

Pérdida de suelo, fósforo y materia orgánica por erosión hídrica en parcelas revegetadas con matorral autóctono bajo clima semiárido

Soil, phosphorus and organic matter loss by water erosion in revegetated plots with autoctonous shrubs under semi-arid climate

R. Bienes^{1,2}, M. Ruiz¹ & M. J. Marques³

RESÚMEN

Se ensayan arbustos (*Atriplex halimus* (*Ah*) y *Thymus zygis* (*Tz*)) en laderas del centro peninsular. Se estudia la erosión y la contaminación difusa, analizando el contenido de materia orgánica (*MO*) y fósforo (P_2O_5) en suelo y sedimentos. En comparación con el control, *Ah* presentó un descenso significativo de escorrentía de un 47% y un 24% menos de erosión, pero *Tz* presentó un 12% más de escorrentía y un 152% más de pérdida de suelo. Se evidencian cocientes de enriquecimiento de *MO* y P_2O_5 en sedimentos erosionados y relaciones entre la erosión y el contenido en *MO* y *P*, observándose ecuaciones de regresión con coeficientes de correlación elevados, $R=0,91$ y $0,87$ respectivamente.

Palabras clave: densidad aparente, erosion, escorrentía, fósforo, materia orgánica.

ABSTRACT

Two treatments with shrubs (*Atriplex halimus* (*Ah*) and *Thymus Zygis* (*Tz*)) were tested on hillsides from central Spain. It was studied the erosion and diffuse contamination by analyzing organic matter content (*OM*) and phosphorus (P_2O_5) in soil and sediments. Compared with the control treatment, *Ah* presented a significant decrease of runoff and erosion, 47% and 24% lower respectively, but *Tz* showed 12% more runoff and 152% more erosion than control. Enrichment ratios of *OM* and P_2O_5 are evident in eroded sediment and also a strong relation between erosion and *OM* and P_2O_5 content was found, showing regression equations with high correlation coefficients, $R=0.87$ and 0.91 respectively.

Key-words: bulk density, erosion, organic matter, phosphorus, runoff.

¹ Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). Apdo 127, 28800-Alcalá de Henares, Madrid (España), e-mail: ramon.bienes@madrid.org; ²Dpto. de Geología. Universidad de Alcalá de Henares; ³ Dpto. Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. mjose.marques@uam.es

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ocasionados por la erosión hídrica es la pérdida progresiva de suelo, nutrientes y agua. Esta emisión de nutrientes constituye un foco de contaminación difusa. La capacidad de los terrenos agrícolas y forestales como origen de la contaminación difusa dependerá también de otros factores tales como: topografía y climatología de la zona, características edáficas, uso y manejo del suelo.

Son escasos los trabajos dirigidos a determinar y cuantificar el papel de la erosión como origen de contaminación difusa, pérdida de fertilidad del suelo o concretamente erosión del carbono orgánico (Roose & Barthès, 2006), aspectos éstos que constituyen el objetivo del presente trabajo. En zonas montañosas, la pérdida de *MO* y nutrientes puede llegar a ser considerable, con ratios de enriquecimiento de los sedimentos por encima de la unidad (Garfur *et al.*, 2003).

En la zona de estudio, son abundantes las parcelas agrícolas que han sido abandonadas por su baja rentabilidad; bajo clima semiárido, desarrollan una escasa vegetación de matorral disperso de escaso aprovechamiento pascícola e insuficiente para controlar la erosión (Haase *et al.*, 2000). La escorrentía se genera al poco tiempo de comenzar la lluvia (Molina *et al.*, 2007), frecuentemente, mediante dinámica Hortoniana. Se producen más regueros que en campos cultivados por la rápida concentración de la escorrentía a causa del desarrollo de micro-costras en el suelo (Lasanta *et al.*, 2000) y de la pérdida de capacidad de almacenamiento de agua (Lesschen *et al.*, 2007). Navas *et al.* (1997) observaron que en las tierras abandonadas se producían modificaciones hidrológicas y edáficas con consecuencias en la erosión. Ensayos realizados con lluvias simuladas han mostrado que la erosión y la escorrentía aumentan tras el abandono del territorio,

aunque posteriormente la erosión desciende a medida que se incrementa la vegetación (Cerdà, 1997). Este mismo autor encontró que la escorrentía y la erosión estaban directamente relacionadas con la distribución de la vegetación. La revegetación de estos terrenos es prioritaria.

En ambientes semiáridos el establecimiento de especies arbóreas puede resultar lento y difícil, y frecuentemente fracasa como forma de conservación, siendo necesario recurrir al empleo de arbustos autóctonos (Mesón & Montoya, 1993), sobre todo si se intenta favorecer el desarrollo de sistemas elásticos, con capacidad de respuesta frente a elementos desestabilizadores (Mainguet, 1994).

