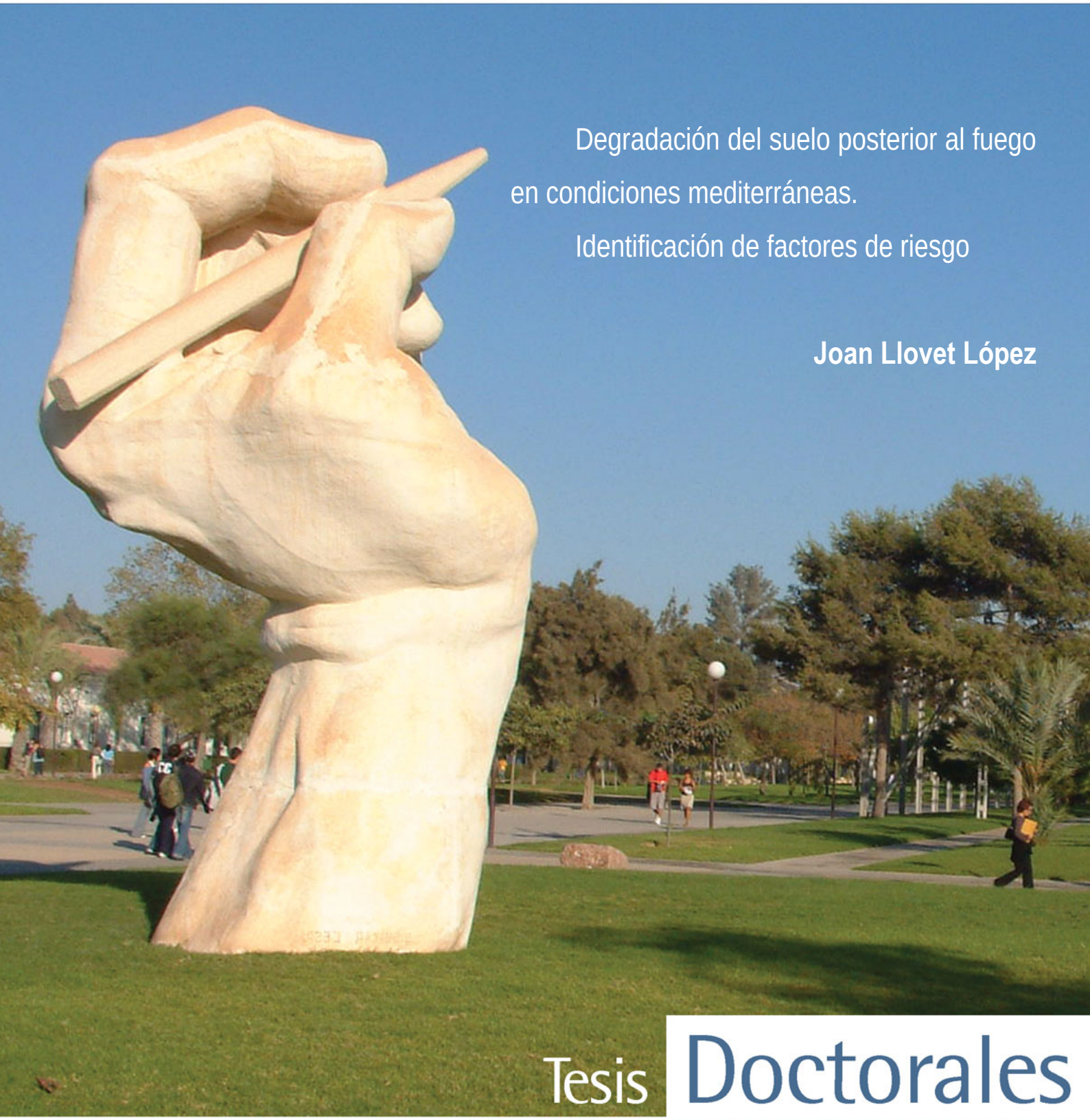
Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas. Identificación de factores de riesgo

Joan Llovet López

Tesis Doctorales

www.eltallerdigital.com

UNIVERSIDAD de ALICANTE

ISBN: 978-84-690-2311-2 · **Depósito Legal:** A-28-2007

Tesis Doctorales

UNIVERSIDAD de ALICANTE

UNIVERSIDAD DE ALICANTE

FACULTAD DE CIENCIAS

Departamento de Ecología

Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas. Identificación de factores de riesgo

ISBN: 978-84-690-2311-2 · Depósito Legal: A-28-2007

Joan Llovet López

Alicante, 2005

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Tesis Doctorales
UNIVERSIDAD de ALICANTE

INTRODUCCIÓN GENERAL

EXPERIMENTO 1: IDENTIFICACIÓN DE FENÓMENOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO DESPUÉS DE UN INCENDIO FORESTAL. EFECTO DE LA LLUVIA SOBRE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA EN AMBIENTE SEMIÁRIDO

1. INTRODUCCIÓN

2. ÁREA DE ESTUDIO

3. DISEÑO EXPERIMENTAL

4. MATERIALES Y MÉTODOS

5. RESULTADOS

5.1. Suelos

5.2. Características de la superficie de las parcelas (ladera quemada)

5.3. Respuesta hidrológica (ladera quemada)

5.4. Producción de sedimentos (ladera quemada)

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

5.5. Características de la superficie de las parcelas (ladera no quemada)
5.6. Respuesta hidrológica (ladera no quemada)
5.7. Producción de sedimentos (ladera no quemada)

6. DISCUSIÓN

7. CONCLUSIONES

EXPERIMENTO 2: RESPUESTA HIDROLÓGICA POST-INCENDIO EN SUELOS DE AMBIENTE SECO-SUBHÚMEDO. EFECTOS DEL SUBSTRATO LITOLÓGICO Y DE LA ORIENTACIÓN

1. INTRODUCCIÓN

2. ÁREA DE ESTUDIO
2.1. Situación geográfica
2.2. Clima
2.3. Litología y suelos
2.4. Vegetación

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

3. MATERIALES Y MÉTODOS

4. RESULTADOS

4.1. Suelos

4.2. Recubrimiento de la superficie de las parcelas

4.3. Variables hidrológicas

4.4. Arrastre de sedimentos

4.5. Relación entre la infiltración y las características físicoquímicas

4.6. Relación entre el recubrimiento de las parcelas y la infiltración y producción de sedimentos

4.7. Compactación superficial

4.8. Características estructurales

4.9. Repelencia al agua

5. DISCUSIÓN

6. CONCLUSIONES

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

EXPERIMENTO 3: CAMBIOS EN LA SUPERFICIE DEL SUELO A CORTO PLAZO DESPUÉS DEL FUEGO. ESTUDIO DEL CHOQUE TÉRMICO Y LA LLUVIA BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

1. INTRODUCCIÓN

2. ÁREA DE ESTUDIO

3. MATERIALES Y MÉTODOS

4. RESULTADOS

4.1. Efecto de la intensidad de quema sobre el carbono orgánico, la estabilidad estructural y la repelencia al agua

4.2. Efecto del choque térmico y la lluvia sobre la compactación superficial y la infiltración 103

4.3. Relaciones entre las variables estudiadas

5. DISCUSIÓN

6. CONCLUSIONES

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Tesis Doctorales
UNIVERSIDAD de ALICANTE

