

DEGRADACIÓN DEL SUELO ASOCIADA A LA EROSIÓN EN UN AULAGAR QUEMADO AFECTADO POR LLUVIA TORRENCIAL

M.F. García-Cano, J. Cortina, M. DeLuís, J. Raventós, J.R. Sánchez, & J.C. González-Hidalgo

Departament d'Ecologia, Universitat d'Alacant. Ap. 99. E-03080, Alicante. E-mail: Mfran.Garcia@ua.es

RESUMEN

Los incendios forestales pueden producir grandes pérdidas de nutrientes por la combustión de la vegetación, así como pérdidas posteriores por erosión. Estas pérdidas pueden acentuarse si los incendios van seguidos de lluvias torrenciales. En gran parte de la Comunidad Valenciana la torrencialidad de las lluvias se ha incrementado en los últimos 30 años, por lo que cualquier técnica de gestión basada en el uso del fuego debe tener en cuenta este factor de degradación del suelo. En el presente trabajo se han evaluado los efectos de lluvias de gran intensidad sobre la pérdida de suelo y nutrientes en suelos afectados por incendios forestales prescritos. La simulaciones de lluvia torrencial provocaron una exportación neta de suelo mezclado con cenizas y restos vegetales parcialmente quemados de entre 300 y 8400 kg ha⁻¹, lo que supuso unas pérdidas considerables de nutrientes, y particularmente de N. Estas lluvias supusieron la exportación de entre 1 y 3 mm de suelo y material superficial. La magnitud de las pérdidas estuvo relacionada con la intensidad del fuego y con la presencia de horizontes orgánicos de *Cistus albidus* y *Rosmarinus officinalis*. La recurrencia de ambas perturbaciones (fuego y lluvia de gran intensidad) podría degradar el suelo a largo plazo y

repercutir negativamente en la regeneración de la vegetación.

Palabras clave: fuego, *Ulex parviflorus*, erosión, pérdida de nutrientes.

INTRODUCCIÓN

Los aulagares de *Ulex parviflorus* ocupan vastas extensiones de la zona mesomediterránea de la Península Ibérica y se encuentran en expansión en los últimos años. Estas comunidades experimentan fuegos no controlados con facilidad, debido en parte a la gran acumulación de necromasa de los individuos adultos. Por ello, se ha planteado el uso de técnicas silvícolas para controlar la expansión de los aulagares mediterráneos, como la quema y la roza (BAEZA *et al*, 1996). Estas técnicas están siendo implantadas a pequeña escala en zonas de la Comunidad Valenciana (A. TOMÁS, com. pers.)

Los incendios forestales pueden suponer una degradación del ecosistema por la pérdida de nutrientes que supone la combustión de la vegetación y de los horizontes orgánicos, y por el deterioro de las propiedades físico-químicas del suelo (RAISON, 1979). Después de un incendio, la superficie del suelo queda desprotegida y se pueden acelerar los procesos erosivos, particularmente

por el aumento de la escorrentía superficial (DUNN & DEBANO, 1979; SOTO, 1993; LLOVET *et al.*, 1994).

La intensidad del fuego puede ser un factor determinante del estado del suelo y puede ser por tanto un indicador de la magnitud de las pérdidas de nutrientes (DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1990; ANDREU *et al.*, 1994). Algunos autores han observado que los fuegos de baja intensidad tienen una producción de sedimentos baja (debido a la acumulación de restos orgánicos, cenizas y carbones en superficie), respecto a suelos afectados por fuegos intensos, que producen superficies lisas y homogéneas, con un gran riesgo de erosión (INBAR *et al.*, 1992; KUTIEL & INBAR, 1993, KUTIEL 1994; LAVÉE *et al.*, 1995).

Los procesos erosivos pueden intensificarse si el fuego va seguido de lluvias de gran intensidad. La eliminación de la capa superficial del suelo es especialmente relevante porque puede suponer una disminución considerable de materia orgánica y nutrientes. Diversos trabajos cuantifican pérdidas de suelo y nutrientes elevadas después del fuego (DEBANO *et al.*, 1979; DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1990). En este sentido, la protección que supone la presencia de cenizas y restos orgánicos parcialmente quemados puede ser un factor clave frente al riesgo de erosión.

Con este fin, evaluamos las pérdidas de suelo y nutrientes en forma particulada experimentadas en tres aulagares quemados, como consecuencia de lluvias otoñales de gran intensidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la Serra d'Onil, (Onil, Alicante). El clima es mesomediterráneo seco, la precipitación media anual es de 466 mm y la temperatura media anual es de 13,8 °C. Los suelos son *Typic Calcixeroll* con textura franca (USDA Soil Taxonomy, 1990), desarrollados sobre margas blancas del Mioceno inferior-medio (DE LA TORRE & ALÍAS, 1996).

Se seleccionaron tres zonas de estudio, con una altitud de 800 m y una pendiente de entre 22-25°. La orientación es S, NE y N, para las zonas 1, 2 y 3, respectivamente.

