Phlomis purpurea</i> L., <i>Bromus</i> sp., <i>Dactylis glomerata</i> L., <i>Thapsia villosa</i> L., etc.
Pastizal	2	24	72	Ninguno	Especies de tipo Poaceae: <i>Festuca granatensis</i> Boiss., <i>Agrostis</i> sp., <i>Jurinea humilis</i> (Desf.) DC., <i>Dactylis</i> sp., <i>Bromus</i> sp., etc., con presencia de <i>Stipa tenacissima</i> , <i>Brachypodium</i> sp, etc.
<i>Pinus sylvestris</i> L.	2	40	84	Ninguno	Reforestado en 1953
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	2	40	96	Ninguno	Suelo cubierto por un alto porcentaje de acículas. Reforestado 60 años antes
Matorral	2	24	75	Ninguno	<i>Ulex parviflorus</i> Pourret, <i>Genista</i> sp., <i>Adenocarpus decorticans</i> Boiss., <i>Brachypodium</i> sp., <i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link, <i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss., <i>Lavandula pedunculata</i> (Mill.) Cav., <i>Halimium umbellatum</i> subsp <i>viscosum</i> (Willk.) O. Bolòs and Vigo, <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt., <i>Carlina vulgaris</i> L., <i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter, <i>Artemisia</i> sp, etc.. Plantas aromáticas: <i>Thymbra capitata</i> (L.) Cav., <i>Thymus baeticus</i> Boiss., <i>Thymus zygis</i> Loeffl ex L., <i>Salvia officinalis</i> L., <i>Lavandula stoechas</i> L., <i>Rosmarinus officinalis</i> L., <i>Santolina</i> sp., etc.

Se realizaron análisis de correlación ($p < 0.01$) para evaluar las relaciones entre la erosión y escorrentía, con las propiedades de los eventos de lluvia y el grado de protección del suelo.

Resultados

Lluvia y efecto sobre la erosión y escorrentía según el tipo de uso de suelo

Se registraron un total de 22 eventos durante el período de seguimiento (enero 2009-abril 2010). De las lluvias registradas en las parcelas de olivar y almendro en el período de estudio, el 91 % de eventos superó 10 mm de lluvia, con una intensidad media de I_{30} 9.1 mm h⁻¹. Las precipitaciones fueron variables y típicas del clima mediterráneo, con tormentas torrenciales breves, lo que causó bajas tasas de infiltración, y por lo tanto un alto riesgo de erosión y escorrentía (Fig. 2). Para el grupo de parcelas con cereal, pastizal,

matorral y suelos agrícolas abandonados, el 73 % de los casos fueron > 10 mm, con I_{30} de 9.0 mm h⁻¹. Para *P. halepensis*, el 72 % con intensidad I_{30} de 7.4 mm h⁻¹, y para *P. sylvestris* con el 64 % con una intensidad I_{30} de 9.4 mm h⁻¹.

La distribución temporal de los eventos lluviosos fue extremadamente relevante, concentrándose en pocos días los eventos más fuertes. En este contexto, el 25/12/2009 tuvo lugar un evento importante, especialmente en las parcelas de olivar y almendro, registrándose una lluvia de 206.2 mm e I_{30} de 17.3 mm h⁻¹, y el 28/12/2009, en las cercanías de las parcelas de cereal, pastizal, matorral y suelos agrícolas abandonados, de 245.9 mm e I_{30} de 13.2 mm h⁻¹ (datos no mostrados). En esta misma fecha en las parcelas de *P. halepensis* y *P. sylvestris* tuvo lugar una lluvia de 247.9 e I_{30} de 13.7 mm h⁻¹ y 229.6 mm e I_{30} de 15.2 mm h⁻¹, respectivamente, lo que representó una parte sustancial de la lluvia total y anual.