EXPERIMENTO 4: CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y EROSIÓN POST-INCENDIO. EL EFECTO DE LA EDAD DE ABANDONO EN LADERAS ATERRAZADAS

1. INTRODUCCIÓN

2. ÁREA DE ESTUDIO

3. MATERIALES Y MÉTODOS

4. RESULTADOS

4.1. Precipitación
4.2. Morfología y grado de conservación de las terrazas
4.3. Suelos
4.4. Características estructurales
4.5. Capacidad de infiltración
4.6. Repelencia al agua
4.7. Respuesta de la vegetación
4.8. Compactación superficial
4.9. Producción de escorrentía
4.10. Producción de sedimentos

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

4.11. Relación entre la precipitación y la producción de sedimentos. Evolución temporal en el pinar quemado

5. DISCUSIÓN

6. CONCLUSIONES

CONSIDERACIONES Y CONCLUSIONES FINALES

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

A la Maribel

Als meus pares

AGRAÏMENTS

Agrair a tothom que, d'una o unaltra manera, hagi ajudat a fer possible aquest treball és satisfactori i difícil alhora. Satisfactori perquè em fa ser conscient de la sort que he tingut amb la gent que he anat trobant. Difícil perquè són moltes persones amb les que he pogut comptar i no seré capaç d'anomenar-les a totes. Si us plau, considereu-vos totes i tots agraïts.

Començaré per la més propera. Cal tenir paciència per compartir la vida amb algú que està acabant la tesi. I més encara si es tracta de mi. La Maribel ha estat i està, aguantant xàfecs i solituds. A més a més ha carretejat mostres, ha entrat dades i fitxes, i ha revisat textos. És què es pot demanar més?

Als meus pares vull agrair el que hagin confiat en mi, cegament fins i tot. De petit em van fer despertar la curiositat per les coses, em van ensenyar a aprendre i, tant de petit com de gran, han estat per mi un exemple de pares i de persones.

El meu germà Fede, així com la Conxi, el Roger, la Mireia i la Laia han acceptat el meu allunyament físic. Gràcies.

Fa uns quants anys (molts de fet) em voltava pel cap que els sòls, encara que sembléssin aburridíssims, podrien tenir el seu punt d'interès. Estava estudiant Biologia, a la Universitat de Barcelona, quan se'm va ocórrer anar a parlar amb el Ramon Vallejo, aleshores professor de pràctiques d'Edafologia. La seva resposta va ser clara: si tenia ganes de treballar, era ben rebut. Al poc temps em vaig convèncer que això dels sòls és molt més interessant del què creia, estan molt més vius del què sembla. De totes maneres, si em vaig decidir a seguir per aquest camí, no va ser el tema d'estudi el què més va influir. El què més pes va tenir va ser la gent del *xiringuito*, els components del grup de sòls forestals. Em sento afortunat per l'amistat i l'estimació de tots els que hi eren: el Pere, la Tere, la Cinta, el Fernando, el Jaume, l'Isabel, el Joan, el Jordi, lo Pere, la Montse, el Lascu i el Soriano fins i tot…

No oblidaré un mostreig al Pirineu, dormint a una caseta metàl.lica plantada al mig d'un prat alpí. Allà vaig coincidir amb el Ramon Josa. I ha resultat que els dos Ramons, el Vallejo i el Josa, són els que es van oferir a dirigir-me la tesi. Amb ells també he tingut sort. Gràcies pels consells, les aportacions, la paciència i sobre tot, per la vostra forma de ser.

El Departament d'Ecologia de la Universitat d'Alacant m'ha acollit força bé. El Juan Bellot m'ha fet de tutor, donada la llunyania dels directors de tesi. La Silvia, el Jose, la Fina i el Nico m'han facilitat les coses. La Rosario i l'Ángeles m'han ajudat en els mostrejos de camp, de vegades feixucs. Amb la Susana he passat moltes hores de camp, he rumiat experiments i he tingut moltes converses que sovint m'han servit per aprendre coses. De tothom del Departament he rebut bon tracte, començant (per començar per algú) amb l'últim becari arribat, i acabant (per acabar per algú) amb el director.

De la gent del CEAM no tinc cap queixa. Ans al contrari, a tothom tinc alguna cosa a agrair, des del sector investigador fins al sector administratiu i de serveis. Amb el José Antonio he tingut la garantia de que fará tot el possible per ajudar. El Badre em va aconsellar en l'esparverador tema de l'estadística. M'he sentit molt a gust en la companyia del Salva, el Norberto, la Rosa Neus, el Juli, la Teresa, la Núria, la Carmeta…

Per raons geogràfiques tinc més contacte amb els *ceamers* actuals a Alacant: gràcies David, gràcies Esther, gràcies Esteban i gràcies Alberto. M'he deixat dos, però és que van a part. Amb l'Alejandro i el Jaime he passat de tot (quasi): fred, calor, pluja, vent, pujades per les parets, pujades pels núvols, moments divertits, avorrits i de desesperació. M'han aguantat el posar-me com una moto, i s'han carregat de feina perquè jo he trigat molt en acabar aquesta tesi (i a sobre posant-me bona cara i animant-me). Gràcies, amics.

Per dur a terme treballs de camp, tot sovint cal gent que t'ajudi. No me n'ha faltat, i com he trigat tant de temps en fer aquesta tesi, al final han estat molts els col.laboradors. A part dels esmentats abans, cal afegir el Pepe, el Vicent, l'Amaya, el José Miguel, el Jose i el Rigan, i encara em deixo penya. Una menció especial pel Cholo: ha estat l'artífex de parcel.les i mostrejos, s'ha passat dies de festa al camp i nits al laboratori, sense ell aquesta tesi no existiria.

El Felicià Plana (Institut Jaume Almera) es va oferir a fer les anàlisis minerològiques sense conèixer-me i sense demanar res a canvi. L'Adolfo i l'Artemi em van mostrar un artilugi que per mi era estrany i que em va obrir un munt de possibilitats: el simulador de pluja. L'Agustí Escuredo m'ha donat moltes facilitats a l'hora d'analizar els sòls. El Jorge Mataix (UMH) em va donar material i mètodes per l'estabilitat estructural. El Federico Giovanardi i el César Guerrero, molts articles. La Carmen González (SAIH-CHJ) m'ha aportat dades pluviomètriques molt útils i converses telefòniques molt agradables.

Hagués estat impossible trobar llocs adients per les parcel.les sense l'ajut d'agents forestals (entre d'altres, el José Manuel Bueno i el Joan Tortosa) i de coneixedors de l'entorn, com és el cas del Toni Conca (del Centre Excursionista d'Ontinyent). Pel que fa a la zona d'estudi Guadalest, els propietaris no van posar problemes perquè un foraster instal.lés parcel.les fixes en els seus terrenys. Gràcies per la generositat i la confiança. De fet, tota la població de Benimantell, Beniardà i Castell de Guadalest s'ha portat de categoria. El Fernando Solbes s'ha preocupat molt de facilitar-me els contactes amb els propietaris i de tot allò que necessités. El Paco (l'ex-*alguacil* de Beniardà) i els seus companys em van proporcionar una agradable jornada tot descobrint la història dels bancals. El Vicente (de l'Ajuntament de Benimantell) ha estat sempre molt amable. L'Emilio i la Sofia ens han rebut sempre amb un somriure. El Jaime (bomber de Confrides) va demostrar un gran interès pel què fèiem. Els guardians de l'aparcament del Castell de Guadalest no ens cobraven, com si fóssim un més del poble. El José Vicente inclús ens va rescatar d'una esllevissada per un talús…

Gràcies a tothom, presents i absents en aquesta llista, presents i absents en aquesta vida.