La comunidad estudiada corresponde a formaciones de matorral *Teucrio-Ulicetum dianii* (DE LA TORRE & ALÍAS, 1996), con una cobertura casi continua. *Ulex parviflorus* es la especie arbustiva dominante y también se encuentran *Cistus albidus* y *Rosmarinus officinalis*. El estrato herbáceo está dominado por *Brachypodium retusum*.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño de bloques al azar, con dos tratamientos o factores fijos (fuego y lluvia torrencial) y dos niveles por factor (presencia /ausencia). Cada una de las tres zonas de estudio se dividió en dos cuadrados de 33x33 m, dentro de los cuales se seleccionaron cuatro parcelas de 2x2 m. En octubre de 1996 se quemó un cuadrado de 33x33 m de cada zona, quedando el resto como control. En diciembre de 1996 se simuló una lluvia torrencial de 240 lm⁻², en una parcela de 2x2 m en cada una de las zonas quemadas.

Trabajo de campo

Se realizó una cuantificación del peso de horizontes orgánicos antes y después del fuego, y después de las lluvias torrenciales. Para ello se muestrearon 4 superficies de 15x15 cm en cada parcela de 2x2 m. También se tomaron muestras de cenizas en 4 cuadrados de 15x15 cm. La acumulación de restos orgánicos y cenizas después del fuego fue extrapolada mediante la caracterización cualitativa de 49 puntos de la superficie del suelo, distribuidos uniformemente cada 25 cm en cada parcela de 2x2 m. Se diferenciaron las siguientes clases: restos orgánicos, cenizas y suelo desnudo.

Medida de los cambios en la superficie del suelo como consecuencia del fuego y de la lluvia torrencial

Dos meses después de los incendios expe-

Tabla 1. Características de las variables ambientales y estructurales, y del comportamiento del fuego. En cada caso se indica la media y la desviación típica (Baeza et al., 1997; De Luis et al., 1997).

	zona 1	zona 2	zona 3
Altura de la vegetación (cm)	123	128	134
Humedad de la vegetación (%)	50	40	70
Humedad del suelo (%)	27	14	19
Humedad relativa ambiental (%)	82	67	93
Tª ambiental(%)	19	12	14
Biomasa (kg ha ⁻¹)	14432	18052	21768
Necromasa (kg ha ⁻¹)	7041	17983	18671
Horizontes orgánicos (kg ha ⁻¹)	4163	3255	6274
Cobertura (%)	99	100	99
Velocidad de propagación (cm s ⁻¹)	2.9	1.1	1.1

rimentales y antes de las simulaciones de lluvia torrencial (diciembre de 1996) se midió la altura relativa de 49 puntos de la superficie del suelo de cada parcela de 2x2 m. Estos puntos se encontraban distribuidos uniformemente cada 25 cm (7 filas x 7 columnas). Las medidas se realizaron con una estructura móvil de 1 m de ancho y 2 m de largo. Para más detalles del diseño de la estructura metálica ver CAMPBELL (1970b). en marzo, tras la simulación de lluvia torrencial, se volvió a medir la altura relativa de los mismos puntos.

Por diferencia entre la altura de cada punto en diciembre 96 y en marzo 97 se obtuvieron los cambios (aumentos o disminuciones relativas) en la superficie del suelo. La compactación de la superficie del suelo durante las medidas es mínima, ya que éstas se realizaban con una varilla de madera de 1 cm de diáme-

tro. Además de la altura relativa, también se describió el tipo de superficie en cada punto de contacto en los diferentes muestreos, distinguiéndose las siguientes clases: cenizas, restos orgánicos parcialmente quemados de las tres especies arbustivas dominantes (*U. parviflorus*, *C. albidus* y *R. officinalis*) y suelo desnudo. Con el número de contactos de cada clase se calculó su frecuencia relativa. Los restos orgánicos de *C. albidus* y *R. officinalis* se consideraron conjuntamente al tener unos horizontes orgánicos más consolidados que los de *U. parviflorus*.

Métodos analíticos

Carbono (C) y Nitrógeno (N) totales se determinaron en muestras de sedimento triturada, mediante analizador elemental NA 1500 Carlo Erba. El Fósforo (P) total se

Tabla 2. Temperaturas máximas registradas en diferentes profundidades del suelo en cada zona de estudio. En cada caso se indica la media y la desviación típica (Baeza et al., 1997; De Luis et al., 1997).

	0 cm		-1 cm		-2 cm		-3 cm		-5 cm	
zona 1	342	(67)	123	(7)	37	(1)	33	(1)	25	(0)
zona 2	370	(56)	149	(69)	49	(10)	44	(19)	27	(7)
zona 3	237	(31)	122	(94)	35	(19)	32	(12.0)	24	(4)

Tabla 3. Temperaturas máximas registradas en diferentes alturas de la vegetación en cada zona de estudio. En cada caso se indica la media y la desviación típica (Baeza et al., 1997; De Luís et al., 1997).

	25 cm		50 cm		100 cm	
zona 1	549	(71)	589	(88)	406	(488)
zona 2	516	(328)	403	(223)	130	(148)
zona 3	491	(323)	353	(268)	219	(261)

analizó mediante digestión húmeda con ácido nítrico, perclórico y sulfúrico (10:4:1). La determinación de P se realizó por colorimetría (MURPHY & RILEY, 1962).

Caracterización de los incendios experimentales

Antes de los incendios controlados se determinó la humedad de la vegetación en 10 muestras representativas de las especies más abundantes. La humedad del suelo se midió en 16 puntos al azar a una profundidad de 0-5 cm. Las características de los incendios se muestran en las tablas 1, 2 y 3.