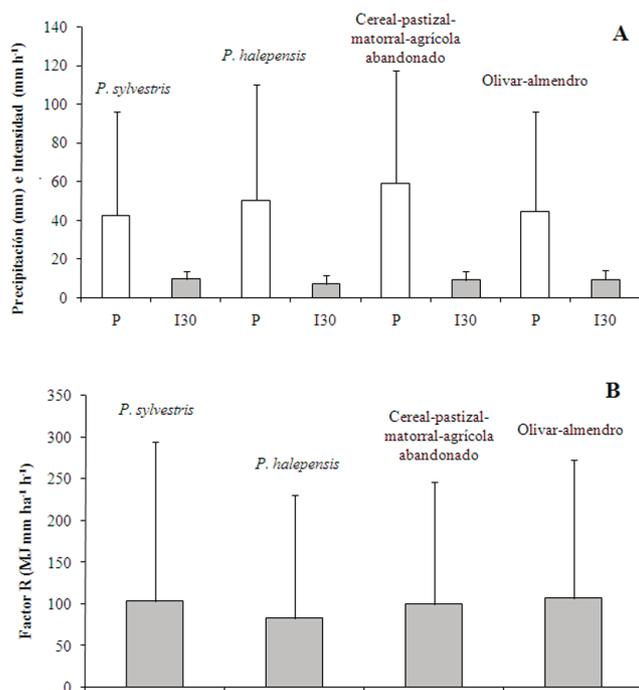


Figura 2. Precipitación media P , intensidad máxima I_{30} (A) e índice de erosividad (B) para todos los eventos durante el periodo de estudio. Las barras representan la desviación estándar.

Figure 2. Average precipitation P , maximum intensity I_{30} (A) and erosivity index (B) for all events during the study period. The bars represent the standard deviation.

La **Tabla 3** presenta el promedio de erosión y escorrenría bajo diferentes tipos de uso del suelo, con variaciones espacio-temporales muy significativas. En particular, el impacto de la erosión y escorrenría fue significativo en las parcelas con suelos agrícolas abandonados, olivar, almendro y cereal (con valores por encima de 0.32 t ha^{-1} y 11 mm , respectivamente). En los usos del suelo consistentes en *P. halepensis* y *P. sylvestris*, el impacto de la erosión fue reducido al mínimo (con valores por debajo de 0.02 t ha^{-1} y de 2.4 mm , respectivamente), similar situación intermedia pero en menor grado en el matorral y la vegetación de pastizal (con valores entre 0.13 y 0.23 t ha^{-1} y 5.6 y 8.5 mm , respectivamente), el efecto de la erosividad de la lluvia fue importante en el matorral y pastizal. Por otra parte, la escorrenría en el suelo agrícola abandonado (30.4 mm) y en almendro (24.8 mm) fue marcadamente superior respecto a los demás usos del suelo. En parcelas de *P. halepensis* y *P. sylvestris*, la escorrenría fue mínima, con 1.7 y 2.4 mm , respectivamente.

Tanto la erosión ($r = -0.925$) como la escorrenría ($r = -0.847$) estuvieron negativamente relacionadas con el porcentaje de suelo cubierto. Sin embargo, estos factores estuvieron relacionados de forma positiva con la lluvia (volumen de lluvia) ($r = 0.572$ y $r = 0.437$, respectivamente) ($p < 0.01$) y el índice de erosividad ($r = 0.541$ y $r = 0.406$, respectivamente). En contraste con la intensidad I_{30} , que solo estuvo relacionada ($p < 0.01$) con la erosión ($r = 0.455$) y no con la escorrenría.

En general, la cubierta de matorral respecto al pastizal fue más efectiva en reducir la escorrenría pero no la erosión. En los suelos dedicados a la actividad agrícola el impacto de la erosión fue mayor en parcelas de olivar y de escorrenría en parcelas de almendro.

En términos de promedio anual para el periodo de estudio, la erosión de suelos en olivar, almendro, cereal, suelos de cultivo abandonado y pastizal fue de 5.1 , 3.3 , 2.7 , 4.1 , y $1.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y la escorrenría 186.1 , 158.7 , 123.1 , 220.4 y $150.9 \text{ mm año}^{-1}$, respectivamente. En relación a la erosión bajo cubiertas de *P. sylvestris*, *P. halepensis* y matorral fue 0.19 , 0.08 y $1.24 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y la escorrenría del 24.0 , 18.7 y 50.6 mm año^{-1} , respectivamente. En consecuencia, en términos generales la incidencia de la erosión y escorrenría en orden ascendente según los tipos de usos del suelo estudiados en el presente estudio siguieron forma ascendente el siguiente patrón: suelo agrícola abandonado > agrícola > pastizal > matorral > bosque.