Los programas de restauración vegetal llevados a cabo en España en las últimas décadas basados en el género *Quercus*, no han sido todo lo buenos que se esperaban, pues tienen graves problemas de sobrevivir en terrenos agrícolas abandonados, ya que a las limitaciones propias de estos suelos se unen las condiciones de sequía y la competencia con herbáceas (Ocaña *et al.*, 1996; Domínguez *et al.*, 1999).

El objetivo de este trabajo es cuantificar si las revegetaciones realizadas con matorral autóctono para controlar la erosión, disminuyen también la contaminación difusa. Se estudian las tasas de erosión y escorrentía, así como las pérdidas de *MO* oxidable y de fósforo asimilable de 39 muestreos de lluvias naturales (1999-2002) bajo diferentes cubiertas vegetales, comparándose los diferentes resultados.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se halla enclavada en la localidad de Aranjuez (Madrid, España). El suelo es un *Haplic Gypsisol (siltic)* (FAO, 2006) desarrollado sobre margas ye-

síferas, con un régimen de humedad del suelo *xérico*. Presenta una textura franco-limosa en todo el perfil. El horizonte superficial Ap tiene bajo contenido en materia orgánica y baja resistencia de los agregados al impacto de la gota de agua (método CND de Imeson & Vis, 1984), lo que justifica la facilidad con la que se forman costras superficiales por splash y el bajo índice de rugosidad ($1,051 \pm 0,017$) determinada con un perfilador de agujas.

Estos suelos se extienden por el sureste de la provincia de Madrid y norte de la provincia de Toledo (España), con una fisiografía de campiña caracterizada por un paisaje ondulado, y una vegetación natural representada por un matorral de sustitución abierto de tipo mediterráneo semiárido, con dominio del esparto (*Stipa tenacissima*), con gran porcentaje de suelo desnudo.

El clima es semiárido, próximo a la aridez (pluviometría media anual 390 mm) y ETP (Thorntwaite) = 769 mm (Elías & Giménez, 1965, Urbano, 1992), lo que genera un acusado déficit hídrico, que limita severamente el desarrollo de la cubierta vegetal.

El clima extremado continental y el régimen de lluvias, con una acusada torrencialidad que se está agudizando en los últimos años, con un aumento de tormentas de corta duración con intensidades moderadas o altas, acentúa los problemas de erosión.

Sobre una ladera abandonada, con pendiente media de 10,1%, se instalaron parcelas de erosión de tipo USLE de 80 m² (4 m x 20 m) en las que se realizaron revegetaciones con dos especies de arbustos autóctonos: *Atriplex halimus* y *Tymus zygis*, dispuestos en hileras discontinuas perpendiculares a la pendiente, a modo de barreras a la dirección del flujo de agua de la superficie. El diseño experimental consideró tres repeticiones para cada tratamiento (9 parcelas USLE en total). Puesto que estas dos especies de arbustos adquieren a los

pocos años un desarrollo muy diferente tanto de la parte aérea como de los sistemas radiculares, las distancias entre plantas no podían ser las mismas. Para evitar una fuerte competencia por el agua, se optó por emplear una separación entre plantas superior para el *Ah*. Se tomó la decisión de adoptar los siguientes marcos de plantación: 1,5 m x 1,5 m para *Ah* y 0,5 m x 0,5 m para *Tz*. En las parcelas con arbustos se dejó crecer la vegetación espontánea, tomándose como control las parcelas con vegetación herbácea espontánea de la zona. Estas parcelas están equipadas con una estación meteorológica automática completa con registros cada 10 minutos.

Tras cada episodio erosivo, se recogieron escorrentía y sedimentos. En estos últimos se analizó el contenido de materia orgánica oxidable, mediante determinación volumétrica con dicromato potásico (CMOASA, 1986) y el P₂O₅ asimilable extraído en solución de bicarbonato de sodio (Olsen *et al.*, 1954).

En julio de 2004, se tomaron muestras para determinar el contenido en materia orgánica oxidable, contenido de fósforo asimilable y la densidad aparente para el espesor 0-5 cm, con el fin de comprobar el efecto de las diferentes cubiertas vegetales sobre la porosidad del suelo. Para la densidad aparente se tomaron muestras inalteradas con cilindros de borde biselado con tapas (mod. Eijkelkamp) de 50 mm de altura y 53 mm de diámetro.

Para el tratamiento estadístico de los datos se ha empleado el programa STATISTICA 6.0. Los cambios en variables como la escorrentía y la pérdida de sedimentos, densidad aparente, materia orgánica o su contenido de fósforo se compararon con y sin arbustos. El test estadístico no-paramétrico de Kolmogorov-Smirnoff se aplicó, sin transformación de datos, para evaluar diferencias significativas entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El *Ah* genera una gran cantidad de restos vegetales que han llegado a formar bajo las copas, un mulch que en algunos casos alcanzó los 3,5 cm de espesor al cabo de 4 años. Esta hojarasca, depositada sobre la superficie del suelo, disminuye la velocidad del flujo del agua superficial facilitando la percolación y reduciendo considerablemente tanto la escorrentía como la tasa de erosión. A este efecto de la acumulación de hojarasca Chisci *et al* (2001) añadieron la observación de un incremento de la macroporosidad como consecuencia de la descomposición de gran cantidad de raíces de este arbusto, si bien nosotros no hemos podido comprobar este aspecto.