Caracterización de las lluvias experimentales

Para llevar a cabo la simulación de lluvia, se utilizó un simulador de 2.5 m de altura, con una área efectiva de 7 m². En todos los

Tabla 4. Exportación de sedimentos, P y N totales, y C orgánico durante las simulaciones de lluvia torrencial en las parcelas quemadas de cada zona de estudio

	Sedimentos	P	N	C org
	(kg ha ⁻¹)			
zona 1	859	1.4	4.7	80
zona 2	8.423	8.2	42.2	708
zona 3	295	0.3	1.6	30

casos, la intensidad fue de 2.6 lm⁻² min⁻¹, y la duración fue de 105 minutos, aproximadamente. La escorrentía superficial se recogió cada 2 minutos durante los primeros 16 minutos, y posteriormente cada 5 minutos. Las gráficas 1 y 2 muestran las concentraciones y la exportación de sedimentos durante las simulaciones de lluvia, respectivamente.

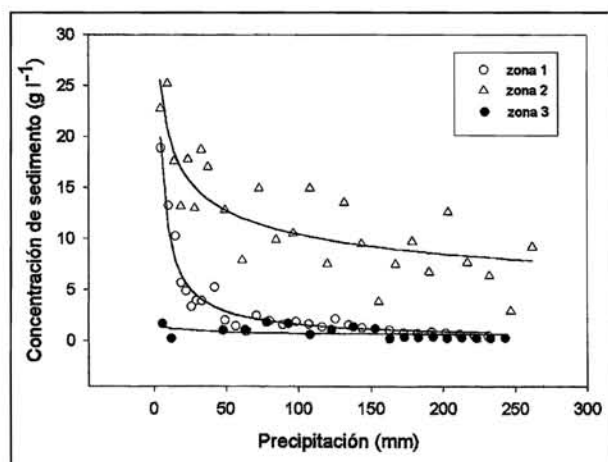


Fig. 1. Concentración de sedimento en el agua de escorrentía exportada durante las simulaciones de lluvia en tres aulagares quemados

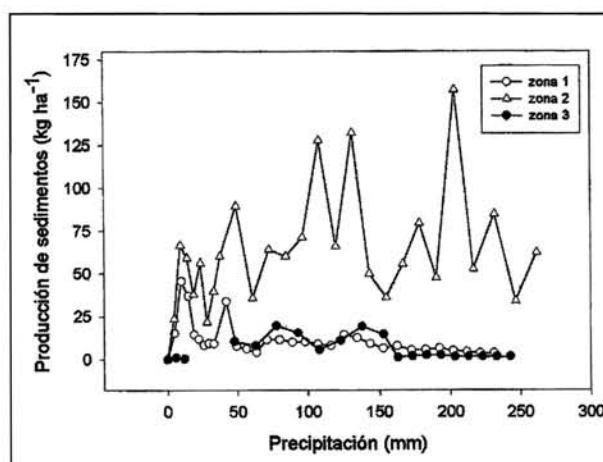


Fig. 2. Exportación de sedimentos en el agua de escorrentía exportada durante las simulaciones de lluvia en tres aulagares quemados

RESULTADOS

Efectos de la lluvia torrencial sobre la pérdida de nutrientes en forma particulada

Las simulaciones de lluvia torrencial produjeron una movilización de sedimentos

(formados por suelo mezclado con cenizas y restos orgánicos) de 297 a 8.423 kg ha⁻¹. La exportación de N fue de 2 a 42 kg ha⁻¹ y la de P de 0.3 a 1.4 kg ha⁻¹ (tabla 4). Las exportaciones de C orgánico, N y P fueron relativamente bajas y constantes en las zonas 1 y 3. Por el contrario, en la zona 2, como conse-