Les investigacions portades a terme en aquest treball han estat possible gràcies a l'aportació econòmica procedent de diversos projectes desenvolupats per la Fundación CEAM. Van *ser La restauración de la cubierta vegetal en zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana: ensayo de especies autóctonas y técnicas de revegetación* (Generalitat Valenciana y Fundación Bancaixa), *LUCIFER* (Comissió Europea) i *SPREAD* (Comissió Europea).

INTRODUCCIÓN GENERAL

El Convenio de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación (UNCCD, 1994) considera la siguiente definición para el término desertificación: la degradación de tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultante de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las acciones humanas. Los ecosistemas de la Europa mediterránea presentan unos rasgos que los hacen, al menos potencialmente, proclives a sufrir este tipo de procesos. No en vano, este Convenio hace mención explícita al Mediterráneo norte, al que dedica el Anexo IV. Existen diversas causas que influyen, algunas de origen natural y otras debidas a la actividad humana, y la interacción entre las mismas da lugar a un amplio abanico de posibilidades. El fuego es uno de los factores que puede promover la desertificación.

El régimen hidrológico mediterráneo se caracteriza por su irregularidad, la reiteración aleatoria de dilatadas sequías y los cortos aguaceros de alta energía, que unido al relieve convierte el agua en protagonista destacado de la erosión y degradación de los suelos (López Bermúdez y Albaladejo, 1990). Por su parte, el substrato litológico afecta al relieve (Calvo, 1987; Strahler y Strahler, 1989), a los suelos (Vallejo et al., 1998) y, a través de estos últimos, a la vegetación (Kosmas et al., 2000). También influye en características del suelo ligadas a su erodibilidad (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990; Sanroque et al., 1990; Cerdà, 1999). Por otra parte, la cuenca mediterránea ha sufrido impactos antrópicos desde la antigüedad, básicamente debidos a la agricultura, al pastoreo y a la extracción de productos forestales, cuya extensión e intensidad ha oscilado sensiblemente con el tiempo (Naveh, 1990; Grove, 1996). Durante las últimas décadas ha habido una intensa concentración de la economía y de la población (Puigdefábregas y Mendizábal, 1998). Este fenómeno, junto a los cambios tecnológicos en la agricultura y las políticas agrarias de la Unión Europea, ha ocasionado el abandono de amplias zonas marginales, una gran disminución de la presión humana sobre los ecosistemas forestales y un aumento de la superficie forestal (Alloza, 2003). De igual manera, los bosques son herederos de las actividades humanas anteriores (Vallejo et al., 1998).

El abandono de actividades agrícolas, ganaderas y forestales trae consigo una serie de consecuencias. Entre ellas está el aumento de la superficie ocupada por el monte, el incremento de la cubierta y biomasa vegetal, la acumulación de combustible, la proliferación de especies pioneras y la homogeneización del paisaje (Fernández-Alés et al., 1992; Puigdefábregas y Mendizábal, 1998; Vallejo et al., 2005). Diversos trabajos relacionan estos cambios con el incremento en el número y extensión de los incendios forestales (Trabaud, 1991; Moreno et al., 1998; Baeza, 2001; Vélez, 2004), cuya variabilidad interanual estaría regulada por la magnitud de la sequía estival (Pausas, 2004). Asimismo, la reiteración de grandes incendios forestales supone la potenciación de comunidades formadas por especies de ciclo corto y alta inflamabilidad, que pueden contribuir a incrementar el riesgo de incendio (Vallejo, 1996; Pérez et al., 2003).

Los suelos forestales mediterráneos presentan un régimen hídrico xérico o arídico y suelen ser poco profundos, pobres en materia orgánica y fuertemente dependientes del material parental. Con frecuencia muestran una baja estabilidad estructural, propensión al sellado y encostramiento, poca fertilidad, falta de propágulos y escasa actividad biológica (Yaalon, 1997; Davis, 1998; Vallejo et al., 2000). Además, pueden estar degradados debido a los usos anteriores (Puigdefábregas y Mendizábal, 1998). Estas características, unidas a la agresividad de las lluvias, al relieve accidentado, al mal estado general de la vegetación y a la actividad humana, confieren un alto riesgo de degradación a muchos suelos del área mediterránea (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990). De todos modos, la heterogeneidad de situaciones da lugar a una gran diversidad de respuestas a los agentes erosivos (Thornes, 1996).

El fuego es un agente que puede poner en marcha o potenciar procesos de degradación del suelo. Afecta a las propiedades físicas, químicas y biológicas, alterando su erodibilidad mediante cambios en la estructura, materia orgánica, infiltración y porosidad, entre otros factores (Molina y Sanroque, 1996; Giovannini y Lucchesi, 1997; Neary et al., 1999; Certini, 2005). Asimismo, la desaparición o disminución de la cubierta vegetal deja el suelo más expuesto, al menos temporalmente, a los agentes erosivos. Ambos fenómenos afectan especialmente a la superficie del suelo. En un incendio, el calor tiende a extinguirse rápidamente con la profundidad (Pafford et al., 1991; Bradstock y Auld, 1995), de tal forma que los efectos del incremento de la temperatura actúan básicamente en la superficie. Una vez el suelo

está desnudo, el potencial degradativo de la lluvia también se manifiesta en la superficie del suelo, sea por el impacto directo de las gotas o como consecuencia de la escorrentía superficial.

La respuesta de los ecosistemas mediterráneos al fuego puede variar notablemente. Hay una gran diversidad de condicionantes ambientales y de historia de usos del territorio que da lugar a una elevada heterogeneidad de riesgos de degradación post-incendio. Por este motivo merece especial atención reconocer cuáles son las situaciones en las que el riesgo es mayor, así como analizar los factores que incrementan la sensibilidad. Estos estudios son especialmente interesantes en la Comunidad Valenciana. Es una zona de transición entre el clima semiárido, seco y subhúmedo, los procesos de desertificación son evidentes en diversas áreas, la presión humana sobre el medio ha cambiado profundamente en las últimas décadas y los incendios forestales han modificado gran parte del paisaje.

En el presente estudio se considera como hipótesis general, que el fuego provoca una diversidad de cambios en las propiedades del suelo relacionadas con la infiltración y el transporte de sedimentos. Además de las transformaciones directas e inmediatas debidas al choque térmico, pueden producirse fenómenos posteriores a causa de la desaparición de la vegetación y los horizontes orgánicos. En esta tesis se propone la desagregación y el encostramiento de la superficie del suelo -ambos posteriores al fuego- como elementos clave en la degradación de zonas afectadas por incendios forestales.