La copa del *Ah* intercepta gran cantidad de lluvia, absorbiendo parte de la energía cinética. Este aspecto, unido a la protección de los restos vegetales, ha reducido de forma notable la aparición de costras de splash a las que son tan propensos estos suelos. Esta reducción del splash ya fue observada por Geddes *et al* (1999). Este incremento de la macroporosidad junto con la disminución del splash, son los responsables del gran incremento de la infiltración y disminución de la escorrentía observado (Tabla 1).

Por el contrario, el *Tz* ha presentado un lento desarrollo y genera pocos restos vegetales. El suelo entre arbustos de *Tz* ha permanecido con bajos porcentajes de cubierta vegetal, con lo que el agua ha podido circular sin dificultad por estos espacios. En estas parcelas, casi toda la cobertura vegetal es debida a la vegetación herbácea espontánea.

Dadas las bajas precipitaciones que se registran en la zona y que dan lugar a un déficit hídrico, el marco de plantación elegido para este arbusto (0,5 x 0,5 m²) ha podido generar una elevada competencia por el recurso agua, lo que ha impedido un normal desarrollo tanto del arbusto como del estrato

herbáceo. Esto explicaría el mal resultado obtenido en las parcelas en las que se introdujo *Tz*, así como una mayor presencia de costras superficiales por splash en los espacios entre plantas de *Tz*, responsables de la disminución de la infiltración y aumento de la escorrentía y la erosión.

Tabla 1- Tasas de erosión y escorrentía medias por tratamientos (período 1999-2002). Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0.05$ (test de Kolmogorov-Smirnoff) (Ve= vegetación espontánea)

Tratamiento	Sedimentos (kg/ha)	n
A. halimus+Ve	1,82 ± 3,6 a	117
T. zygis+Ve	3,65 ± 6,7 b	117
Control (Ve)	2,41 ± 3,9 ab	117
Escorrentía (mm)		
A. halimus+Ve	0,09 ± 0,19a	116
T. zygis+Ve	0,19 ± 0,29b	117
Control (Ve)	0,17 ± 0,21c	117

Se han observado diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las escorrentías de los diferentes tratamientos. *Ah* presentó un descenso de la escorrentía de un 47% y un 24% menos de pérdida de suelo que el control. Sin embargo, *Tz* presentó un 12% más de escorrentía y un 152% más de pérdida de suelo que el control. A diferencia de los resultados obtenidos por Andreu *et al* (1998) trabajando con *A. numularia* en el este de España en donde las parcelas en las que se introdujo este arbusto presentaban mayor erosión que la vegetación natural del lugar, en nuestro caso la tasa de erosión en las parcelas revegetadas con *Ah* fue el 76% de la que tuvo lugar con la vegetación espontánea. Sin embargo, al contrario de lo que ocurría con las escorrentías, solo se han observado diferencias significativas para el nivel $p < 0,05$ entre *Ah* y *Tz*.

La Figura 1 muestra las escorrentías medias de las 3 repeticiones acumuladas de cada uno de los tratamientos a lo largo del período estudiado. Las parcelas en las que se introdujo el *Ah* presentaron una mayor infiltración, mientras que las de *Tz* tuvieron un comportamiento opuesto.

A lo largo de los 4 años de estudio, la cubierta vegetal fue incrementándose, lo que disminuyó la tasa de escorrentía en todas las parcelas. En la Figura 2 se han representado los valores anuales medios (3 repeticiones) de la escorrentía para cada tratamiento, y en la Figura 2 la reducción de la escorrentía como consecuencia del desarrollo de la vegetación con el tiempo. Si bien el comportamiento general es el mismo, las magnitudes de estas escorrentías difieren bastante.

Cuando comparamos las densidades aparentes del suelo de las parcelas con arbustos de *Ah* con las parcelas control (vegetación espontánea), vemos que no hay diferencias entre ellas (Tabla 2).

Sin embargo, sí se ha observado diferencias significativas en la densidad apa-

rente cuando comparamos la parte superior, media e inferior de las parcelas (Tabla 2). La zona que presentaba una mayor compactación fue el tramo medio, con independencia de que hubiera o no arbustos. La explicación de esto pudiera residir en que se trata de una zona en la que las pérdidas de suelo por erosión se ven compensadas parcialmente por deposición de arrastres procedentes de la parte superior de la ladera.

