

EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN Y CONTAMINACIÓN BAJO DIFERENTES INTENSIDADES DE RECOLECCIÓN CON CUBIERTAS DE ORÉGANO (*Origanum Bastetatum L.*) EN LANJARÓN (SE ESPAÑA)

C.R. RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO*, V.H. DURÁN ZUAZO, J.R. FRANCIA MARTÍNEZ, A. MARTÍNEZ RAYA, B. CÁRCELES RODRÍGUEZ.

Centro de Investigación y Formación Agraria de Granada. IFAPA. Apdo. 2027. 18080, Granada, España. *carmen.rodriguez.p.ext@juntadeandalucia.es

Abstract. Soil erosion, runoff (1997-2000), and nutrient losses were evaluated (NPK) (1998-2000) with *Origanum bastetatum L.* plant cover in Lanjarón (Granada, Spain), with four closed plots 96 m² in area (4 x 24 m) at 20% of slope. Four harvest intensities were applied to the plant: no harvest (T-0), 25% (T-25), 50% (T-50), and 75% (T-75). The maximum rate of runoff was recorded in 1997 with T-75 (93,7 mm), and the minimum in 2000 with T-0 (3,9 mm). With regard to T-75, the runoff diminished 32, 30 and 19% for T-0, T-25 and T-50, respectively. The minimum rate of erosion was measured in 2000 with T-0 (0,2 Mg ha⁻¹) and maximum in 1997 with T-50 (12,2 Mg ha⁻¹), similar to T-75 (11,0 Mg ha⁻¹). The mean soil erosion and runoff were increased following T-75>T-50>T-25>T-0. The NH₄⁺ and H₂PO₄⁻ in runoff rose the maximum concentrations recommended for drinkable water and for the eutrophication of superficial waters. The NO₃⁻ and K⁺ were within the recommended concentrations. The present study remarks the erosion and pollution risk in mountainous land of semi-arid areas, highlighting the importance of the rational plant harvest in order to protect the soil.

Key words: erosion, harvest intensity, *Origanum bastetatum L.*, runoff, semiarid areas

Resumen. Se evaluaron la erosión y escorrentía (1997-2000) y la pérdida de nutrientes (NPK) (1998-2000) con cubiertas de *Origanum bastetatum L.* en Lanjarón (Granada, España), empleándose cuatro parcelas cerradas de 96 m² (4 x 24 m) en una ladera del 20% de pendiente. Se aplicaron cuatro intensidades de recolección a la planta: nula (T-0), del 25% (T-25), del 50% (T-50) y del 75% (T-75). La tasa máxima de escorrentía se obtuvo en 1997 con T-75 (93,7 mm) y el mínimo en 2000 con T-0 (3,9 mm). Con respecto a T-75, la escorrentía disminuyó 32, 30 y 19% para T-0, T-25 y T-50, respectivamente. La tasa mínima de erosión se registró en 2000 con T-0 (0,2 Mg ha⁻¹) y máxima en 1997 con T-50 (12,2 Mg ha⁻¹), similar a T-75 (11,0 Mg ha⁻¹). La erosión y escorrentía media anual se incrementaron según T-75>T-50>T-25>T-0. El NH₄⁺ y H₂PO₄⁻ en la escorrentía superaron las concentraciones máximas recomendadas para agua potable y la eutrofización de aguas superficiales. El NO₃⁻ y K⁺ se mantuvieron dentro de los límites permitidos. Este estudio resalta el riesgo de erosión y contaminación en áreas montañosas de zonas semiáridas, reflejando la importancia de planificar la recolección racional de plantas para proteger el suelo.

Palabras clave: erosión, escorrentía, intensidad de recolección, *Origanum bastetatum L.*, zona semiárida.

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos se considera como uno de los problemas medioambientales más importantes a nivel mundial (UNEP, 1991). Los procesos relacionados con ésta, han cambiado en el tiempo y espacio en los últimos 4000 años en la cuenca mediterránea (Brandt y Tormes, 1996). Una de las facetas de esta degradación, es la erosión, fenómeno natural que se ha visto acentuado en las últimas décadas por el impacto de las actividades humanas, sobre todo en zonas de clima árido y semiárido (Imeson, 1995; Eswaran *et al.*, 1999). Es conocido el efecto protector de la vegetación natural mediterránea en los procesos erosivos (Andreu *et al.*, 1998; Bochet *et al.*, 1999; Casermeiro *et al.*, 2004; Puigdefàbregas *et al.*, 2005); la sustitución de la vegetación autóctona por cultivos agrícolas altera el ciclo natural, fauna y perfil del suelo. Asimismo, el riesgo de contaminación por insumos agrícolas (fertilizantes y pesticidas), debido a su transporte por medio de la escorrentía y sedimentos, es elevado. En este sentido, numerosos estudios han evaluado el riesgo de contaminación agrícola, demostrando la gran variabilidad en las pérdidas de nutrientes relacionadas con los diferentes manejos de suelos (Lindstrom, 1986; Sharpley *et al.*, 1988; Sharpley y Smith, 1990; Ulen, 1997; Kosmas *et al.*, 1997; Dunjó *et al.*, 2003; Daverede *et al.*, 2003; Ramos y Martínez, 2004; Durán *et al.*, 2004a).