El objetivo general de la tesis es hacer un seguimiento de la dinámica de la infiltración y de las producciones de escorrentía superficial y sedimentos, así como de parámetros asociados, en zonas afectadas por el fuego. Se intenta reconocer sistemas vulnerables, tendentes a manifestar procesos de degradación posteriores a un incendio forestal y los factores críticos que los determinan. El primer paso consiste en una identificación del fenómeno y de las variables implicadas. Se consideró que sería adecuado realizar esta primera aproximación en una zona con condiciones ambientales limitantes para la regeneración tras un incendio forestal, como es el caso del clima semiárido con suelos formados a partir de margas o coluvios margo-calizos. Cabe esperar que, bajo estas condiciones, los procesos de degradación post-incendio se pongan especialmente de manifiesto, lo que facilitaría el estudio de su evolución y la identificación de variables asociadas. En un segundo nivel se explora el fenómeno considerando diferentes substratos y orientaciones. Este enfoque permite un seguimiento paralelo de

situaciones contrastadas, que probablemente darán lugar a respuestas diferentes al fuego. Por una parte, este análisis puede ayudar a discriminar variables que se relacionen con los casos de mayor degradación posterior al incendio. Por otra parte, se persigue una mayor generalización del ámbito de estudio con el fin ampliar la escala de aplicación de las conclusiones que se deriven. Seguidamente se intenta describir, de forma detallada y bajo condiciones controladas, el efecto de la intensidad de quema y los procesos de degradación asociados a la lluvia, a muy corto plazo después del incendio. Por último, se aborda el efecto de la respuesta de la vegetación y de los cambios en el uso del suelo, ampliando la escala de trabajo y el tiempo de estudio del fenómeno. Para ello se han llevado a cabo los cuatro experimentos que se reseñan a continuación.

El **Experimento 1** se basa en la hipótesis de que, en ambiente semiárido, los suelos son especialmente sensibles a la desaparición de la cubierta vegetal protectora. Para contrastar la hipótesis se estudia la capacidad de infiltración y la producción de sedimentos en un área afectada por un incendio forestal, antes y después del periodo de lluvias. Paralelamente, se analiza las consecuencias de la extracción de vegetación, aislándolas del efecto del fuego.

En el **Experimento 2** se aborda la hipótesis de que la intensidad de los procesos degradativos post-incendio varía en función del tipo de suelo y la orientación. Se hace un seguimiento de la evolución temporal de la capacidad de infiltración y la producción de sedimentos posteriores al incendio, diferenciando suelos formados a partir de dolomías y de margas, así como umbrías y solanas.

La hipótesis que justifica el **Experimento 3** es que la intensidad del choque térmico influye en la respuesta del suelo a la desaparición de la cubierta vegetal. El ensayo consiste en la quema de muestras de suelo inalteradas a distintas intensidades y la aplicación posterior de lluvia, todo ello en el laboratorio bajo condiciones controladas.

Para el **Experimento 4** se planteó la hipótesis de que la edad de abandono de los bancales de cultivo condiciona la estructura y composición de la vegetación, así como las características del suelo y el estado de conservación de las terrazas. Esto puede dar lugar a respuestas erosivas diferentes a consecuencia del fuego, que se evalúan comparando edades de abandono contrastadas.

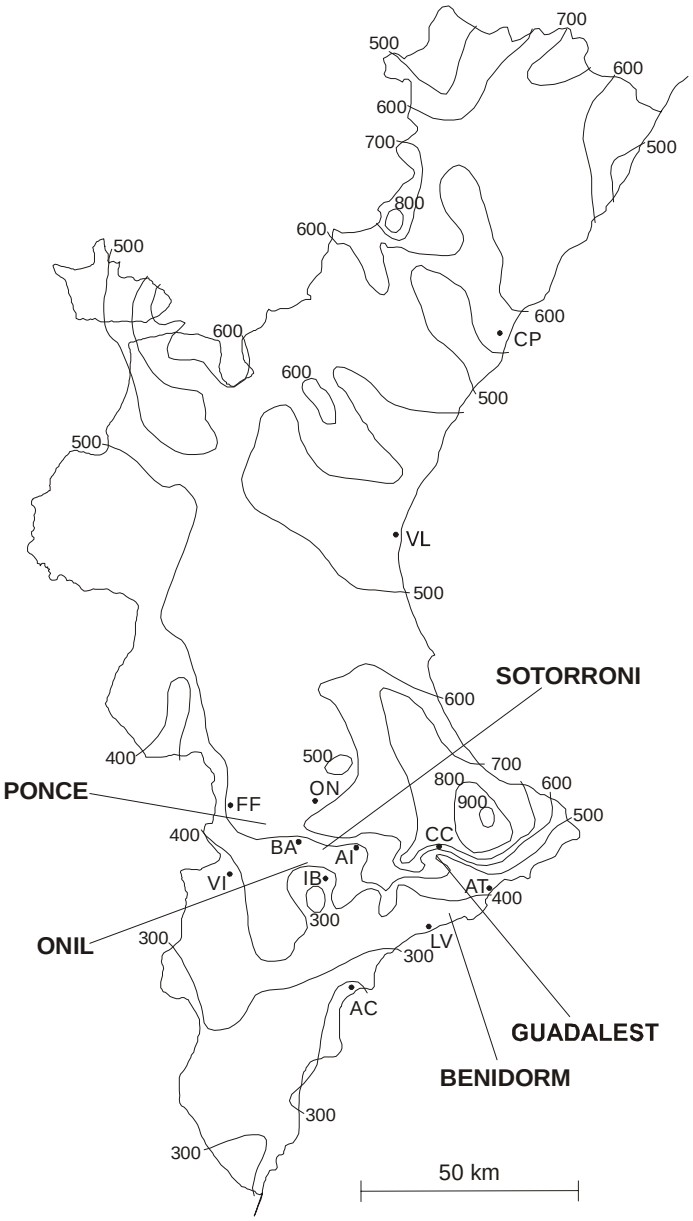


Figura 1. Situación de las localidades estudiadas: Benidorm (**Experimento 1**), Ponce y Sotorroni (**Experimento 2**), Onil (**Experimento 3**) y Guadalest (**Experimento 4**).
Como referencia geográfica se indican algunas poblaciones: Alacant (AC), Alcoi (AI), Altea (AT), Banyeres de Mariola (BA), Castell de Castells (CC), Castelló de la Plana (CP), Ibi (IB), La Font de la Figuera (FF), La Vila Joiosa (LV), Ontinyent (ON), València (VL) y Villena (VI).
Las isoyetas indican la precipitación media anual (mm) y están tomadas de Pérez-Cueva (1994).

Los trabajos experimentales contenidos en la presente memoria se han desarrollado en el marco de los siguientes proyectos de I+D:

La restauración de la cubierta vegetal en zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana: ensayo de especies autóctonas y técnicas de revegetación (financiado por la Generalitat Valenciana y la Fundación Bancaixa)

Land use change interactions with fire in Mediterranean landscapes (LUCIFER) (financiado por la Comisión Europea, DG XII, nº ENV4-CT96-0320)

Forest fire spread prevention and mitigation (SPREAD) (financiado por la Comisión Europea, DG Investigación, nº EVG1-CT-2001-00043)

EXPERIMENTO 1: IDENTIFICACIÓN DE FENÓMENOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO DESPUÉS DE UN INCENDIO FORESTAL. EFECTO DE LA LLUVIA SOBRE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA EN AMBIENTE SEMIÁRIDO

1. INTRODUCCIÓN

Las regiones semiáridas de la Cuenca Mediterránea son especialmente sensibles a sufrir procesos de desertificación. Las condiciones climáticas (precipitación escasa y de distribución muy irregular, unida a una tasas elevadas de evaporación y evapotranspiración) favorecen la erosión del suelo, primera causa de degradación del paisaje mediterráneo (Thornes, 1999). En las zonas más áridas los incendios son poco frecuentes debido al escaso tamaño y densidad de la vegetación. Por el contrario, allí donde las condiciones permiten un mayor crecimiento vegetal y acumulación de combustible, aunque se mantienen grandes limitaciones para su regeneración, el fuego incrementa de forma significativa el riesgo de desertificación (Vallejo y Alloza, 1998). En estos ambientes, el incendio puede modificar el comportamiento hidrológico y la producción de sedimentos, hasta llegar a una situación propia de medios muy degradados y mantenerse, sin signos de recuperación, al menos a corto-medio plazo (Bautista, 1999).