Estos sedimentos procedentes de la parte superior son en su mayoría partículas finas (arcilla, limo y arena muy fina) que disminuyen la porosidad superficial del suelo sobre el que se depositan. Obviamente, este fenómeno también tiene lugar en el tramo inferior de la parcela, sin embargo aquí el gran desarrollo de vegetación herbácea no solo contrarresta ampliamente esta disminución de la porosidad superficial, sino que genera gran cantidad de macroporos, de forma que la densidad aparente de la parte inferior de la parcela presenta densidades aparentes superficiales (0-5 cm)

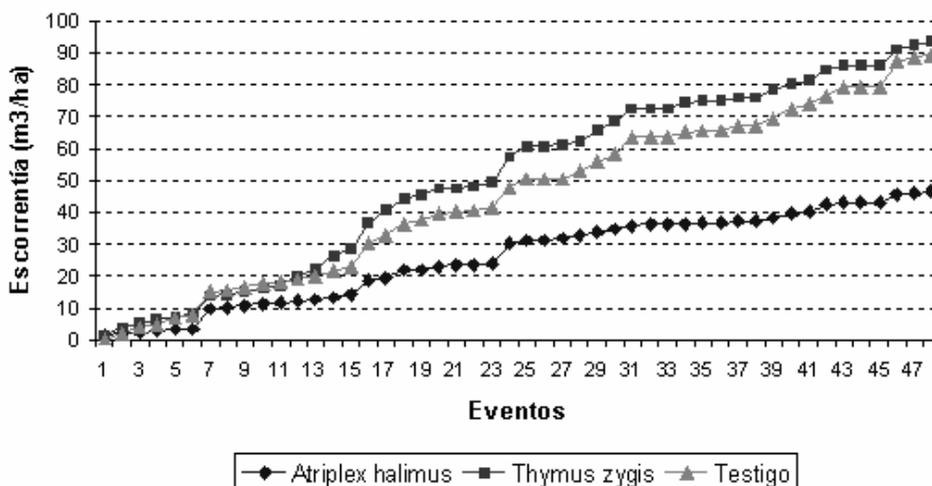


Figura 1- Escorrentía media acumulada (m³/ha) en cada tipo de cubierta vegetal (período 1999-2002)

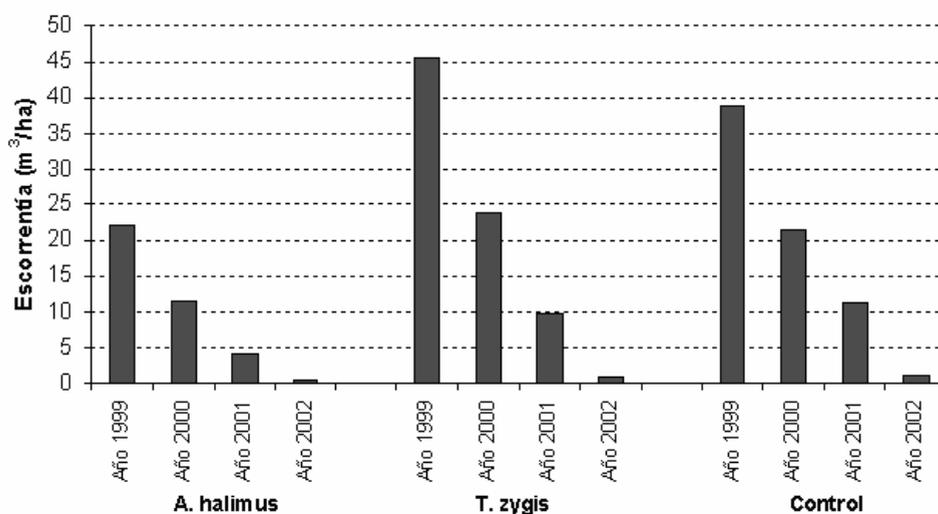


Figura 2- Evolución de la escorrentía media a medida que se desarrollaba la vegetación (período 1999-2002).

inferiores que en los tramos superior y medio. Las diferencias significativas entre el tramo medio y bajo son más acusadas ($p < 0,01$) que entre el tramo superior y el inferior ($p < 0,05$).

De los restos vegetales aportados por *Ah*, gran parte de ellos son objeto de una humificación, por lo que el contenido en *MO* oxidable en los 5 cm superficiales se incrementa considerablemente en comparación con las zonas entre arbustos (Tabla 3). Dos años después de terminar el estudio, a los 6 años de su inicio, se tomaron muestras de

suelo del espesor 0-5 cm para determinar la evolución de la densidad aparente, el contenido de materia orgánica y P_2O_5 del suelo, comparándolo con el contenido inicial que éste presentaba al comienzo del estudio. La casi totalidad de las plantas de *Tz* murieron casi dos años antes de tomar estas muestras, no siendo posible discernir entre el efecto de la cubierta vegetal herbácea espontánea y el del arbusto durante los 4 años que estuvo presente. Por este motivo en las Tablas 2 y 3 no se han considerado las parcelas en las que se introdujo este arbusto.