Tabla 3. Erosión y escorrenría en cada TUS

Table 3. Soil erosion and runoff in each LUT

Tipo de uso del suelo	Erosión (t ha^{-1})	Escorrenría (mm)
Suelo agrícola abandonado	0.50 ± 0.90	30.4 ± 17.7
Olivar (<i>Olea europaea</i> L.)	0.42 ± 0.80	11.0 ± 20.4
Almendro (<i>Prunus amygdalus</i> L.)	0.40 ± 0.78	24.8 ± 32.5
Cereales	0.32 ± 0.80	12.5 ± 25.5
Matorral	0.23 ± 0.40	5.6 ± 10.0
Pastizal	0.13 ± 0.27	8.5 ± 17.3
<i>Pinus sylvestris</i> L.	0.02 ± 0.06	2.4 ± 5.6
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	0.01 ± 0.03	1.7 ± 4.5

± Desviación estándar

Discusión

Cerdan et al. (2010) registra tasas de erosión para diferentes TUS, que están estrechamente relacionadas con las que se determinan en el marco del presente experimento, en particular para bosques, pastizal, matorral, suelos agrícolas y suelos agrícolas abandonados de 0.18 , 0.32 , 0.54 , 8.62 , y $9.05 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, para entornos semiáridos de España, Chirino et al. (2006) determinó para suelo agrícolas abandonados, pastizal y matorral de 1.90 , 0.049 y $0.042 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. Estos resultados confirman la gran variabilidad espacial en las tasas de erosión en la zona del Mediterráneo, debido fundamentalmente a la naturaleza de los experimentos (p.e. el grado de cobertura del suelo, fragmentos de roca, especies de plantas, grado de pendiente, longitud, etc.). En consecuencia, las principales fuentes potenciales de variación son debidas a la falta de armonía entre las condiciones metodológicas, alta variabilidad de las precipitaciones y los objetivos de cada estudio específico. En este sentido, es un hecho conocido que el tamaño de las parcelas de estudio puede repercutir en cierto modo en los resultados de erosión y escorrenría, y este efecto a su vez puede variar según el grado de degradación del suelo. En este contexto, Moreno de las Heras et al. (2010) determinaron la erosión y la escorrenría en diferentes tamaños de parcela (1 - 15 m de largo) y bajo diferentes grados de cobertura vegetal. Obtuvieron que al aumentar el tamaño de parcela disminuyera la escorrenría generada por unidad de superficie, y además esta disminución fue más pronunciada en suelos con alto porcentaje de cobertura vegetal. De cualquier modo, la variación de la escorrenría con respecto al tamaño de parcela se hace prácticamente nula a partir de los 12 m de longitud de parcela. En consecuencia, de acuerdo con Moreno de las Heras et al. (2010), podríamos tener en este estudio dos grupos de uso de suelo según su cobertura: los más protegidos serían *Pinus*, pastizal y matorral y los de menor cobertura almendro, olivar y suelo abandonado. Las tasas de tolerancia a la pérdida de suelo pueden diferir según la cubierta vegetal, clima, topografía, y diversas características del suelo. De acuerdo con los resultados del presente estudio, las tasas determinadas en todos los tipos de usos del suelo no superaron el índice de tolerancia a la erosión del suelo de $11.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ según Unger (1984), pero superó el límite superior de la formación del suelo ($1.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), especialmente en los suelos dedicado a la agricultura ($> 1.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para las condiciones prevalecientes en Europa y de acuerdo a Verheijen et al. (2009).

Bosque

La erosión y escorrenría anuales registrados en *P. halepensis* fueron similares a los reportados por Topić et al. (2008) con $0.04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y 6.2 mm año^{-1} , respectivamente. Este descenso significativo de la erosión bajo *P. halepensis* y *P. sylvestris* se puede atribuir a la cubierta densa de hojarasca, que protege y anula eficazmente la erosividad de las gotas de lluvia. Asimismo, las especies de *Pinus*, tienen una importante capacidad de interceptación de lluvia. Llorens y Domingo (2007) realizaron una revisión exhaustiva de la capacidad de interceptación y escorrenría cortical de diversas

especies en ambientes mediterráneos, y obtuvieron valores de interceptación relativa para *P. sylvestris* entre 23.6 y 48.4 %, por lo que esta elevada capacidad de interceptación de lluvia, propicia el descenso de la erosión.