Los incendios forestales producen cambios notables en las propiedades de la superficie del suelo. El incremento de la temperatura afecta al contenido y tipo de materia orgánica, a la estructura y a la repelencia al agua, entre otras características (Giovannini et al., 1990; Giovannini y Lucchesi, 1993; De Bano, 2000a). Estos parámetros modifican a su vez la producción de escorrentía, el arrastre de sedimentos y la resistencia al sellado y encostramiento superficial (Molina y Sanroque, 1996; Imeson et al., 1998; Singer y Le Bissonnais, 1998). Asimismo, hay efectos indirectos del fuego como modificador de la respuesta hidrológica del suelo, a través de la pérdida de vegetación y hojarasca. La cubierta vegetal y los horizontes orgánicos controlan la escorrentía superficial y la erosión, además de proteger la superficie

del suelo del impacto de las gotas de lluvia (Francis y Thornes, 1990; Box y Bruce, 1995; López-Bermúdez et al., 1998). Cuando ésta incide directamente sobre el suelo desprotegido puede destruir los agregados de la superficie, formándose una costra más densa y obturar los poros. La destrucción de la estructura superficial altera el intercambio de gases, agua y calor entre el suelo y la atmósfera, dificulta la emergencia de plántulas y limita la infiltración del agua de lluvia (Marshall y Holmes, 1988; Ramos et al., 2000). Desde un punto de vista erosivo, el sellado y encostramiento de la superficie incrementa el volumen de escorrentía y su capacidad de transporte, aunque una vez compactado el suelo puede ofrece una mayor resistencia a ser arrastrado (Moore y Singer, 1990; Le Bissonnais y Singer, 1993).

El clima mediterráneo se distingue por una estacionalidad marcada en la distribución de las precipitaciones (Strahler y Strahler, 1989). En nuestras latitudes, la sequía estival puede ser especialmente larga y pronunciada, mientras que en otoño se produce un elevado número de eventos torrenciales de origen convectivo con una distribución espacial heterogénea (Millán et al., 1995; De Luis, 2000). En la Cuenca Mediterránea, la mayoría de los incendios y los más importantes tienen lugar en verano, al que sigue un periodo otoñal en el que se concentran las lluvias más copiosas e intensas. Este primer periodo lluvioso puede ser crítico, sobre todo en zonas con una recuperación vegetal lenta y suelos con alto riesgo de degradación, como ocurre con frecuencia en los ambientes semiáridos. Un periodo largo de desprotección y una estabilidad edáfica insuficiente puede impulsar fenómenos de degradación posteriores al fuego, que darían lugar a una pérdida de infiltrabilidad y una mayor susceptibilidad a la erosión.

Los objetivos de este capítulo son, por una parte, analizar los cambios en los procesos de generación de escorrentía y movilización de sedimentos, tras un incendio forestal y en ambiente semiárido, centrado en el efecto de las lluvias otoñales sobre el suelo desprotegido. Por la otra, evaluar las consecuencias de la eliminación de la vegetación en dichos procesos.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio pertenece al Término Municipal de Benidorm, comarca de La Marina Baixa (Alicante). Está situada al sureste de la Sierra Cortina, entre El Murtal y El Moralet (38º34'N, 0º09'O, UTM YH 747 4271), con una altitud de entre 100 y 200 m. Un incendio forestal afectó parte de esta zona en agosto de 1993. El fuego alcanzó localmente una virulencia alta, como lo mostró la presencia de cenizas blancas y la escasa abundancia de restos carbonizados finos (Figura 1.1).

La zona se incluye en el Prebético, caracterizado morfológicamente por la alternancia de largas crestas y depresiones paralelas. En nuestro caso se sitúa en el sinclinal de La Marina, que discurre en dirección SO-NE (IGME, 1958). El relieve es en general suave, cruzado por diversos barrancos que dan lugar a lomas alargadas en las que predominan las orientaciones E-NE y S-SO. El substrato dominante del área de estudio son margas gris-amarillentas con pequeñas intercalaciones de caliza margosa, todas ellas eocenas, con frecuencia cubiertas por depósitos cuaternarios. Los suelos son del tipo *Lithic Camborthid* (USDA, 2003), *Cambisol calcáreo* (FAO, 2001). Según los datos del antiguo observatorio de Benidorm el clima corresponde a semiárido termomediterráneo, con 293 mm de precipitación media anual y 19,6ºC de temperatura media anual. Las lluvias son escasas e irregulares, frecuentemente tormentosas, registrándose los máximos pluviométricos en otoño, tras una fuerte sequía estival. Los inviernos son suaves y los veranos calurosos, presentando una elevada evapotranspiración potencial (1026 mm anuales) y un déficit hídrico severo en primavera y verano (Elías Castillo y Ruiz Beltrán, 1977). La serie climática de esta estación es corta (desde 1957 a 1968). A pesar de ello, estudiando los datos de otras estaciones de referencia con series mucho más largas, se concluye que el periodo contemplado no se desvía de las condiciones medias (Bautista, 1999).

La vegetación potencial corresponde a la serie Chamaeropo-rhamnetum lycioidis, dentro del sector Alicantino de la provincia corológica Murciano-Almeriense (Rivas-Martínez, 1987). La vegetación previa al incendio estaba formada por un matorral calcícola en el que aparecía Sideritis angustifolia, Globularia alypum, Fumana laevis, Helianthemum lavandulifolium, Atractylis humilis, Thymus vulgaris y Ephedra fragilis. El estrato herbáceo estaba dominado por Brachypodium retusum, y el arbóreo por algunos pies

de Ceratonia siliqua y ejemplares aislados o en manchas de Pinus halepensis. La zona control no quemada presentaba esta misma formación vegetal, con un alto recubrimiento herbáceo o de hojarasca.

3. DISEÑO EXPERIMENTAL

Se seleccionaron 2 laderas cercanas para la instalación de parcelas de seguimiento de la infiltración, una afectada por el incendio del verano de 1993 y otra no quemada. Ambas presentaban una exposición E-NE, el mismo substrato litológico y perfiles edáficos equiparables. La primera de ellas se utilizó para la evaluación del efecto de las lluvias otoñales en un suelo quemado, con pérdida de recubrimiento vegetal y horizontes orgánicos al haberse carbonizado. En la segunda, no quemada, se analizó el efecto de la exposición del suelo desnudo a la lluvia, mediante eliminación manual de la cubierta vegetal y los horizontes orgánicos.

En cada ladera se instalaron 5 parcelas de medida de la capacidad de infiltración: BQ1, BQ2, BQ3, BQ4 y BQ5 (ladera quemada), y BC1, BC2, BC3, BC4 y BC5 (ladera no quemada). Las primeras fueron instaladas en septiembre de 1993, a las dos semanas del incendio. Las correspondientes a la zona no quemada se colocaron en junio de 1997. En ambos casos, se utilizaron las mismas parcelas para las mediciones previas y posteriores a la acción de las lluvias.