Tabla 2- Valores medios, desviación estándar (S.D.) y coeficiente de variación (C.V.) de las densidades aparentes del suelo en las parcelas de *Ah* y Veg. espontánea. Test de Kolmogorov-Smirnov. Letras diferentes indican diferencias significativas al nivel $p < 0,05$ (Ve = vegetación espontánea).

		Dap media		S.D.	n
Vegetación	<i>Ah</i> + Ve	1,235	n.s.	0,084	23
	Ve (control)	1,237	n.s.	0,091	18
Tramo de la parcela	Alto	1,239	a	0,069	29
	Medio	1,263	a	0,079	30
	Bajo	1,195	b	0,084	30

Tabla 3- Valores medios de materia orgánica oxidable (*MO*) y P_2O_5 (Olsen) en parcelas revegetadas con *Ah* y parcelas control., desviación estándar (S.D.) y coeficiente de variación (C.V.) (Ve = vegetación espontánea)

Año	Tratamiento	MO (%)	S.D.	C.V. (%)	n	P_2O_5 (ppm)	S.D.	C.V. (%)	n
2004	A. halimus+Ve	3,38	2,0	59	12	80	40,7	50	12
	Control (Ve)	3,17	0,9	28	9	78	18,9	24	9
1999	Situación inicial	2,20			1	37			1

Tanto las parcelas revegetadas con *Atriplex* más vegetación espontánea como las parcelas control (sólo vegetación espontánea) han incrementado el contenido de *MO* del suelo en el espesor 0-5 cm, si bien el incremento ha sido mayor en aquellas parcelas en las que se introdujo el matorral de *Ah* como consecuencia del gran aporte de hojarasca por parte de este arbusto. También se evidencia un fuerte incremento del contenido de P_2O_5 asimilable en el espesor 0-5 cm, ligeramente superior en las parcelas con *Ah*.

El Tabla 3 arroja unos valores de *MO* del suelo engañosos, ya que aparentemente la introducción de un arbusto como es el *Atriplex* no parece incorporar una mejora del suelo significativa. Sin embargo, cuando comparamos los contenidos de *MO* del suelo (0-5 cm) bajo la copa de los arbustos con el correspondiente al espacio entre arbustos (Tabla 4) se pone de manifiesto la importancia de la gran producción de hojarasca por parte del *Ah*, con valores medios bajo las copas de este arbusto casi doble que en el espacio entre plantas del arbusto. Sin embargo, la gran variabilidad de los datos no permite afirmar que estas diferencias sean

significativas.

En P_2O_5 también se aprecia un incremento notable bajo las copas de los arbustos de *Atriplex*, produciéndose un enriquecimiento superficial importante. En este caso, las diferencias observadas bajo las copas y entre arbustos son significativas (Tabla 4).

Estos incrementos tanto de *MO* y P_2O_5 en los primeros centímetros van a ser los responsables en parte del enriquecimiento de los sedimentos. Los sedimentos procedentes de estas parcelas en las que se introdujeron arbustos de *Ah*, presentan unos contenidos mayores de *MO* y P_2O_5 asimilable que los correspondientes a las parcelas control, si bien estas diferencias no son significativas (Tabla 5).

La erosión de carbono en los suelos representa una disminución de su capacidad para actuar como un sumidero de CO_2 debido a la exportación preferencial de formas estables de *MO* del suelo (Rumpel *et al.*, 2006).

La relación entre el contenido de *MO* en los sedimentos con el presente en los suelos, definida por Shinjo *et al.* (2000) como relación de enriquecimiento (R.E.), excedió la

Tabla 4- Valores medios de *MO* y P_2O_5 (Olsen) del suelo (0-5 cm) bajo las copas de *Ah* y entre plantas de *Ah*., desviación estándar (S.D.) y coeficiente de variación (C.V.). Letras diferentes indican diferencias significativas al nivel $p < 0,05$

Parcelas <i>Atriplex</i>	MO (%)	S.D.	C.V. (%)	n	P_2O_5 (ppm)	S.D.	C.V. (%)	n
Bajo copa arbustos	4,24	n.s.	2,51	59	102 a	27,35	27	6
Entre plantas de arbustos	2,53	n.s.	0,91	36	59 b	42,44	72	6

Tabla 5- Valores medios de *MO* y *P₂O₅* (Olsen) de los sedimentos, desviación estándar y tasa de enriquecimiento media. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ (test de Kolmogorov-Smirnoff) (R.E. = relación de enriquecimiento).