En particular, en zonas montañosas de la Alpujarra granadina, estos problemas afectan de forma significativa, precisamente debido a las peculiares características del clima Mediterráneo, con lluvias irregulares y en muchas ocasiones con carácter torrencial. Dichos problemas se ven acentuados si se trata de terrenos con fuertes pendientes y donde se aplican diversos manejos de suelo agrícolas (Martínez *et al.*, 2002 a; 2002 b; 2005; Durán *et al.*, 2004 b; Francia *et al.*, 2005).

El uso de plantas aromáticas ha sido muy

difundido durante toda la historia, por sus múltiples aplicaciones. El orégano (*Origanum bastetanum* L.) en particular, es una especie endémica de gran interés culinario, melífero y medicinal (Socorro *et al.*, 1998). Sin embargo, estas plantas de crecimiento natural, han sido sometidas a recolecciones ciertamente intensas hasta casi la total desaparición. Este hecho deja el suelo desprotegido y por tanto expuesto a riesgos de erosión. De todo lo anteriormente expuesto, se deriva la importancia de la restauración y mantenimiento del orégano por su interés económico, ambiental y paisajístico.

El objetivo de este estudio fue cuantificar la erosión y escorrentía, así como la pérdida de nutrientes producidas en diferentes eventos pluviométricos en terrenos con laderas cultivadas y bajo distintas intensidades de recolección de cubiertas de orégano (*Origanum bastetanum* L.).

MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo está situado en la zona de la Alpujarra (Sierra Nevada, Granada, SE España), con coordenadas UTM X: 456003.08; Y:4088972.45 y a una altitud de 1.335 m (Figura 1). El suelo es un Xerorthent Típico, según Soil Survey Staff (1999). El análisis textural presentó las siguientes características: 73% de arena, 19% de limo y 8% de arcilla, con 2,9% de materia orgánica, 0,13% de N, 222,3 mg K kg⁻¹ intercambiable y 41,2 mg P kg⁻¹ (MAPA, 1971).



FIGURA 1. Localización geográfica del ensayo.

Las parcelas del experimento están situadas en una ladera con una pendiente del 20% y sus dimensiones son 4 m x 24 m (96 m²). Cada una de ellas se compone de una chapa galvanizada, un cajón colector y un tanque donde se recogen sedimentos y escorrentía. Durante el periodo de estudio y después de cada evento de lluvia, se midieron la erosión y la escorrentía. Se tomaron tres alícuotas de 500 cm³ de diferentes profundidades del tanque, al mismo tiempo que éste se removía. Estas muestras se llevaron al laboratorio, se secaron en una estufa a 105°C y se pesaron para determinar la concentración de sedimentos en suspensión. Del mismo modo, se calcularon la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}) y la energía cinética ($EC = 210 + 89 \log_{10} I$) (Wischmeier y Smith, 1978; Brandt, 1990). Asimismo, en las muestras de escorrentía y sedimentos, se analizaron las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , P y K según los métodos estándar de análisis de suelos (MAPA, 1971) y aguas (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

Las parcelas se plantaron de orégano (*Origanum bastetanum* L.), a un marco de plantación de 75 x 75 cm y los tratamientos ensayados consistieron en cuatro intensidades de recolección de la masa foliar: 0% (T-0), 25% (T-25), 50% (T-50) y 75% (T-75). Las parcelas se fertilizaron durante el primer año con sulfato

amónico 26% a una dosis de 450 kg ha⁻¹ y con abono compuesto (15-15-15) a 800 kg ha⁻¹.

Se determinaron las correlaciones entre las características de la lluvia (energía cinética e intensidad I_{30}), y entre la escorrentía y erosión producidas durante el periodo de estudio (1997-2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Erosión y escorrentía

Las precipitaciones a lo largo del periodo de estudio oscilaron desde 478,6 mm en el año 1997, que fue el año más lluvioso, hasta 282,8 mm del año 1998 (Tabla 1). Estas variaciones pluviométricas son muy típicas del clima mediterráneo, que se caracteriza por existir grandes diferencias intra- e interanuales en la cantidad e intensidad de lluvia.