De acuerdo con la FAO (1989), el uso de la cubierta forestal es uno de los métodos más comunes para la restauración de tierras degradadas y minimizar el riesgo de erosión del suelo. El establecimiento del *P. halepensis* tradicionalmente se ha desarrollado en los ecosistemas degradados a fin de reducir la erosión del suelo en las zonas del Mediterráneo durante el siglo XX. Sin embargo, el papel de *P. halepensis* en la restauración de las tierras semiáridas degradadas ha sido cuestionado por Maestre y Cortina (2004). Para estos autores, las consecuencias positivas de las plantaciones de *P. halepensis* en las propiedades del suelo son apenas existentes, además, afirman que dichas reforestaciones tienen un efecto negativo sobre la vegetación espontánea, ya que ésta se compone principalmente de especies típicas de las primeras fases de la sucesión, y de forma escasa de especies de las últimas fases de la sucesión ecológica. Del mismo modo, estas reforestaciones pueden reducir la biodiversidad de aves y promover el brote de ciertas plagas (Maestre y Cortina 2004). Asimismo, Bellot et al. (2004) señala que la introducción de *P. halepensis* con la forestación tiene un efecto negativo en el desarrollo del arbusto nativo en zonas semiáridas del Mediterráneo. Por ello, el estudio a largo plazo de las propiedades del suelo y del efecto de dichas plantaciones sobre la biodiversidad se hace absolutamente necesario. Asimismo, las reforestaciones mixtas basadas en la introducción de *P. halepensis* o *P. sylvestris* deberán realizarse de forma conjunta con la introducción de matorrales del estadio tardío de las etapas sucesionales. En el marco del presente experimento se ha demostrado, que los suelos cubiertos con *P. halepensis* ($0.08 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y *P. sylvestris* ($0.19 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) pueden mejorar la conservación de los suelos evitando su transporte debido a la erosión. En este sentido, Chirino et al. (2006), señalaron que suelos con *P. halepensis* y vegetación nativa sin árboles generan la misma cantidad de escorrentía, en consecuencia, la interacción entre los árboles (*Pinus halepensis*) y el sotobosque reduce la escorrentía al mínimo.

Suelos con actividad agrícola

En el área mediterránea, Kosmas et al. (1997) estimaron la erosión del suelo para los cereales de secano en $0.176 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, Lasanta et al. (2006) en las zonas montañosas con cereales registró una tasa de erosión superior a $1.37 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En este contexto, Durán et al. (2004) para cereales en laderas con pendiente de 35.5 %, determinaron valores de erosión entre 0.40 hasta $14.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En líneas generales, la tasa de $2.76 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ estimado en el presente estudio para el cereal se encuentra dentro de los valores de erosión reportados para la zona mediterránea.

La errática cubierta vegetal y los amplios marcos de plantación en los cultivos tradicionales de olivar y almendro afectan de forma significativa en el desarrollo de los procesos de erosión y escorrentía. En este sentido, de acuerdo con Francia et al. (2006) y Gómez et al. (2003), en Andalucía la erosión en olivar con laboreo convencional puede alcanzar 5.7 y $4.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. De forma similar según Durán et al. (2008) en plantaciones de almendro en laderas con el mismo manejo del suelo, la erosión osciló entre 1.3 y $10.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Estos datos demuestran una vez más la alta variabilidad de la erosión en plantaciones de montaña con olivar y almendro en condiciones mediterráneas.

En consecuencia, los suelos agrícolas en general poseen un alto riesgo de generación de erosión y escorrentía. Asimismo, los resultados demuestran que las áreas de mayor pérdida de suelo están asociadas con la discontinuidad de la cubierta vegetal, especialmente en los suelos agrícolas abandonados, promoviendo incrementos significativos a corto plazo de la erosión y escorrentía, como se determinó en este estudio ($4.07 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $220.4 \text{ mm año}^{-1}$, respectivamente). Sin embargo, los fenómenos de erosión y escorrentía pueden verse aminorados con el progresivo establecimiento natural de los arbustos anuales y perennes (Fig. 3). Tras el abandono de los suelos agrícolas, las plantas anuales gradual-

mente se convierten en la especie dominante (pastos y malezas), con sistemas de raíces importante pero no tan desarrollado como en el caso del matorral.