Tratamiento	MO (%)	S.D.	R.E. (%)	S.D.	n	P ₂ O ₅ (ppm)	S.D.	R.E. (%)	S.D.	n
A. halimus	3,71 a	0,74	1,60	0,5	21	47,9 a	17,6	1,29	0,47	21
T. zygis	3,04 b	0,57	1,37	0,26	22	32,9 b	14	0,89	0,38	22
Control	3,20 ab	0,56	1,45	0,26	19	35,6 ab	10,5	0,96	0,29	19
Suelo inicial	2,20				1	37				1

unidad para el *Ah* (Tabla 5). Con el *P₂O₅* sucede lo mismo, lo que sugiere una eliminación selectiva tanto de *P₂O₅* como de *MO* por la erosión hídrica. Este enriquecimiento en *P₂O₅* de los sedimentos ya fue observado por Papini *et al* (2002) en parcelas con cubierta de Sulla/Atriplex.

Las relaciones de enriquecimiento de *MO* en los sedimentos erosionados en las parcelas USLE con *Atriplex* oscilaron entre 1,0 y 2,3 (promedio de $1,64 \pm 0,50$) y son bastante inferiores a los reportados por Rumpel *et al.* (2006) en parcelas agrícolas con quemas. Roose & Barthès (2006) encontraron valores promedios de tasas de enriquecimiento de carbono de $2,0 \pm 0,5$ para pastizales, también superiores a los encontrados por nosotros.

El enriquecimiento de los sedimentos en nutrientes es una consecuencia de la deposición selectiva de partículas finas durante el transporte, por lo que el concepto "relación de enriquecimiento" (RE) es vital para la predicción de la pérdida de nutrientes a partir de datos de pérdida de suelo, en particular cuando aumenta la escala. Desafortunadamente, RE no es una constante, sino que

depende del tipo de suelo, evento erosivo y escala de la medida (Hashim *et al.*, 1998).

En cuanto a la pérdida total de *MO* (expresada en kg/ha), la cantidad que se pierde en las parcelas de *Ah* es un 15% inferior a la registrada en el control (Tabla 6), a pesar de que los sedimentos presentan una tasa de enriquecimiento superior a los correspondientes de las parcelas control, ya que se compensa en gran medida el mayor contenido de *MO* de los sedimentos de *Ah* con la menor cuantía de los mismos. Por el contrario, las parcelas de tomillo (*Tz*) exportan un 21% más que el control, si bien estas diferencias no son significativas ($p < 0,05$).

Con el *P₂O₅* sucede algo parecido que con la *MO*. Los sedimentos de las parcelas de *Ah* son los que presentan un mayor enriquecimiento en este nutriente (34% superior a los del control), mientras que los sedimentos de las parcelas de *Tz* presentaban unas concentraciones muy similares a las de la vegetación espontánea (control). Este fenómeno ya fue observado por Papini *et al* (2002). Sin embargo, las pérdidas totales (expresadas en g/ha) de *P₂O₅* asimilable (Olsen) han sido prácticamente las mismas bajo los tres

Tabla 6- Valores medios y desviación estándar de la pérdida total de *MO* oxidable y de *P₂O₅* asimilable (Olsen) registrada durante el período 1999-2002 (Test de Kolmogorov-Smirnoff). Diferencias no significativas ($p < 0,05$).

Tratamiento	MO (kg/ha)	S.D.	n	P ₂ O ₅ (g/ha)	S.D.	n		
A. halimus	210,1	n.s.	0,13	21	0,16	n.s.	0,16	18
T. zygis	220,2	n.s.	0,16	21	0,17	n.s.	0,16	22
Control	190,1	n.s.	0,1	19	0,17	n.s.	0,11	17

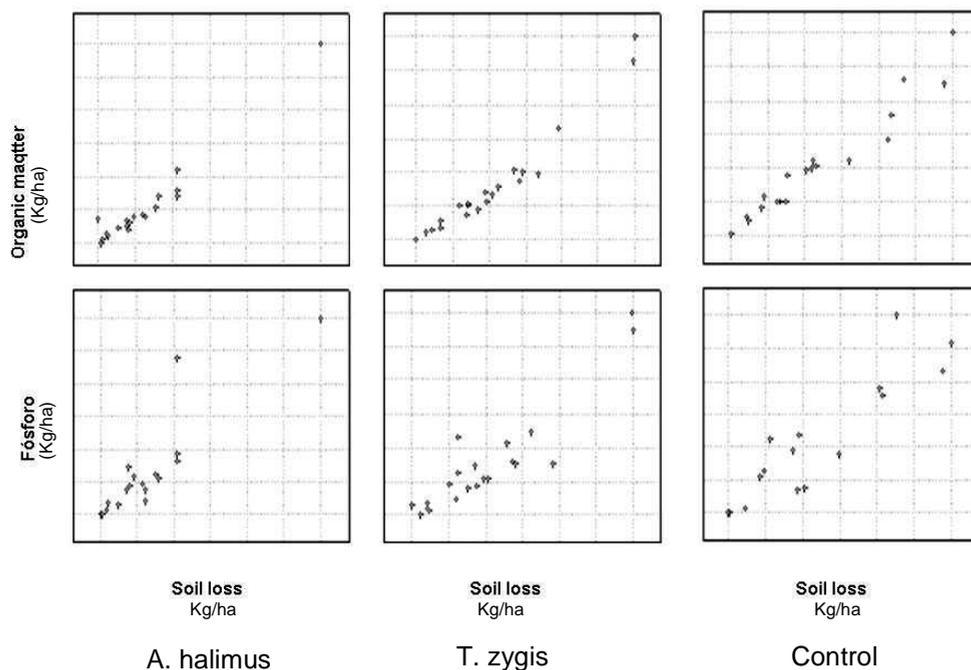


Figura 3- Correlación entre la pérdida de suelo y la de *MO* y *P* en cada tratamiento