En las parcelas quemadas, los primeros datos de infiltración se tomaron en septiembre de 1993, cuando había pasado 1 mes del incendio y se habían registrado sólo 2 episodios lluviosos tras el fuego, de 0,4 mm y 6,7 mm. La segunda serie se llevó a cabo en febrero de 1994, tras haberse recogido un total de 201 mm repartidos entre 22 lluvias, de las que tan sólo 7 superaron los 5 mm. La más copiosa tuvo lugar el 24 y 25 de noviembre, cuando cayeron un total de 81,1 mm y se registraron unas intensidades máximas de 12,0 mm h^{-1} durante 10 minutos y de 8,6 mm h^{-1} durante 30 minutos. También cabe destacar la lluvia del 27 de septiembre, que fue la que registró las mayores intensidades (48,0 mm h^{-1} durante 10 minutos y 19,4 mm h^{-1} durante 30 minutos), a pesar de que la altura total fue muy inferior (11,8 mm). Los datos de las precipitaciones se obtuvieron a partir de las bandas de registro de un pluviógrafo instalado en una parcela de control de erosión colindante (datos facilitados por Bautista, comunicación personal).

La experiencia en las parcelas no afectadas por el fuego se realizó a principios de verano de 1997. El primer muestreo fue el 16 de junio, cortándose al día siguiente toda la vegetación y extrayéndose los horizontes orgánicos. Las parcelas con el suelo desnudo recibieron 2 eventos lluviosos, el primero el 27 de junio (2 mm) y el segundo el 10 de julio (8,7 mm), realizándose una nueva serie de mediciones de capacidad de infiltración entre el 20 y el 23 de julio.

4. MATERIALES Y METODOS

La descripción de los perfiles de suelo se hizo mediante la obertura de 4 catas en las cercanías de las parcelas de simulación de lluvia (2 en la ladera quemada y 2 en la no afectada por el fuego). La profundidad del suelo se estimó a partir de 10 sondeos realizados con un clavo de 1 m de longitud y 1,5 cm de diámetro, repartidos por los alrededores de las parcelas. Para el cálculo de la densidad aparente de la superficie del suelo mineral se obtuvieron, al lado de cada parcela de simulación de lluvia, muestras inalteradas con un cilindro metálico de 5 cm de diámetro y 2,5 cm de profundidad, que fueron secadas en la estufa y pesadas posteriormente. Asimismo, se tomaron 8 muestras de suelo mineral (0-1 cm), en la zona quemada, para su caracterización físico-química y mineralógica. Se determinó la textura mediante dispersión, tamizado y extracción con la pipeta de Robinson (Day, 1965), pH en agua (electrodo de vidrio, suspensión 1:2,5 p/v), pH en KCl 1M (electrodo de vidrio, suspensión 1:2,5 p/v), materia orgánica por oxidación con dicromato (Walkley y Black, 1934) y carbonatos totales (expresados como $CaCO_3$ equivalente) con el calcímetro de Bernard (Nelson, 1982). La mineralogía se obtuvo mediante difracción de RX sobre muestra triturada (análisis realizados en el Instituto Jaume Almera, CSIC).

El estudio de la capacidad de infiltración se hizo por medio de ensayos con lluvia simulada, utilizando para ello un simulador de lluvia portátil, modificado a partir del descrito por Calvo et al. (1988). La unidad de aspersión (Hardi, 2000) se compuso de un porta-boquillas con válvula anti-goteo de membrana, un filtro (Mod. 725043), un difusor (Mod. 371034), una boquilla de chorro cónico lleno (Mod. 1553-10) y un adaptador de gota gruesa (Mod. 371077). La unidad de aspersión se unió a un soporte de hierro galvanizado y se conectó a un equipo de bombeo. El soporte incluyó 4 patas telescópicas para controlar la altura desde la cual se difundió el agua, que fue de 2 m, así como la nivelación del simulador salvando las irregularidades del terreno. El conjunto se cubrió con una lona para evitar el viento, fijada por medio

de cuerdas con tensores. El equipo de bombeo estuvo formado por 2 bombas manuales de presión previa por aire comprimido, conectadas en paralelo para permitir trabajar de forma combinada con ambos equipos y rellenar los depósitos sin variar las características de la lluvia simulada. La presión del agua se controló mediante un manómetro emplazado a la misma altura que la boquilla (Figura 1.2).

Antes y después de cada serie de simulaciones se llevaron a cabo calibrados en el laboratorio. Para ello se repartieron un total de 25 pluviómetros en una superficie igual a la de las parcelas de campo, realizando simulaciones de lluvia de 30 minutos de duración para estimar la intensidad media y la homogeneidad espacial de la lluvia. Ésta última se evaluó mediante el coeficiente (Cu) de Christiansen (Grierson y Oades, 1977). Se rechazaron las boquillas con un coeficiente inferior al 80%. En todas las experiencias se trabajó con una presión de bombeo entre 150-175 kPa para lograr una intensidad de lluvia entre 50-60 mm h^{-1}.

Las parcelas, de 0,24 m^2 de superficie, se delimitaron mediante aros de acero de 55 cm de diámetro y 4 cm de altura, provistos de un tubo de desagüe por donde salía el agua de escorrentía y los sedimentos arrastrados. Fueron introducidos 2 cm en el suelo, a nivel del desagüe, y el contacto entre el aro y el suelo se selló con resina de poliéster para evitar pérdidas de escorrentía (Figura 1.3). La inclinación de las parcelas osciló entre los 22º y los 32º (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Pendiente de las parcelas de estudio de la capacidad de infiltración y producción de sedimentos. Coincide con la inclinación de la ladera en cada emplazamiento.

Ladera quemada	BQ1	BQ2	BQ3	BQ4	BQ5	Media ± desv. st.
	32º	22º	27º	23º	24º	26º ± 4º
Ladera no quemada	BC1	BC2	BC3	BC4	BC5	Media ± desv. st.
	22º	22º	29º	30º	26º	26º ± 4º

Durante las simulaciones de lluvia se midió el volumen de escorrentía a intervalos de 1 minuto desde el minuto siguiente al inicio de la misma. Cada ensayo se mantuvo durante el tiempo suficiente para asegurar una producción de escorrentía constante (entre 30 y 60 minutos). Los resultados se analizaron a partir de los datos obtenidos directamente en el campo. Las tasas de infiltración se consideraron como la

diferencia entre el agua aportada por el simulador y la escorrentía recogida a cada intervalo de tiempo. Los valores de infiltración instantánea y acumulada se ajustaron a modelos derivados de la ecuación de Horton (1940), en los que:

$fi = fc + (f0 - fc)\, e^{-\alpha t}$, y

$Fa = fc\ t + (f0 - fc) / \alpha\, (1 - e^{-\alpha t})$

donde *fi* es la infiltración instantánea, *Fa* la infiltración acumulada, *fc* la infiltración final (cuando $t \rightarrow \infty$), *f0* la infiltración inicial (cuando t = 0), y α un parámetro de ajuste. Los ajustes fueron buenos, sobre todo al trabajar con las infiltraciones acumuladas, por lo que los análisis de datos se han realizado a partir de los parámetros estimados por estos ajustes. Por otra parte, los valores de *fc* así estimados son muy parecidos a la infiltración durante los últimos 10 minutos de cada ensayo, calculada directamente de las variables de campo, lo que nos confirmaría que a la finalización de las simulaciones se habría llegado a la estabilización de la infiltración.