Esto sugiere que las plantas establecidas pueden reforzar la estabilidad de los suelos mediante el desarrollo de una red de raíces, sobre todo debido a la diversidad de especies que colonizan el suelo desnudo, como es el caso del pastizal y matorral.

Pastizal y matorral

La cubierta vegetal es un factor crucial en la mitigación de la erosión del suelo, su capacidad de protección está estrechamente relacionada con la biomasa y la diversidad de especies, como es el caso del pastizal y matorral (Fig. 3). Cardinale et al. (2007) indicaron que las mezclas de especies pueden producir un promedio de 1.7 veces más biomasa que los monocultivos, por lo tanto, la estabilidad del suelo depende también de la estructura de las asociaciones de plantas. En este contexto, Power y Follett (1987) indicaron que la pérdida de diversidad vegetal, número de especies, complejidad estructural, y presencia de monocultivos, pueden promover la susceptibilidad a la erosión del suelo, sobre todo en agroecosistemas de montaña. Kosmas et al. (1997) para matorral mediterráneo registró una tasa de erosión entorno a las $0.067 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que es inferior a $1.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, determinados en nuestro experimento. Asimismo, Thomes (1985, 1990) amplió la relación entre vegetación y erosión, argumentando que al crecer la vegetación, se modifican los procesos geomórficos, que al mismo tiempo influyen en el crecimiento de la vegetación. La conclusión de estos estudios es que la relación vegetación-erosión puede llegar a un cierto equilibrio dinámico, determinado por la dinámica de cada uno de estos aspectos. Según Durán et al. (2006, 2011b) la erosión y escorrentía son mitigados significativamente en virtud al matorral, favoreciendo fundamentalmente el incremento de las tasas de infiltración del agua de lluvia, y aumento de hojarasca y materia orgánica depositada en el suelo.

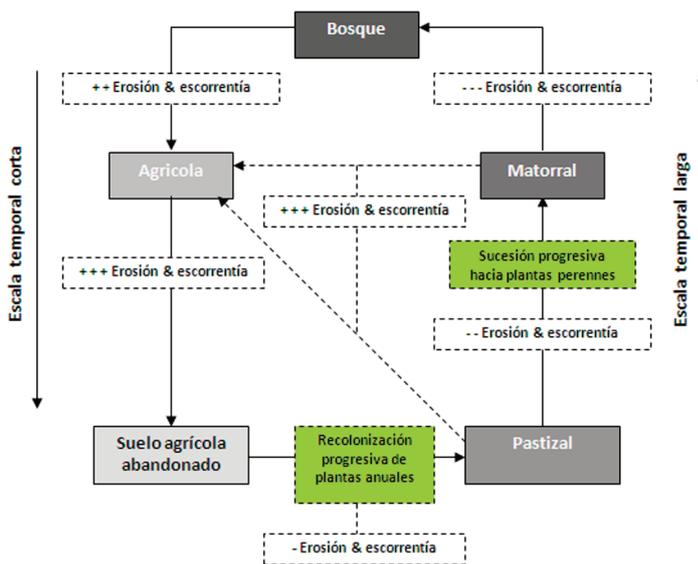


Figura 3. Dinámica de los tipos de uso del suelo y su impacto en la erosión y escorrentía en un agroecosistema de montaña.

Figure 3. Dynamics of land-use types and their impact on erosion and runoff in mountainous agroecosystems

Conclusión

Las características de las precipitaciones de la zona semiárida mediterránea con eventos de alta intensidad y corta duración, incrementan el riesgo de erosión de suelos, agravado por la escasa cubierta vegetal que presentan algunos tipos de usos del suelo abandonados. Se determina que en las primeras etapas posteriores al abandono de los terrenos por la agricultura, estos presentan un elevado riesgo de desarrollar los procesos de erosión y escorrentía.