tratamientos ensayados, puesto que se han compensado la menor pérdida de suelo de las parcelas de *Ah* con un mayor enriquecimiento de sus sedimentos, al contrario de lo que sucede con las parcelas control y las de *Tz*. En consecuencia, si bien es posible una disminución de las tasas de erosión con *Ah*, no sucede lo mismo con la contaminación difusa, la cual es una constante.

Si bien las pérdidas totales de materia orgánica y fósforo asimilable en las parcelas de *Tz* son similares a las registradas en las parcelas de, la pérdida de suelo y de escorrentía es superior bajo *Tz*. Este comportamiento desfavorable del *Tz*, a diferencia de lo observado por Duran *et al.* (2002), desaconseja su empleo en el control de la erosión.

En la Figura 3 puede observarse una elevada correlación entre la producción de sedimentos y las pérdidas de *MO* y *P*. Esta correlación es mejor en el caso de la *MO* que

en el del P_2O_5 asimilable, cualquiera que sea la cubierta vegetal ensayada. En el caso de la pérdida de P_2O_5 , se observa una mayor dispersión para el control que en las parcelas en las que se introdujo arbustos. Estas correlaciones entre la pérdida de suelo y la pérdida de *MO* y fósforo asimilable se ajustan a un modelo lineal, lo cual era de esperar.

Dado que el comportamiento era similar en todos los tratamientos, hemos considerado el conjunto de todos los datos, obteniendo las siguientes ecuaciones de regresión (Figura 4) con unos coeficientes de correlación (*R*) de 0,91 y 0,87 respectivamente:

- a) pérdida de la materia orgánica:
 $MO \text{ (kg/ha)} = 0,036 * \text{Sedimento (kg/ha)} - 0,013$
- b) pérdida de fósforo asimilable:
 $P_2O_5 \text{ (g/ha)} = 0,035 * \text{Sedimento (kg/ha)} + 0,007$

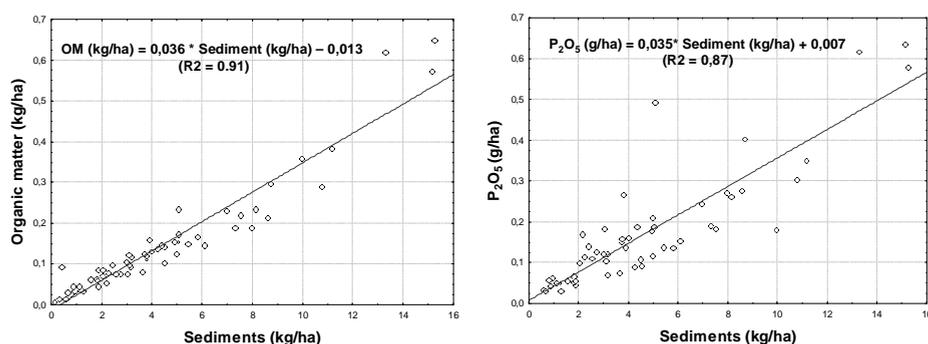


Figura 4- Ecuaciones de regresión obtenidas que correlacionan la pérdida de suelo con la de materia orgánica oxidable y fósforo asimilable.

CONCLUSIONES

El *Ah* reduce considerablemente tanto las escorrentías como la tasa de erosión respecto al control. Sin embargo, la fuerte relación de enriquecimiento que presentan sus sedimentos es la causa de que no presente una reducción significativa de las pérdidas totales de *MO* oxidable o de fósforo asimilable con respecto al control.

Las parcelas de *Tz* han generado mayores escorrentías y tasas de erosión que el control, y mayor pérdida tanto de *MO* como de *P*, desaconsejándose el empleo de este arbusto autóctono en futuras revegetaciones como especie principal.

Existe una elevada correlación entre la *MO* y el P_2O_5 arrastrados con los sedimentos, con independencia del tipo de cubierta vegetal.

La pérdida total de materia orgánica no presenta diferencias significativas entre tratamientos, por lo que la contaminación difusa no se ve reducida.