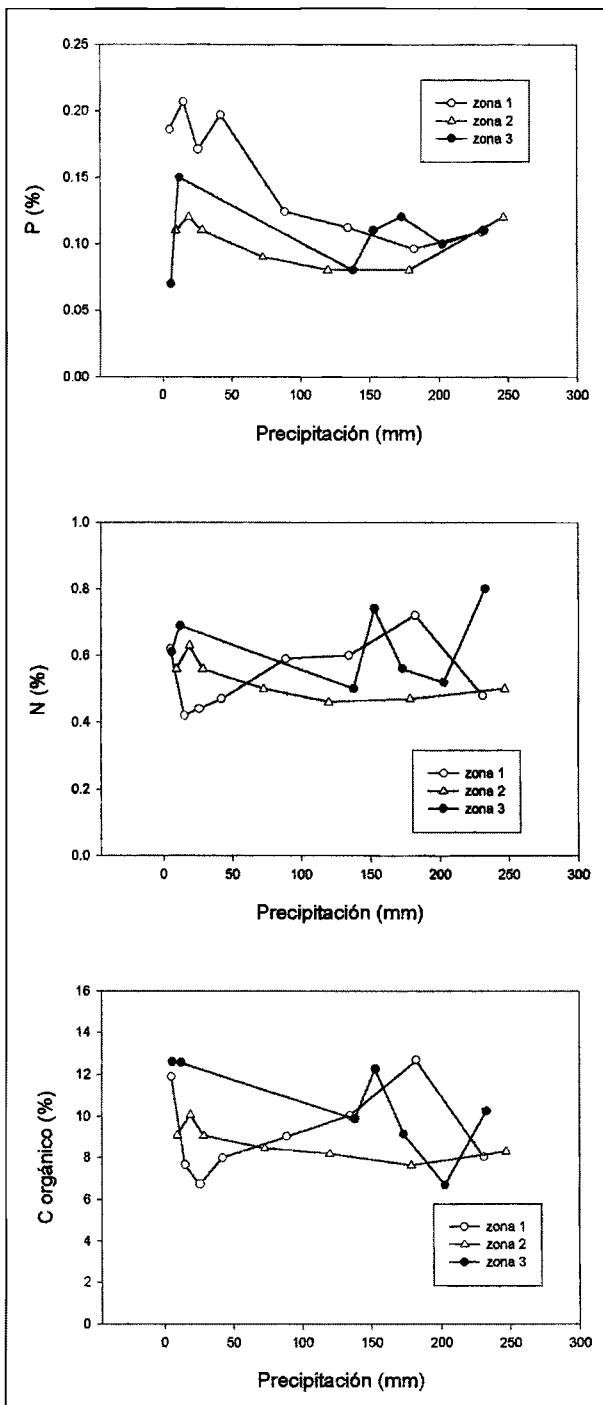


Fig. 3. Concentraciones de P total, N total y C orgánico durante la simulación de lluvia

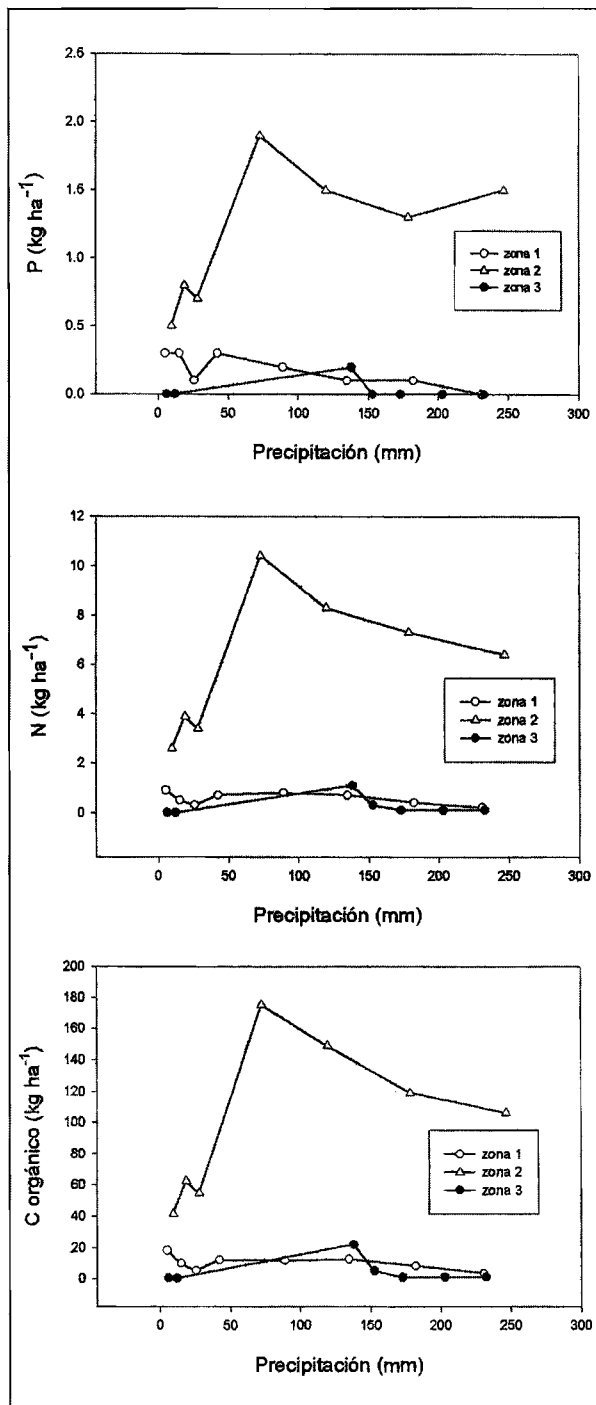


Fig. 4. Exportación de P total, N total y C orgánico durante la simulación de lluvia torrencial

Tabla. 5. Exportación de sedimentos en tres aulagares quemados en diferentes fases del periodo de estudio

		erosión natural oct 96-nov 97	simulación de lluvia diciembre 96	exportación total (natural+lluvia)	% erosión simulación / total
		kg ha ⁻¹			
zona 1	simulado	1.308	859	2.167	40
	no simulado	1.540	0	1.540	
zona 2	simulado	3.388	8.423	11.811	71
	no simulado	2.508	0	2.508	
zona 3	simulado	1.078	297	1.275	20
	no simulado	2.370	0	2.370	

cuencia de un volumen de escorrentía superficial elevado, la exportación de estos elementos fue mayor.

Las concentraciones de C orgánico y N total de los sedimentos fueron más elevadas que las del suelo superficial (0-2 cm) e inferiores a las de las cenizas y restos orgánicos parcialmente quemados. Ambas concentraciones evolucionaron paralelamente a lo largo de las simulaciones y no mostraron una tendencia temporal clara (fig. 3). Las concentraciones de P total disminuyeron gradualmente en las 3 zonas de estudio, especialmente en la zona 1.