El año 1997 registró los valores más altos de energía cinética y de máxima intensidad de lluvia en 30 minutos (I_{30}), siendo 92,8 J m⁻² cm⁻¹ y 18,4 cm h⁻¹, respectivamente. La energía cinética alcanzó su mínimo en el año 1998, que fue 29,8 cm h⁻¹, y el valor más bajo para el I_{30} se dio en 2000, 6,2 cm h⁻¹. La escorrentía que se produjo, varió de forma ligada al tratamiento de recolección aplicado a las cubiertas de orégano y según el año del que se trate.

TABLA 1. Valores totales de lluvia, energía cinética, intensidad máxima en 30 minutos, escorrentía y erosión durante el periodo de estudio.

Año	Lluvia (mm)	EC (J m ⁻² cm ⁻¹)	I ₃₀ (cm h ⁻¹)	Escorrentía (mm)				Erosión (Mg ha ⁻¹)			
				T-0	T-25	T-50	T-75	T-0	T-25	T-50	T-75
1997	478,6	92,8	18,4	83,2	66,2	84,1	93,7	4,5	5,1	12,2	11,0
1998	282,8	29,8	11,0	36,4	46,6	39,4	58,1	1,0	1,4	1,9	3,3
1999	352,8	64,7	10,4	21,6	29,6	30,7	53,3	0,8	0,8	1,3	1,0
2000	302,3	52,7	6,2	3,9	7,1	18,4	7,3	0,2	0,2	0,3	0,4
Med.	354,1	60,0	11,5	36,3	37,4	43,1	53,1	1,6	1,9	3,9	3,9
DS	88,1	26,2	5,0	34,0	25,1	28,6	35,5	2,0	2,2	5,6	4,9

EC, Energía cinética; I₃₀, intensidad máxima en 30 minutos; DS, desviación estándar. T-0, T-25, T-50 y T-75, porcentajes de intensidad de recolección de masa foliar de orégano.

Así, la mínima registrada correspondió al año 2000 y T-0, en el que se obtuvo 3,9 mm (Tabla 1). Esto está relacionado con el hecho de que este año fue el segundo más seco (302,3 mm), se registró la I₃₀ total más baja y la energía cinética fue de 52,7 J m⁻² cm⁻¹ (la segunda más baja de los cuatro años estudiados), lo que sugiere que las precipitaciones, además de no ser muy importantes, tuvieron lugar de forma poco intensa. En este contexto, es notable el efecto del tratamiento, ya que no se aplicó ningún tipo de recolección a las cubiertas; con este tratamiento se recubrió mayor superficie de suelo, quedando este protegido del impacto de las gotas de lluvia. La máxima escorrentía tuvo lugar en 1997 y T-75, con un valor de 93,7 mm, como consecuencia de las precipitaciones más altas (fue el año más lluvioso), que se produjeron además con una mayor energía cinética que en el resto de años, y con una intensidad máxima en 30 minutos, como anteriormente apuntamos. Es además importante señalar el efecto perjudicial que el tratamiento T-75 provoca, al retirar mayor biomasa y dejando el suelo más desprotegido. Esto se corresponde con los resultados de Thurrow *et al.* (1986) y Hofman y Ries (1991), que determinaron que las tasas de erosión aumentan conforme se disminuye la cubierta vegetal.

En líneas generales, durante el periodo de

estudio se siguió la pauta de un aumento de escorrentía a medida que aumentó la intensidad de recolección. Esta tendencia cambió en el año 2000, no siendo el efecto de los tratamientos tan visible, e incluso invirtiéndose los resultados esperados (en el T-50 se produjo más escorrentía que en T-75). Este hecho podría darse a consecuencia de la baja intensidad de las lluvias de este periodo, puesto que la I₃₀ fue la más baja de los cuatro años. Es decir, las precipitaciones más intensas hacen que los resultados de los tratamientos sean más marcados y viceversa. La escorrentía media para los cuatro años de estudio fue en aumento conforme se intensificó la recolección aplicada a las cubiertas de orégano: 36,3 ± 34,0 mm para T-0, 37,4 ± 25,1 mm para T-25, 43,1 ± 28,6 mm en T-50 y 53,1 ± 35,5 mm en T-75 (Tabla 1). Por lo tanto, de los resultados obtenidos, se deduce que los tratamientos T-0, T-25 y T-50 disminuyeron la escorrentía con respecto al T-75 en un 32, 30 y 19%, respectivamente. Esto va en consonancia con la mayor presencia de cubierta vegetal de las plantas de orégano, que amortiguaron la energía cinética de las gotas de lluvia y por lo tanto su poder erosivo. Es importante destacar que la escorrentía que se producen en los tratamientos T-0 y T-25 fueron muy similares (36,3 mm y 37,4 mm, respectivamente), lo que desde un punto de vista económico (aceites esencia-

les e importancia culinaria) y ambiental (conservación del suelo), hace recomendable el tratamiento T-25, ya que se trata de una intensidad de recolección que provoca una baja escorrentía, muy similar a la que se produciría en caso de que se dejase la cubierta sin recolectar (T-0).