AGRADECIMIENTOS

Financiación de Proyectos: SC98-031-C3; 07M/0009/2001 y 07M0011/2002,

del Ministerio de Agricultura, la Comunidad de Madrid y fondos FEDER de la UE.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andreu, V., Rubio, J.L., Gimeno-García, E. & Llinares, J.V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction & sediment transport. *Soil & Tillage Research*, 45: 441-454.
- Cerdà, A. 1997. Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11 (2): 163-176.
- Chisci, G.C., Bazzoffi, P., Pagliai, M., Papini, R., Pellegrini, S. & Vignozzi, N. 2001. Association of *sulla* and *atriplex* shrub for the physical improvement of clay soils and environmental protection in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84 (1): 45-53.
- Domínguez, S., Villar, P., Peñuelas, L., Herrero, N. & Nicolás, J. L. 1999. Técnicas para cultivar encinas en suelos agrícolas. *Quercus*, 166: 22-25.
- Comisión de Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas, CMOASA

1986. Métodos de análisis de suelos y aguas. M^o de Agricultura, Madrid, 162 pp.
- Duran, V.H., Martínez-Raya, A. & Aguilar Ruiz, J. 2002. Control de la erosión en los taludes de bancales, en terrenos con fuertes pendientes. *Edafologia*, 9(1): 1-10.
- Elias, F. & Giménez, R. 1965. Evapotranspiraciones Potenciales y Balance de Agua en España. Dirección General de Agricultura, Madrid, 293 pp.
- FAO, ISRIC, IUSS 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports 103*. Rome, 145 pp.
- Gafur, A., Jensen, J.R., Borggaard, O.K. & Petersen, L. 2003. Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Journal of Hydrology*, 279: 293–309.
- Geddes, N. & Dunkerley, D. 1999. The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and gravity drops released from desert shrubs. *Catena*, 36, 4: 303-313.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C. & Incoll, L.D. 2000. Photosynthetic rate and canopy development in the drought-deciduous shrub *Anthyllis cytisoides* L. *Journal of Arid Environments*, 46, 1: 79-91.
- Hashim, G.M., Coughlan, K.J., Syers, J.K., Penning de Vries, F.W.T., Agus, F. & Kerr, J. 1998. On-site nutrient depletion: an effect and a cause of soil erosion. In Penning de Vries, F.W.T. & Agus, F. (Eds.) *Soil erosion at multiple scales: principles and methods for assessing causes and impacts*, pp. 207-221.
- Imeson, A.C. & Vis, M. 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma*, 34: 185-200.
- Mesón, M. & Montoya, M. 1993. *Selvicultura Mediterránea*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 366 pp.
- Navas, A., García Ruiz, J.M., Machin, J., Lasanta, T., Valero, B., Walling, D.E., Quine, T.A., Walling, D.E. & Probst, J.L. 1997. Soil erosion on dry farming land in two changing environments of the central Ebro valley, Spain. Human impact on erosion and sedimentation. *Proceedings of an international symposium of the Fifth Scientific Assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS)*, Rabat, Morocco, pp. 13-20.
- Lasanta, T., García-Ruiz, J.M., Pérez-Rontomé, C. & Sancho-Marce, C. 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena*, 38: 265–278.
- Lesschen, J.P., Kok, K., Verburg, P.H. & Cammeraat, L.H. 2007. Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena*, 71: 110–121.
- Mainguet, M. 1994. *Desertification Natural Background and Human Mismanagement*, 2nd Ed. Springer-Verlag. Berlin, 314 pp.
- Molina, A., Govers, G., Vanacker, V., Poesen, J., Zeelmaekers, E. & Cisneros, F. 2007. Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: Interaction of vegetation cover and land use. *Catena*, 71: 357–370.
- Ocaña, L., Renilla, I. & Domínguez, S. 1996. Plantaciones de encinas y coscojas en tierras agrícolas. *Quercus*, 120: 16-19.

- Olsen, O., Cole, R.V., Watanabe, F.S. & Dean, C.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA. Circ. 939-943.
- Papini, R., Bazzoffi, P., Pellegrini, S., Pagliai, M (Ed.) & Jones, R. 2002. Effect of land use systems on erosion and nutrient loss in the Mediterranean. *Advances in Geocology*, 35: 459-470.
- Roose E. & Barthès B. 2006. Soil carbon erosion and its selectivity at the plot scale in tropical and Mediterranean regions. In Roose E.J., Lal R., Feller C., Barthès B., Stewart B.A. (Eds.) *Soil Erosion and Carbon Dynamics. Advances in Soil Science*, pp. 55-72. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Rumpel, C., Chaplot, V., Planchon, O., Bernadou, J., Valentin, C. & Mariotti, A. 2006. Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agricultura. *Catena*, 65(1): 30-40
- Urbano Terrón, P. 1992. *Tratado de Fitosocnia General*. Ed Mundi-Prensa, Madrid, 865 pp.
- Shinjo, H., Fujita, H., Gintzbuger, G. & Kosaki, T. 2000. Impact of grazing and tillage on water erosion in NE Syria. *Soil Science and Plant Nutrition*, 46 (1): 151-162.