Para estimar la producción de sedimentos, se recogieron muestras de escorrentía cada 5 minutos, para ser secadas en la estufa (60ºC, peso constante).

Antes de cada simulación se tomaron muestras superficiales del suelo (0-5 cm) para determinar el contenido de humedad por el método gravimétrico (105ºC, 24 h).

La caracterización del recubrimiento de la superficie de las parcelas se realizó con el método del punto interceptado, mediante una malla regular de 5 cm de luz colocada sobre los aros. Se contabilizaron los contactos con una varilla de 4 mm de diámetro dispuesta perpendicularmente a la superficie. Se consideró como pedregosidad las partículas de diámetro mayor a 2 mm, dividiéndose a su vez en gravas (entre 2 mm y 20 mm) y piedras (>20 mm). Según su posición respecto a la superficie del suelo, se clasificaron como superficiales o embebidas (Poesen et al., 1990).

Figura 1.1. Zona de estudio Benidorm. Visión general a las pocas semanas del incendio.

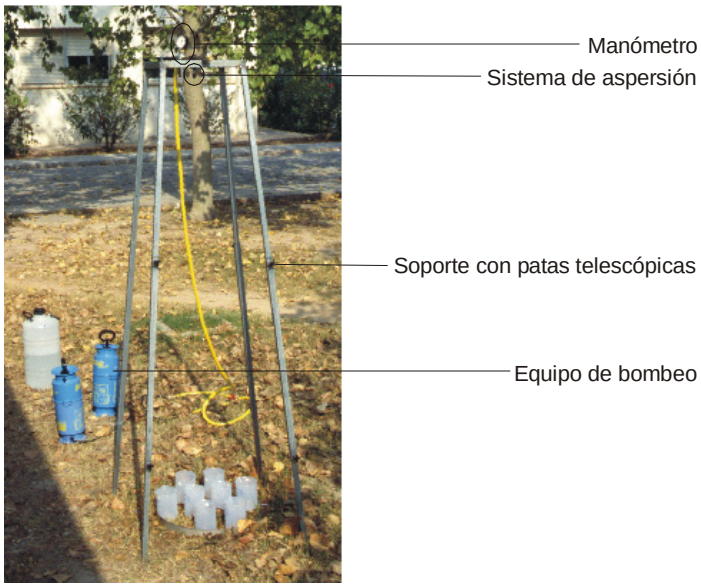


Figura 1.2. Simulador de lluvia portátil utilizado en el presente estudio.

Figura 1.3. Pacela para los experimentos con lluvia simulada, una vez instalada en el campo.

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el test de la t para muestras apareadas. Previamente se comprobó la normalidad en la distribución de las diferencias con las medias (test de Shapiro-Wilks). Para ello se utilizó el programa estadístico SPSS 9.0 para Windows (SPSS, 1993).

5. RESULTADOS

5.1. Suelos

La zona no afectada por el incendio presentó unos horizontes orgánicos compuestos por un L/F con restos de *Brachypodium retusum* y acículas de pino poco alterados, de entre 1 y 4 cm de profundidad, seguidos de un horizonte H poco desarrollado, de menos de 1 cm de espesor. En todo el área de estudio, independientemente del fuego, había un pavimento discontinuo de gravas de entre 0 y 2 cm de grosor. El suelo mineral poseía un perfil del tipo presentado en la Tabla 1.2, con algunas diferencias en el grosor de los horizontes en función del punto de muestreo, pero manteniendo la misma distribución y características. La profundidad del suelo mineral fue 21 cm ± 13 cm (media y desviación estándar, n=10), siendo los valores extremos medidos 50 cm y 8 cm.

La Tabla 1.3 muestra las características físico químicas encontradas en la superficie del suelo mineral. Corresponde a un suelo básico, relativamente pobre en materia orgánica y con un elevado contenido en carbonatos, por lo que es de prever un alto nivel de saturación de bases. La textura era relativamente equilibrada con predominio de limos, dando lugar a una clase textural entre franca y franca-limosa y una familia textural franca fina. La mineralogía estaba dominada por calcita (90% del total mineral), apareciendo algo de illita y clorita, así como cuarzo, con trazas de feldespato potásico. La densidad aparente de los primeros 2,5 cm del suelo mineral fue ligeramente superior en la zona quemada (1,03 g cm^{-3} ± 0,13 g cm^{-3}, media y desviación estándar, n=5) que en la no afectada por el fuego (0,93 g cm^{-3} ± 0,07 g cm^{-3}, media y desviación estándar, n=5).

Tabla 1.2. Perfil del suelo mineral del área de estudio Benidorm:

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A1	0-2	Color pardo grisáceo oscuro (10 YR 4/2) en húmedo y gris pardusco claro (10 YR 6/2) en seco. Gran abundancia de turrícolas, que dan lugar a una estructura poliédrica subangular media. Algunas gravas. Presencia de raíces finas. Reacción al HCl generalizada y muy fuerte. Transición neta.
A2	2-7	Color pardo (10 YR 4/3) en húmedo y gris pardusco claro (10 YR 6/2) en seco. Estructura subangular fina-media. Turrícolas muy abundantes. Mayor presencia de gravas y menos raíces, en este caso finas y medias. Reacción generalizada y muy fuerte al HCl. Transición neta.
2B	7-20	Color pardo (10 YR 4/3) en húmedo y gris pardusco claro (10 YR 6/2) en seco. Estructura subangular, más débil y fina, con menor abundancia de turrícolas y mayor presencia de coprolitos de artrópodos. Presencia de nódulos de carbonato cálcico y práctica ausencia de gravas. Muy pocas raíces, en este caso medianas. Reacción al HCl generalizada y muy fuerte. Transición gradual.
2B/C	20-28	Mezcla gradual de los horizontes B y C. Estructura más lítica, con agregados irregulares y con frecuencia laminares. Muchas menos muestras de actividad biológica. Alguna raíz media o gruesa. Reacción muy fuerte y generalizada al HCl. Transición gradual y límite irregular.
2C	>28	Color pardo amarillento (10 YR 5/4) en húmedo y pardo claro (10 YR 7/3) en seco. Estructura lítica. Marga descompuesta, en forma de polvo compactado y fragmentos rocosos, con precipitados de carbonato cálcico. Alguna raíz media y gruesa. Reacción generalizada y muy fuerte al HCl.

Tabla 1.3. Características físico-químicas de la superficie del suelo (0-1 cm) del área de estudio Benidorm. Media y desviación estándar, n=8.

pH (H_2O)	pH (KCl)	% M.O.	% $CaCO_3$	% A.G.	% A.F.	% L.G.	% L.F.	% A.
8,0 (0,2)	7,5 (0,1)	5,5 (1,0)	71,3 (3,0)	8,7 (2,7)	22,2 (3,9)	10,4 (1,0)	37,9 (3,3)	20,6 (1,4)

M.O.: materia orgánica. A.G.: arena gruesa (2-0,5 mm de diámetro). A.F.: arena fina (0,5-0,05 mm de diámetro). L.G.: limo grueso (0,05-0,02 mm de diámetro). L.F.: limo fino (0,02-0,002 mm de diámetro). A.: arcilla (<0,002 mm de diámetro).