Los resultados obtenidos en la erosión producida siguen una tendencia muy similar a la de la escorrentía (Tabla 1). El valor mínimo de erosión se registró en 2000 T-0 (0,2 Mg ha⁻¹), al igual que ocurrió con la escorrentía, por las mismas razones que se dieron en ésta (el segundo año más seco del periodo, energía cinética media e I₃₀ mínima). Los valores máximos de erosión se produjeron también, como la escorrentía, en el año 1997, pero en esta ocasión los máximos se dieron en T-50 (12,2 Mg ha⁻¹), seguido con un valor muy similar el T-75 (11,0 Mg ha⁻¹). En los años 1999 y 2000, las diferencias entre los tratamientos no fueron muy marcadas (hecho que también ocurrió con la escorrentía); este hecho se puede explicar con las mismas razones que se expusieron anteriormente (1999 y 2000 con valores más bajos de I₃₀). Los resultados medios de erosión para el periodo de estudio en su conjunto, fueron en aumento según se intensificó la intensidad de recolección (1,6 Mg ha⁻¹ para T-0, 1,9 para T-25, 3,9 para T-50 y 3,9 para T-75). Esto es, los tratamientos T-0 y T-25 con respecto al T-75 redujeron la erosión en 60 y 50%, respectiva-

mente. En este contexto, de acuerdo con Albaladejo *et al.* (1988), las tasas de erosión de 0–3 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la zona Mediterránea es considerada como despreciable (tratamientos T-0 y T-25 de este estudio) y tasas de 3-10 Mg ha⁻¹ año⁻¹ bajas (tratamiento T-50 y T-75). Al igual que la escorrentía, con la erosión se registró una gran variabilidad interanual en las tasas. Los valores obtenidos para T-50 y T-75 fueron mayores que para T-0 y T-25, siendo éstos muy parecidos. Este hecho apunta de nuevo a la recolección T-25 como la más recomendable desde un punto de vista de la conservación del suelo. Resultados similares se obtuvieron en estudios anteriores en la zona de estudio por Durán *et al.* (2004b) con cubiertas de Rosmarinus officinalis, obteniendo tasas de erosión del orden de 0.16-0.002 Mg ha⁻¹.

Se hallaron relaciones significativas (99%) entre la energía de las precipitaciones registradas en el periodo de estudio y la escorrentía producida (0,73 para T-0 y T-25, 0,78 para T-50 y 0,70 para T-75) (Tabla 2).

Sin embargo, estas relaciones no fueron significativas frente a la erosión producida, exceptuando en el tratamiento T-75 en el que si se encontró una relación significativa al 95% (0,48). Los coeficientes de correlación determinados al relacionar la intensidad máxima a 30 minutos con la erosión fueron altamente significativos al 99%.

TABLA 2. Correlaciones establecidas entre diferentes parámetros estudiados.

	Escorrentía (mm)				Erosión (Mg ha ⁻¹)			
	T-0	T-25	T-50	T-75	T-0	T-25	T-50	T-75
EC (J m ⁻² cm ⁻¹)	0,73**	0,73**	0,78**	0,70**	ns	ns	ns	0,48*
I ₃₀ (cm h ⁻¹)	0,69**	0,72**	0,57**	0,71**	0,81**	0,82**	0,78**	0,84**

EC, Energía cinética; I₃₀, intensidad máxima en 30 minutos.

* y ** son significativas al 95% y 99%, respectivamente; ns, no significativo.