Los suelos agrícolas dedicados al cultivo de almendro y olivo, muchos de ellos instalados en laderas con fuertes pendientes, generan altas tasas de erosión y escorrentía, sobre todo por sus amplios marcos de plantación. Lo mismo ocurre con los suelos ocupados por cereal, sobre todo en las primeras etapas de crecimiento.

En este estudio queda patente la importancia del tipo de uso de suelo y por tanto de cobertura vegetal como factor determinante en la generación de erosión. En los cultivos de olivar y almendro, las tasas son menores que en cultivos abandonados, por una mayor continuidad en la cobertura. El impacto de la erosión fue menor en zonas con pastizal y matorral, debido posiblemente a la mayor diversidad de plantas, que proporcionan una estabilidad al suelo mediante sus sistemas radiculares e interceptación y reducción de la energía de las gotas de lluvia por su masa foliar.

Las tasas de erosión y escorrentía en los suelos con *P. halepensis* y *P. sylvestris* fueron mínimos, fundamentalmente atribuidos a la copa de los árboles y por la hojarasca que genera y protege la superficie del suelo. Por lo tanto, existe una clara necesidad de prestar mayor atención al desarrollo de prácticas adecuadas de uso del suelo en este tipo de agroecosistemas de montaña. El control de la erosión en este tipo de ambientes es extremadamente esencial debido al impacto negativo que puede producir en la calidad y productividad del mismo, lo que en definitiva representa una amenaza para el uso de los recursos suelo y agua. El uso de cubiertas vegetales en los cultivos de almendro y olivar instalados en fuertes pendientes, así como un mantenimiento y recuperación de las estructuras (terrazas) tradicionales son algunas de las medidas para promover el uso sostenible de esos agroecosistemas. En consecuencia, el principal objetivo para estas zonas de montaña en el área mediterránea será integrar la gestión de los diferentes usos del suelo y en especial el de cultivos en combinaciones armoniosas que se promuevan el uso sostenible.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en el marco de los proyectos de investigación "Procesos hidrológicos y erosivos y valoración de la biomasa y secuestro de carbono orgánico bajo diferentes usos del suelo en la cuenca agraria "El Salado", Lanjarón (SE España) (RTA2007-00008-00-00)" y "Técnicas de agricultura de conservación en cultivos leñosos de secano y clima mediterráneo: implicaciones en la productividad sostenible, control de la erosión, mantenimiento de la biodiversidad edáfica y la calidad de los suelos (RTA2011-00007-00-00)", ambos otorgados por el INIA y cofinanciado con fondos FEDER de la UE.