La producción de sedimentos como consecuencia de la lluvia natural (es decir, excluyendo la simulación de lluvia), durante el período octubre 96-noviembre 97, fue de 1078 a 3388 kg ha⁻¹ (tabla 5). Las dos parcelas de la zona 2 fueron las que experimentaron las pérdidas más elevadas. La simulación de lluvia supuso entre un 20% y un 70% de la exportación anual de sedimentos.

Evaluación de los cambios en la superficie del suelo como consecuencia del fuego y la lluvia torrencial

Las simulaciones de lluvia torrencial produjeron una redistribución y una exportación neta de las cenizas y de parte de los restos orgánicos y del suelo mineral superficial, lo que supuso la formación de zonas de erosión y de acumulación dentro de las parcelas. Durante el periodo diciembre

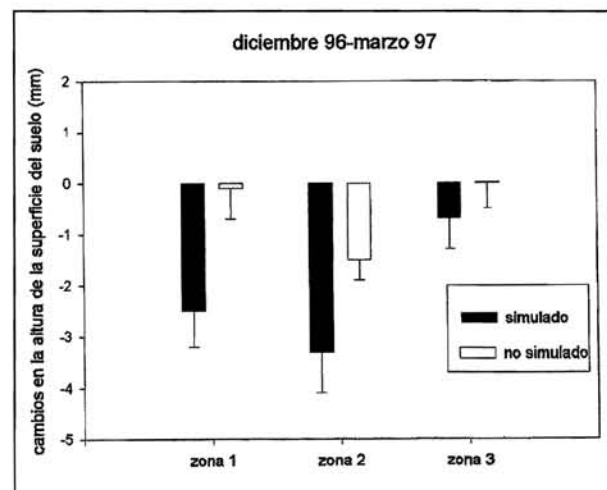


Fig. 5. Evaluación de los cambios en la superficie del suelo ocurridos entre diciembre de 1996 y marzo de 1997, en las parcelas con y sin simulación de lluvia. En cada caso se indica la media de tres parcelas y el error típico. La cuantificación se realizó a partir de todos los puntos de muestreo (i. e. sin discriminar el tipo de superficie: suelo desnudo, restos orgánicos y cenizas)

1996-marzo 1997 (es decir, inmediatamente antes y tres meses después de la simulación de lluvia) se registraron pérdidas de suelo significativamente más elevadas ($p < 0.05$) en las parcelas con simulación de lluvia torrencial (entre 0.7 y 3.3 mm) en relación con las parcelas no simuladas (entre 0.0 y 1.5 mm) (fig. 5). Las pérdidas fueron más elevadas en la zona 2, tanto en las parcelas afectadas por la lluvia torrencial como en las no simuladas, pero las diferencias entre zonas sólo fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en las parcelas no simuladas.

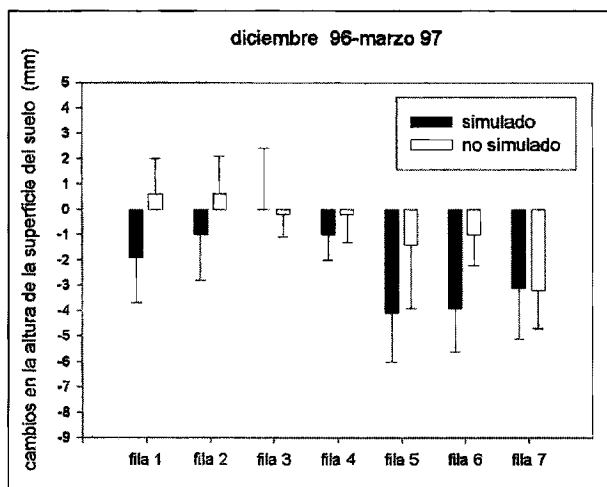


Fig. 6. Evaluación de los cambios en la altura de la superficie del suelo (aumentos o disminuciones relativos, expresados en mm) ocurridos entre diciembre de 1996 y marzo de 1997, en cada fila de las parcelas muestreadas. La fila 7 ocupa la posición más elevada dentro de la parcela y la 1 la más baja. En cada caso se indica la media de tres parcelas y el error típico

Tanto en las parcelas simuladas como en las no simuladas se observó una tendencia hacia un mayor volumen de pérdidas en las zonas superiores de las parcelas (filas 5-7), y pérdidas menores e incluso incrementos (como en el caso de las parcelas no simuladas) en las zonas situadas más abajo (fig. 6). En las parcelas afectadas por la lluvia torrencial se produjo una exportación neta de material, ya que ninguna fila presentó incrementos en la superficie del suelo. Por el contrario en las parcelas no simuladas se observó una redistribución del material, con dominancia de pérdidas en la parte alta de la parcela y de acumulaciones en la parte baja. Hay que considerar que las parcelas estaban delimitadas en la parte superior por una lámina metálica, con lo que la longitud efectiva de erosión fue de 2 m (dimensión de la parcela).