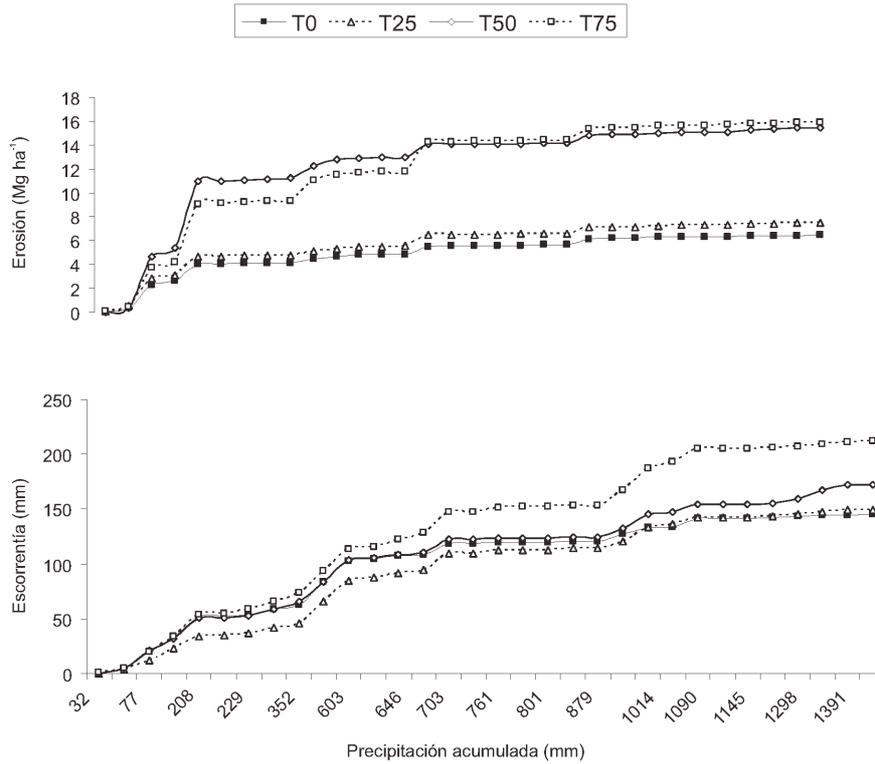


FIGURA 2. Erosión y escurrentía acumuladas respecto a la precipitación.

En la Figura 2 se presentan los datos de precipitación acumulada frente a la erosión y escurrentía producidas durante todo el periodo de estudio. Ambas fueron muy similares en T-0 y T-25, encontrándose con valores en T-50 y T-75 muy por encima de las anteriores.

Pérdida de nutrientes por escurrentía y erosión

En la Tabla 3 se presentan los resultados de las pérdidas de nutrientes en escurrentía y sedimentos. Estas pérdidas por escurrentía que se registraron en el periodo de estudio fueron distintas según el año. Los máximos se obtuvieron en 1999 para NO_3^- , NH_4^+ , H_2PO_4^- , que fueron 351,2, 458,9 y 19,5 mg m^{-2} , respectivamente. Estos valores más altos se deben probablemente a que 1999 fue el año más lluvioso del periodo de estudio y estas precipitaciones

se produjeron con una mayor energía cinética que en el resto de los años ($64,73 \text{ J m}^{-2} \text{ cm}^{-1}$). Se observó una clara tendencia al aumento de pérdida de nutrientes según se aumentó la intensidad de recolección de las cubiertas de orégano. Esto se debe nuevamente al efecto protector de la cubierta de orégano, que disipa la energía de las gotas de lluvia, que rompen los agregados del suelo, lo que provoca a su vez que los macroporos se colapsen, haciendo que la infiltración disminuya y la erosión y la escurrentía se acentúen (Carroll *et al.*, 2000). Las cantidades de NH_4^+ que se transportaron por medio de la escurrentía fueron mayores que de NO_3^- , probablemente procedente del sulfato amónico (450 kg ha^{-1}) que se aplicó para fertilizar las parcelas.

TABLA 3. Pérdidas de nutrientes en escorrentía y sedimentos según los tratamientos aplicados.

Año	Tratamiento	En escorrentía (mg m ⁻²)						En sedimentos (mg m ⁻²)						Total (escorrentía + sedimentos) (mg m ⁻²)		
		NO ₃	NH ₄	H ₂ PO ₄	K	NO ₃	NH ₄	P	K	N*	P	K	N*	P	K	
1998	T-0	7,2	19,5	2,2	137,3	1,1	0,6	3,2	21,0	17,5	3,9	158,2				
	T-25	17,5	40,7	1,7	229,1	3,4	0,5	4,1	48,9	36,7	4,7	278,0				
	T-50	15,7	26,6	1,4	91,5	3,1	0,7	3,3	55,4	25,5	3,8	147,0				
	T-75	29,1	79,7	5,9	244,2	4,0	0,7	3,9	56,0	70,0	5,9	300,2				
1999	T-0	90,6	106,3	4,6	95,9	2,2	2,7	1,8	14,5	105,8	3,3	110,4				
	T-25	52,1	111,8	10,1	114,1	4,2	1,0	0,8	24,1	100,4	4,0	138,2				
	T-50	84,7	69,0	11,4	76,4	5,1	1,0	0,9	21,6	74,8	4,6	98,1				
	T-75	351,2	458,9	19,5	139,3	7,4	3,9	2,5	36,4	440,9	8,8	175,7				
2000	T-0	12,4	18,9	2,2	24,6	0,0	0,0	0,3	2,8	17,5	1,0	27,4				
	T-25	38,9	93,1	4,2	41,0	0,6	0,1	0,4	7,7	81,4	1,8	48,7				
	T-50	59,7	97,3	4,3	115,3	1,1	0,2	0,5	11,3	89,6	1,9	126,6				
	T-75	32,5	55,5	5,0	57,2	1,1	0,3	0,5	12,7	51,0	2,1	69,9				