Referencias

- Beheshti, A., Raiesi, F., Golchin, A. 2012. Soil properties, C fractions and their dynamics in land use conversion from native forests to croplands in northern Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148:121-133.
- Bellot, J., Maestre, T.F., Chirino, E., Hernández, N., de Urbina, O.J. 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta Oecologica* 25:7-15.
- Brandt, J.C., 1990. Simulation of the size distribution and erosivity of raindrops and through fall drops. *Earth Surface Processes and Landforms* 15:687-698.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Cadotte, M.W., Carroll, I.T., Hector, A., Srivastava, D.S., Loreau, M., Weis, J.J. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity: A meta-analysis of 45 experiments. *Proceedings of the National Academy of Science* 104:18123-18128.
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122:167-177.
- Chirino, E., Bonet, A., Bellot, J., Sanchez, J.R. 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a Semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65:19-29.
- de Graaff, J., Aklilu, A., Ouessar, M., Asins, V.S., Kessler, A. 2013. The development of soil and water conservation policies and practices in five selected countries from 1960 to 2010. *Land Use Policy* 32:165-174.
- Durán, Z.V.H., Francia, M.J.R., Martínez, R.A. 2004. Impact of vegetative cover on runoff and soil erosion at hillslope scale in Lanjarón, Spain. *The Environmentalist* 24:39-48.
- Durán, Z.V.H., Francia, M.J.R., Rodríguez, P.C.R., Martínez, R.A., Cárcelos, R.B. 2006. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): Implications for sustainable agriculture. *The Environmentalist* 26:309-319.
- Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Francia, M.J.R., Martínez, R.A., Arroyo, P.L., Cárcelos, R.B. 2008. Benefits of plant strips for sustainable mountain agriculture. *Agronomy for Sustainable Development* 28:497-505.
- Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Flanagan, D.C., García, T.I., Muriel, F.J.L. 2011a. Sustainable land use and agricultural soil. En: *Alternative Farming Systems, Biotechnology, Drought Stress and Ecological Fertilisation*, Sustainable Agriculture Reviews 6, (ed. Lichtfouse, E.), pp. 107-192, Springer Science + Business Media BV, Países Bajos.
- Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Peinado, M.F.J., de Graaff, J., Francia, M.J.R., Flanagan, D.C. 2011b. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. *Catena* 84:79-88.
- Durán, Z.V.H., Rodríguez, P.C.R., Francia, M.J.R., Martín, P.F.J. 2013. Land-use changes in a small watershed in the Mediterranean landscape (SE Spain): Environmental implications of a shift towards subtropical crops. *Journal of Land Use Science* 1:47-58.
- FAO 1989. Role of forestry in combating desertification. Proceeding of the FAO Expert Consultation on the Role of Forestry in Combating Desertification held in Saltillo, Mexico 1985. FAO Conservation Guide 21. Roma, Italia.
- FAO 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. Roma, Italia.
- Fattet, M., Fu, Y., Ghestem, M., Ma, W., Foulonneau, M., Nespoulous, J., Le Bissonnais, Y., Stokes, A. 2011. Effects of vegetation type on soil resistance to erosion: Relationship between aggregate stability and shear strength. *Catena* 87:60-69.
- Francia, M.J.R., Durán, Z.V.H., Martínez, R.A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of Total Environment* 358:46-60.
- García, R.J.M., Lana-Renault, N. 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140:317-338.
- Gómez, J.A., Battany, M., Renschler, C.S., Fereres, E. 2003. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use and Management* 19:127-134.
- Izac, A.M.N., Sánchez, P.A. 2001. Towards a natural resource management paradigm for international agriculture: the example of agroforestry research. *Agricultural Systems* 69:5-25.
- Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L.M., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez, F.J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J.M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., Roxo, M., Simão, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A. 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29:45-59.
- Lasanta, T., Vicente-Serrano, S.M., Cuadrat, J.M. 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: A study of the Spanish Pyrenees. *Applied Geography* 25:47-65.
- Lasanta, T., Beguería, S., García, R.J.M. 2006. Geomorphic and hydrological effects of traditional shifting agriculture in a Mediterranean mountain, Central Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development* 26:146-152.
- López, B.F., Romero, D.M.A. 1993. Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. *Cuadernos de Geografía* 18:7-28.
- Llorens, P., Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions: A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335:37-54.

- Maestre, F.T., Cortina, J. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as restoration tool in semiarid areas?. *Forest Ecology and Management* 198:303-317.
- Moreno de las Heras, M., Nocolau, J.M., Merino, M.L., Wilcox, B.P. 2010. Plot scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resources* 46, doi: 10.1029/2009WR007875
- Power, J.F., Follett, R.F. 1987. Monocultures: advantages, limitations, and alternatives. *Scientific America* 256:78-86.
- Thornes, J.B. 1985. The ecology of erosion. *Geography* 70:222-236.
- Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. En: Thornes, J.B. (Ed.) *Vegetation and Erosion*, pp, 41-55. John Wiley and Sons Ltd., Hoboken, NJ. EEUU.
- Topić, V., Anić, I., Butorac, L. 2008. Effects of stands of black pine (*Pinus nigra* Arn.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) on the protection of soil from erosion. *Ekologija* 3:287-299.
- Unger, P.W. 1984. *Tillage systems for soil and water conservation*. FAO Soils Bulletin No. 54. Roma, Italia.
- Varela, O.C., Sumpsi, J.M. 2002. Repercusiones ambientales de la política agraria europea. En: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A., Montalvo, J. (eds). *La diversidad biológica en España*, pp: 125-149. Pearson Educación, SA, Madrid. España.
- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94:23-38.
- Wischmeier, W.H. 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 31:5-9.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. USDA-ARS Agric. Handbook, 537, Washington, EEUU.
- Zucca, C., Canu, A., Previtali, F. 2010. Soil degradation by land use change in an agropastoral area in Sardinia (Italy). *Catena* 83:46-54.