Durante el periodo diciembre 96-marzo 97 desaparecieron la totalidad de las cenizas en las parcelas afectadas por la simulación de lluvia, y la frecuencia de esta clase de recubrimiento se redujo en un 68% en las parcelas no simuladas. Los restos orgánicos que quedaron después del fuego también experimentaron pérdidas importantes durante este

periodo, tanto en las parcelas simuladas como en las no simuladas (63% y 64% respecto a los valores iniciales, respectivamente). Es importante destacar que los restos orgánicos de *U. parviflorus* mostraron unas pérdidas elevadas durante el periodo mencionado, en los dos tratamientos. La desaparición de restos orgánicos de *C. albidus* y *R. officinalis* fue inferior a la de *U. parviflorus*. En este caso tampoco se detectaron diferencias en función de la simulación de lluvia. Estas desapariciones de cenizas y restos orgánicos originaron un aumento de la frecuencia de la clase suelo desnudo, aumento que fue ligeramente superior en las parcelas afectadas por la simulación de lluvia (fig. 6).

Los restos orgánicos de *U. parviflorus* y las cenizas habían desaparecido completamente en el muestreo realizado en noviembre de 1997 (un año después de los incendios experimentales), tanto en las parcelas afectadas por la simulación de lluvia como en las no simuladas. Cabe mencionar que en septiembre de 1997 el área de estudio fue afectada por una lluvia de gran intensidad. La frecuencia de los restos orgánicos de *C. albidus* y *R. officinalis* presentó una reducción del 85% en las parcelas simuladas y del 53% en las no simuladas, entre el muestreo de diciembre de 1996 y noviembre de 1997.

DISCUSIÓN

Efectos de la lluvia torrencial posterior al fuego sobre la pérdida de nutrientes en forma particulada

La cantidad de sedimentos exportada durante las simulaciones de lluvia osciló entre 297 y 8423 kg ha⁻¹, y las pérdidas anuales totales entre 1375 y 11811 kg ha⁻¹. Es posible que estas diferencias entre zonas de estudio estén relacionadas con la cantidad de residuos orgánicos acumulados después del fuego. El peso de restos orgánicos dos meses después de los incendios (es decir, antes de las simulaciones) de la zona 3 (2.485 kg ha⁻¹) fue muy superior al de las zonas 1 y 2 (870 y 519 kg ha⁻¹, respectivamente). No obstante, la acumulación de hori-

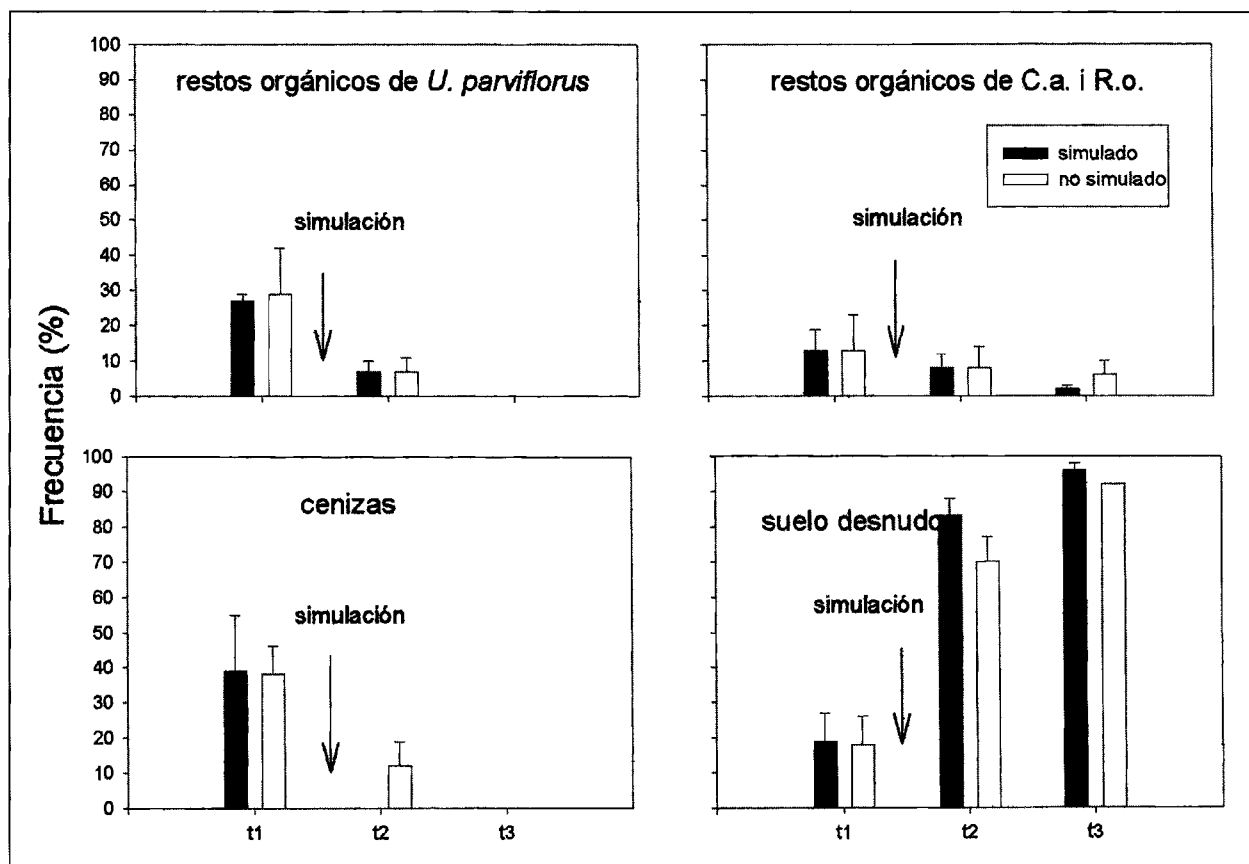


Fig. 7. Frecuencia de contactos de cada clase de superficie para cada una de las fechas del muestreo: t1= diciembre 96, t2= marzo 97, t3= noviembre 97. En cada caso se indica la media y el error típico

zotes orgánicos, así como la de raíces finas (datos no mostrados) en las zonas 1 y 2 no se corresponden con el marcado contraste en la exportación de sedimentos.