* NO₃ + NH₄

Las mayores pérdidas de nutrientes en sedimentos se produjeron en el tratamiento T-75 (Tabla 3). El máximo en NO_3^- y NH_4^+ se obtuvo para T-75 en 1999 y para K^+ en 1998. Sin embargo, el máximo contenido de P fue para T-25 en 1998. Las mínimas pérdidas se registraron en T-0 y todas en 2000, siendo este año, después de 1999, el más seco, con precipitación y energía cinética menor, de 302,3 mm y 52,7 $\text{J m}^{-2} \text{cm}^{-1}$, respectivamente. La pérdida total de nutrientes (NPK) teniendo en cuenta tanto los sedimentos, como escorrentía, fueron máximos en el tratamiento T-75 para N y P (440,9 y 8,8 mg m^{-2} , respectivamente) durante 1999 y para el K en el 1998 (300,2 mg m^{-2}). Los mínimos totales de pérdidas se obtuvieron en 2000 en T-0, que fueron 17,5 mg m^{-2} para N, 1,0 mg m^{-2} para P y 27,4 mg m^{-2} para K. Las pérdidas tota-

les de K fueron mucho más importantes que de P. Ambos nutrientes (P y K) son esenciales para el crecimiento de la planta, y por lo tanto su pérdida por erosión o escorrentía perjudica a la producción de cualquier cultivo. En este contexto, Durán *et al.* (2004a) en terrazas de cultivo y Francia *et al.* (2005) en olivar destacan la importancia de las cubiertas vegetales en el reciclaje de nutrientes, evitando su pérdida y controlando la erosión y escorrentía en terrenos de fuertes pendientes con alto riesgo de degradación.

Al comparar las pérdidas totales de nutrientes durante todo el periodo de estudio, se obtuvo que el tratamiento T-0 las disminuyó con respecto a T-75 en un 75% para N, 51% para P y 46% para K^+ . En la Tabla 4 se presentan las concentraciones medias anuales de nu-

TABLA 4. Concentración media anual de nutrientes en aguas de escorrentía para cada intensidad de recolección.

Año	Tratamiento	NO_3^- (mg L^{-1})	NH_4^+ (mg L^{-1})	H_2PO_4^- (mg L^{-1})	K (mg L^{-1})
1998	T-0	0,78	3,98	0,35	11,58
	T-25	0,77	2,48	0,11	8,35
	T-50	1,22	3,60	0,25	6,10
	T-75	1,26	7,17	0,52	12,96
1999	T-0	3,95	1,72	0,45	7,42
	T-25	2,54	3,89	0,62	8,64
	T-50	2,50	2,74	0,63	7,66
	T-75	4,12	3,26	0,86	10,78
2000	T-0	2,92	1,60	0,69	6,65
	T-25	5,85	1,73	0,47	8,10
	T-50	4,49	1,33	0,28	8,72
	T-75	4,94	1,76	0,69	9,07

trientes en la escorrentía. En el periodo 1998-2000 de estudio se dieron los valores más altos de amonio, potasio y fosfato en T-75, exceptuando para NO_3^- en 2000, que se registró en T-25. La variabilidad en las concentraciones de

las diferentes formas de N es explicable desde el punto de vista de la solubilidad y del ciclo del N, en el que las formas de N pueden pasar de unas a otras rápidamente, en función de la estacionalidad. Las concentraciones medias de

NO_3^- no superaron en ningún tratamiento los 10 mg L^{-1} que recomienda la U.S. EPA (1976) para el agua potable. Sin embargo, las concentraciones medias para NH_4 en todos los tratamientos excedieron los valores máximos permitidos para el agua potable (0,5 $\text{mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$). Además, en casi todos los eventos superaron los 2 $\text{mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$, valor establecido por la U.S. EPA (1976) como tóxico para los peces. Las concentraciones más altas de fosfato se dieron en T-75 en 1999. Todas las concentraciones de fosfato superaron el límite de 0,05 mg P L^{-1} (U.S. EPA, 1976), que está establecido

como concentración límite con alto riesgo para provocar la eutrofización de las aguas superficiales. A pesar de que el fosfato no es sumamente tóxico, las concentraciones extremadamente altas pueden representar un cierto riesgo para los sistemas acuáticos. Para la protección de estos sistemas, MacDonald et al. (1991) propuso límites de 0,025-0,1 mg L^{-1} , intervalo superado en este experimento. En contraste al NO_3^- , NH_4^+ y H_2PO_4^- , la concentración de K^+ no registró valores por encima de los recomendados para el agua potable (12 mg L^{-1}).

TABLA 5. Concentración media anual de nutrientes en sedimentos para cada intensidad de recolección.

Año	Tratamiento	NO_3 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	NH_4 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	P ($\mu\text{g g}^{-1}$)	K ($\mu\text{g g}^{-1}$)
1998	T-0	7,0	2,9	16,1	136,1
	T-25	24,1	3,6	19,9	342,3
	T-50	9,9	1,7	10,5	196,0
	T-75	12,4	3,2	17,5	353,1
1999	T-0	8,5	7,7	15,4	204,5
	T-25	33,9	4,6	10,8	381,5
	T-50	22,9	2,1	14,4	366,1
	T-75	18,0	8,7	16,3	514,5
2000	T-0	0,0	0,0	16,3	159,5
	T-25	20,6	3,5	15,2	329,2
	T-50	28,6	5,0	10,2	227,7
	T-75	24,1	6,3	13,4	344,5

En la Tabla 5 se presentan las concentraciones de nutrientes en sedimentos. El contenido medio máximo de nutrientes durante el periodo de estudio se dio en 1999 para NH_4^+ y K^+ en el tratamiento T-75, siendo 8,7 y 514,5 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; para el P y NO_3^- en el tratamiento T-25, 19,9 y 33,9 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (1998 y 1999). En líneas generales, se observa una tendencia al aumento de la concentración de todos los nutrientes a medida que

se intensifica la recolección, en contraste con el nitrato.

CONCLUSIONES

En este estudio se evidencian los beneficios medioambientales de la cubierta vegetal de orégano en el control de la erosión. De acuerdo a los resultados del presente experimento, la reducción de la escorrentía y erosión

del T-0, T-25 y T-50 con respecto al T-75 fue 32, 30, 19% y 60, 50 y 9%, respectivamente. A fin de complementar la actividad económica con la conservación del medio ambiente, es admisible recomendar la recolección del 25% de la biomasa. Asimismo, la recolección nula (T-0), proporcionó el máximo reciclaje de nutrientes, disminuyendo la pérdida de N, P y K con respecto a T-75 de 75, 51 y 70% respectivamente. En líneas generales, los contenidos de NO_3^- y K^+ en las aguas de escorrentía no sobrepasaron los límites permisibles para considerarse potenciales contaminantes de aguas subterráneas y superficiales, en contraste con el H_2PO_4^- y NH_4^+ , que excedieron en todos los tratamientos, atribuyendo su origen a los fertilizantes amoniacales y fosforados aplicados para el cultivo del orégano.

Así se demuestra que el cultivo y la conservación de suelos son posibles mediante la recolección racional del matorral, sin dejar al suelo completamente desnudo.

REFERENCIAS

- Albaladejo, J., Chisci, G., Gabriels, D., Rubio, J.L. y Stocking, M.A. (1988): Soil degradation and its impact on desertification: a research design for Mediterranean environments. *Soil Technol. 1*, 169–174.
- Andreu, V., Rubio, J.L. y Cerni, R. (1998): Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia-Spain). *J. Soil and Water: Cons.* 53, 112-120.
- APHA, AWWA, WPCF (1995): Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th ed. Washington DC, USA: *American Public Health Association*.
- Bochet, E., Rubio, J.L. y Poesen, J. (1999): Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena* 38, 23-44.
- Brandt, C. J. (1990): Simulation of the size distribution and erosivity of raindrops and throughfall drops. *Earth Surf. Processes Landforms* 15, 687-698.
- Brandt, J. y Thornes, J.B. (1996): Mediterranean desertification and land use. Wiley, 554 pp.
- Carroll, C., Merton, L. y Burger, P. (2000): Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. *Aust. J. Soil Res.* 38, 313-327
- Casermeyro, M.A., Molina, J.A., de la Cruz Caravaca M.T., Costa, J.H., Massanet, M.I.H. y Moreno, P.S. (2004): Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena* 57, 91-107.
- Daverede, I.C., Kravchenko, A.N., Hoefft, R.G., Nafziger, E.D., Bullock, D.G., Warren, J.J. y Gonzini, L.C. (2003): Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *J. Environ. Qual.* 32, 1436-1444.
- Dunjó, G., Pardini, G. y Gispert, M. (2003): Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena* 52, 23-37.
- Durán Zuazo, V.H., Martínez, R. A. y Aguilar, R. J. (2004a): Nutrient losses by runoff and sediment from the taluses of orchard terraces. *Water, Air and Soil Pollut.* 153, 355-373.
- Durán, Z.V.H., Francia, M.J.R. y Martínez, R.A. (2004b): Impact of vegetative cover on runoff and soil erosion at hillslope scale in Lanjaron, Spain. *The Environmentalist* 24, 39-48.
- Eswaran, H., Reich, P. y Kapur, S. (1999): Land quality and vulnerability to desertification in the Mediterranean region. En: Sixth International Meeting on Soils with Mediterranean type of Climate. Extended Abstracts of the University of Barcelona. J. Bech (Ed). Barcelona, Spain, 1009-1011.