La cantidad de nutrientes exportada durante las simulaciones de lluvia fue de entre 2 y 42 kg ha⁻¹ de N y entre 0.3 y 1.4 kg ha⁻¹ de P. El N perdido representa entre un 0.4 y un 6.5% del contenido de este nutriente en los dos primeros centímetros del suelo superficial, y las pérdidas de P oscilan entre un 0.8 y un 2.5% del peso de este nutriente en el suelo superficial. Suponiendo que el contenido en nutrientes de los sedimentos exportados a lo largo del año es el mismo que el de los sedimentos correspondientes a la lluvia torrencial, el N perdido por erosión natural y durante la simulación de lluvia representa entre un 2 y un 14% de las pérdidas totales provocadas por el fuego (combustión y erosión). Las pérdidas de P por erosión natural durante el año posterior al

fuego junto a las originadas durante las simulaciones de lluvia representan entre un 10 y un 47% de las pérdidas totales.

Los sedimentos recogidos durante las simulaciones de lluvia presentaron concentraciones de C y N ligeramente superiores a las del suelo superficial (0-2 cm), y un mayor enriquecimiento en P. Este enriquecimiento también ha sido observado en otros estudios (DÍAZ-FIERROS *et al.*, 1990; ANDREU *et al.*, 1994; ANDREU *et al.*, 1996), y probablemente está relacionado con la presencia de restos orgánicos y cenizas, con concentraciones más elevadas que las del suelo superficial. Es posible que las oscilaciones observadas en las concentraciones de nutrientes durante la simulación de lluvia estén relacionadas con la cantidad de residuos orgánicos presentes en los sedimentos, sobretodo en el caso de C_{org} y N_T, que siguen una tendencia temporal paralela. La presencia de estas oscilaciones podría indicar que la exportación de material

orgánico tiene lugar durante todo el tiempo de simulación, aunque sus características químicas pueden ser diferentes, por ejemplo, según el grado de combustión. La relación C:N de los sedimentos fue de 17, valor ligeramente inferior a la del suelo superficial (0-2 cm). La relación C:P de los sedimentos exportados (87) fue notablemente inferior a la del suelo superficial (149), probablemente debido a la mezcla con cenizas y restos orgánicos relativamente ricos en P.

Evaluación de los cambios en la superficie del suelo como consecuencia del fuego y la lluvia torrencial

Durante el periodo diciembre 96-marzo 97, las parcelas con simulación de lluvia torrencial experimentaron una movilización global (considerando la presencia de zonas de erosión y de acumulación) de un grosor considerable de suelo, cenizas y restos orgánicos en las zonas 1 y 2 (2.5 y 3.3 mm, respectivamente), y sensiblemente menor en la zona 3 (0.7 mm). Este hecho está probablemente relacionado con una mayor acumulación (en términos de cobertura y peso) de restos orgánicos después del fuego en la zona 3, acumulación que supuso una protección efectiva ante la lluvia torrencial. En este sentido, diversos trabajos han observado una relación negativa entre la acumulación de restos orgánicos y cenizas, y la producción de sedimentos (KUTIEL 1994; LAVEE *et al.*, 1995).

La exportación de suelo supuso la exposición de numerosas raíces finas superficiales, respecto a las parcelas no simuladas, y en último término una disminución substancial del recubrimiento de *B. retusum* (DELUÍS, 1998). Las raíces finas pueden afectar en gran medida la estabilidad de agregados del suelo (TISDALL & OADES, 1982; HAYNES & BEARE, 1997), por lo que su reducción como consecuencia de la simulación de lluvia torrencial puede contribuir a la degradación de la estructura del suelo.

En las parcelas no simuladas, las pérdidas durante el mismo periodo también fueron mayores en la zona 2, lo que sugiere que las condiciones posteriores al fuego de esta zona podrían haber acelerado los procesos erosi-

vos. La menor acumulación de restos orgánicos después del fuego en la zona 2 ha podido influir directamente en la producción de sedimentos, ya que variables como la pendiente, la densidad aparente, la textura, el contenido de materia orgánica y otras características del suelo son similares en las tres zonas de estudio. Otro hecho a considerar es que la zona 2 presentaba una acumulación menor de *C. albidus* y *R. officinalis*, dos especies con horizontes orgánicos más consolidados que los de *U. parviflorus* y por tanto con una mayor resistencia a la erosión.