- Francia, J.R., Durán, Z.V.H. y Martínez, R.A. (2005): Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci. Total Environ.* (En prensa, disponible en www.sciencedirect.com).
- Hofmann, L.K. y Ries, R.E. (1991). Relationship of soil and plant to erosion and runoff on pasture and range. *J. Soil Water Conserv.* 41, 243-247.
- Imeson, A.C. (1995): The physical, chemical and biological degradation of the soil. En: Desertification in the European context: Physical and socio-economic aspects. R. Fatechi, D. Peter, P. Balabanis and J.L. Rubio (Ed). *European Commission, Brussels, Belgium*, 153-168.
- Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L.H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, L., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Tomasi, N., Usai, D. y Vacca, A. (1997): The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29, 45-59.
- Lindstrom, M.J. (1986): Effects of residue harvesting on water runoff, soil erosion and nutrient loss. *Agric. Ecosyst. Environ.* 16, 103-112.
- MacDonald, L.H., Smart, A.W. y Wissmar, R.C. (1991): Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the Pacific Northwest and Alaska, *US Environmental Protection Agency Report*; LPA 910/9-91-001.
- MAPA (1971): Métodos Oficiales de Análisis, Tomo III Secretaria General Técnica del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Martínez, R.A., Ruiz, S., Cárceles, B., Durán, Z.V.H., Francia, J.R. y Arroyo, P.L. (2002a): Comparison of two cultivation techniques in olive groves with untilled soil, green cover and on slopes with inclinations greater than 25%. En: Proceedings VII ESA Congress of the European Society for Agronomy. F.J. Villalobos and L. Testi, L. (Ed). Cordoba, Spain, 519-520.
- Martínez, R.A., Francia, J.R., Martínez, V.A. y Ruiz, S. (2002b): Soil conservation techniques in the cultivation of perennials on steep slopes in semi-arid ecosystems. En: Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium. J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, A. Sins and V. Andreu (Ed). Logroño, Spain, 779-786.
- Martínez, R.A., Durán, Z.V.H. y Francia, J.R. (2006): Soil erosion and runoff response to plant-cover strips on semi-arid slopes (SE Spain). *Land Degrad. Develop.* 17, 1-11
- Puigdefábregas, J. (2005): The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surf. Processes Landforms* 30, 133-147.
- Ramos, M.C. y Martínez, C.J.A. (2004): Nutrient losses from vineyard soil in northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena* 55, 79-90.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J. y Ahuja, L.R. (1988): Soluble potassium transport in agricultural runoff water. *Agric. Water Manag.* 15, 37-46.
- Sharpley, A.N. y Smith, S.J. (1990): Soil erosion on Agricultural Land. In: Boardman, I.D., Foster, L., Dearing, J.A. (Eds.), Phosphorus Transport in Agricultural Runoff: The Role of Soil Erosion. *John Wiley and Sons*, pp. 351-366.
- Socorro, I., Tárrega, I. y Rivas, F. (1998): Essential oils from wild and micropropagated plants of *Origanum bastetanum*. *Phytochemistry* 48, 1347-1349.
- Soil Survey Staff (1999): Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, *Agric. Handbook N 436, USDA-US*.
- Thurrow, T.L., Blackburn, W.H. y Taylor, C.H.

- (1986): Hydrological characteristics of vegetation types as affected by livestock grazing systems, Edward Plateau Texas. *J. Range Manag.* 39, 505-509.
- U.S. EPA. Quality criteria for water (1976): US Environmental Protection Agency, United States Government Printing Office, Washington. D.C. EPA; 440/9-76-023.
- Ulen, B. (1997): Nutrient losses by surface runoff from soils with winter cover crops and spring-ploughed soils in the south of Sweden. *Soil Till. Res.* 44, 165-177.
- UNEP (1991): World atlas of desertification. United Nations Environmental Programme, London, 39 pp.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. *USDA-ARS Agric. Handbook*, 537, Washington, US.