La dinámica de las cenizas y de los restos orgánicos de *U. parviflorus* durante el año posterior al incendio (octubre 96-noviembre 97) fue similar, con un elevado número de desapariciones, tanto en las parcelas con simulación de lluvia como en las no simuladas (las cenizas desaparecieron completamente en las parcelas afectadas por la lluvia). Los restos orgánicos de *C. albidus* y *R. officinalis* mostraron unas pérdidas menores durante este periodo e iguales en las parcelas con y sin simulación de lluvia (alrededor de un 38% respecto a la acumulación inicial). En noviembre de 1996 tan sólo se observaron residuos orgánicos de *C. albidus* y *R. officinalis*, ya que las cenizas y los restos de *U. parviflorus* habían desaparecido completamente. La elevada pérdida de residuos orgánicos, que en su mayor parte se había producido ya en marzo de 1997 e incluso en ausencia de lluvia torrencial, sugiere que el viento o pequeñas lluvias naturales han sido agentes de transporte eficientes. La presencia de residuos orgánicos después del fuego es relevante porque suponen una protección frente a la erosión y por el papel que tienen en el ciclo de nutrientes y en el microclima del suelo (FERRAN *et al.*, 1991). En este sentido, la presencia de *C. albidus* y *R. officinalis* resulta de particular interés, ya que, tras el incendio podrían conferir una mayor protección del suelo que la que puede suponer *U. parviflorus*, y esto puede repercutir en la conservación de nutrientes del sistema.

CONCLUSIONES

Una lluvia torrencial otoñal, con un perio-

do de recurrencia de 40 años en la zona de estudio, puede suponer considerables pérdidas de suelo, y por ello afectar negativamente a la futura disponibilidad de nutrientes y agua. El efecto erosivo de la lluvia dependerá de la severidad del fuego, así como de las especies presentes, y en particular de la consistencia y de la persistencia de los horizontes orgánicos remanentes tras el fuego.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración prestada por V.R. Vallejo, J. Baeza, J. Llovet, S. Bautista (CEAM), Ana Tomás, (Conselleria de Medi Ambient d'Alacant, Generalitat Valenciana), así como a los propietarios de los terrenos. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: CICYT CLI95-1948-CO3-03 y GV97-RN-14-2, Generalitat Valenciana.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDREU, V., RUBIO, J.L. & CERNI R.; 1996. Post fire effects on soil properties and nutrient losses. *J. Wildland Fire* 6 (2): 53-58.
- ANDREU, V., RUBIO, J.L., FORTEZA, J. & CERNI, R.; 1994. *Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses*. Sala, M. & Rubio, J.L. (Eds.). Soil Erosion as a Consequence of Forest Fires. Geofoma Ediciones, Logroño, pp. 79-90.
- BAEZA, M. J., DE LUÍS, M. & RAVENTÓS, J.; 1997. *Comportamiento del fuego en incendios experimentales en aulagares de diferentes edades en la Comunidad Valenciana*. Congreso Forestal Hispano Luso. Pamplona. pp 67-72.
- CAMPBELL, I. A.; 1970b. *Micro-relief measurements on unvegetated shale slopes*. Prof. Geogr. 215-220.
- DE LA TORRE, A. & ALÍAS, L.; 1996. *Suelos y vegetación en el Alto Vinalopó*. Universidad de Alicante. 1996.
- DE LUÍS, M., BAEZA, M.J. & RAVENTÓS, J. 1997a. *Análisis de las curvas de temperatura-tiempo en fuegos experimentales en aulagares de distintas edades: enfoque alternativo*. Congreso Forestal Hispano Luso. Pamplona. pp. 143-148.
- DEBANO, L. F. & CONRAD, C. E.; 1978. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59: 489-497.
- DEBANO, L. F., RICE, R. M. & CONRAD, C. E.; 1979. *Soil heating in chaparral fires†: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff*. Research paper PSW-145.
- DÍAZ-FIERROS, F., BENITO, E., VEGA, J. A., CASTELAO, A., SOTO B., PÉREZ, R. & TABOADA, T.; 1990. *Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain)*. Fire in Ecosystem Dynamics. 103-116.
- DUNN, P. H & DEBANO, L. F.; 1979. *Fire effects on biological and chemical properties of chaparral soils*. Mooney, H. A. & Conrad, C. E. (Technical Co-ordinators). Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequence of Fire and Fuel Management Ecosystems. U. S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report WO-3, pp. 75-84.
- FERRÁN, A., CASTELL, C., FARRÀS, A., LÓPEZ, L., & VALLEJO; 1991. *Els efectes del foc en pinedes de la Catalunya Central*. Butll. Inst. Cat. Nat., 59 (Sec. Bot., 8): 129-143.
- INBAR, M., TAMIR, M. & WITTENBERG, L.; 1992. Runoff and erosion after forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Horizons in Geography*. 35/36: 43-47.
- KUTIEL, P.; 1994. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case study. Earth SURF. Process. *Landforms*, 19: 187-194.
- KUTIEL, P. & INBAR, M.; 1993. Fire impact on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20: 129-139.
- LAVEE, H., KUTIEL, P., SEGEV, M. & BENYAMINI, Y.; 1995. Effect of surface roughness and erosion in a Mediterranean ecosystem: the role of fire. *Geomorphology* 11: 227-234.
- LLOVET, J, BAUTISTA, S. & CERDÁ-BOLINCHES, A.; 1994. *Geomorfología en España* (Arnáez, J., García Ruíz, J.M. & Gómez Villar, A., Eds.). Sociedad Española de Geomorfología, Logroño.