5.2. Características de la superficie de las parcelas (ladera quemada)

En la Tabla 1.4 aparecen las características de la superficie de las parcelas donde se estudió el comportamiento hidrológico de la ladera quemada. La pedregosidad media fue cercana al 25%, aunque hubo bastante variabilidad entre las distintas parcelas. La de mayor porcentaje de fragmentos gruesos fue BQ2, en la que ocupaban algo más de la mitad de su superficie. Contrariamente, en BQ4 y BQ5 las gravas y piedras cubrían menos del 10% de su área. La pedregosidad estaba formada básicamente por fragmentos de roca inferiores a los 2 cm (gravas), dispuestas mayoritariamente sobre la superficie (superficiales). El porcentaje de pedregosidad embebida con respecto a la total varió entre el 11% (BQ5) y el 45% (BQ2).

Tabla 1.4. Recubrimiento de las parcelas de medida de la infiltración instaladas en la ladera quemada. Medidas tomadas a los 6 meses del incendio. Se muestran los porcentajes individuales para cada parcela y la media ± desviación estándar.

	BQ1	BQ2	BQ3	BQ4	BQ5	Media ± desv. st.
Pedregosidad	30	53	21	8	9	24 ± 18
Gravas	29	43	18	7	7	21 ± 15
Piedras	1	10	3	1	2	3 ± 4
Embebidas	8	24	4	3	1	8 ± 9
Superficiales	22	29	17	5	8	16 ± 10
Suelo desnudo	48	15	52	43	28	37 ± 15
Cenizas	0	31	12	12	23	16 ± 12
Vegetación (fanerógamas)	18	0	17	33	52	24 ± 20
Estrato muscinal	1	0	0	15	5	4 ± 6
Restos carbonizados	16	3	4	7	3	7 ± 6

Los restos vegetales, formados por carbones y acículas de pino secas, representaron menos del 10% de la superficie del suelo, excepto en BQ1, donde llegó al 16%. En esta parcela no se apreció deposición de cenizas, pero éstas cubrieron casi la tercera parte de BQ2, y entre el 12% y el 23% en el resto de las parcelas. Los porcentajes de suelo desnudo fueron muy variables. Mientras que BQ2 poseía un 15% de

suelo desprotegido, en el caso de BQ1 y BQ3 era alrededor del 50%, presentando BQ4 y BQ5 valores intermedios.

Al medio año del incendio hubo una respuesta de la vegetación muy variable, inexistente en el caso de BQ2 y ocupando más de la mitad de la superficie en BQ5 (Tabla 1.4). Las parcelas menos pedregosas tuvieron una mejor regeneración vegetal. La especie dominante fue *Brachypodium retusum*, mientras que *Sideritis angustifolia*, *Romulea columnae* y *Reseda phyteuma*, en conjunto, recubrieron entre el 0% y el 6% de la superficie, en función de la parcela. El estrato muscinal cubrió entre el 0% (parcelas BQ2 y BQ3) y el 15% (parcela BQ4) de la superficie.

Los muestreos de infiltración se realizaron en periodos secos, de forma que la humedad de los primeros 5 cm de suelo mineral fue baja en ambas series. A pesar de ello, fue algo superior en febrero de 1994 (entre el 7% y el 9% p/p) que en septiembre de 1993 (entre el 2% y el 5% p/p) (Tabla 1.5).

Tabla 1.5. Humedad de la superficie del suelo (0-5 cm) en el momento de realizar las simulaciones de lluvia. Ladera quemada. Valores en % (p/p).

	BQ1	BQ2	BQ3	BQ4	BQ5	Media ± desv. st.
Septiembre 1993	4,5	2,8	1,8	n.d.	2,1	2,8 ± 1,2
Febrero 1994	7,6	9,3	7,5	8,3	6,9	7,9 ± 0,9

n.d.: no determinado

5.3. Respuesta hidrológica (ladera quemada)

La práctica totalidad de los parámetros relacionados con la pérdida de agua por escorrentía superficial mostraron valores mayores en el segundo muestreo -después de las lluvias otoñales-, que en el primero -poco tiempo después del fuego- (Tablas 1.6 y 1.7, y Figura 1.4).

En general, los tiempos de inicio de la escorrentía (*ti*) y los volúmenes de agua necesarios (*vi*) fueron algo mayores en septiembre de 1993 que en febrero de 1994. La única excepción fue la parcela BQ5 que, aunque inició la escorrentía relativamente pronto en el primer muestreo, mantuvo unos caudales insignificantes. De todos modos, el test estadístico no detectó cambios entre muestreos (Tabla 1.8).

Tabla 1.6. Datos de campo y parámetros hidrológicos obtenidos en las 5 parcelas de simulación de lluvia instaladas en la ladera quemada. Muestreo correspondiente a septiembre de 1993, 1 mes después del incendio. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

Parcela	*ti* (segundos)	*vi* (mm)	*tf* (segundos)	*ef* (mL)	*fc* (mm h^{-1})	α (min^{-1})	*f0* (mm h^{-1})
BQ1	300	4,1	50	ins	42,7	0,136	55,6
BQ2	263	3,9	46	Ins	45,7	0,051	58,3
BQ3	260	3,8	50	21	27,7	0,076	60,1
BQ4	420	6,3	ins.	ins	55,7	0,057	56,2
BQ5	160	2,4	ins.	ins	52,5	0,005	55,7
Media	281±94	4,1±1,4	29±27	4±9	44,9±10,9	0,065±0,047	57,2±2,0

Datos de campo. *ti*: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia.
Parámetros estimados a partir de la ecuación de Horton. *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0.
ins: insignificante

Tabla 1.7. Datos de campo y parámetros hidrológicos obtenidos en las 5 parcelas de simulación de lluvia instaladas en la ladera quemada. Serie de simulaciones de lluvia realizada en febrero de 1994, tras las lluvias otoñales. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

Parcela	*ti* (segundos)	*vi* (mm)	*tf* (segundos)	*ef* (mL)	*fc* (mm h^{-1})	α (min^{-1})	*f0* (mm h^{-1})
BQ1	235	2,9	50	75	17,3	0,196	58,4
BQ2	240	3,2	34	53	24,7	0,147	59,5
BQ3	255	3,3	210	81	15,2	0,205	64,0
BQ4	270	3,6	90	28	32,5	0,148	55,6
BQ5	330	4,3	75	8	43,7	0,028	50,2
Media	266±38	3,5±0,5	92±70	49±31	26,7±11,7	0,145±0,071	57,5±5,1

Datos de campo. *ti*: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia.
Parámetros estimados. *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0.

Tabla 1.8. Resultados del test de la t para muestras apareadas. Se comparan los valores obtenidos a las pocas semanas y a los 5 meses del incendio.

	ti	*vi*	*tf*	*ef*	*fc*	α	*f0*	*cs*	*er*
t	0,278	0,862	-1,986	-3,723	5,671	-4,395	-0,218	-4,533	-2,820
sig.	0,795	0,437	0,118	0,020*	0,005**	0,012*	0,838	0,011*	0,048*

ti: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0, cs: concentración de sedimentos en el agua de escorrentía, *er*: sedimentos transportados por el agua de escorrentía, por unidad de superficie y de tiempo
*: diferencia significativa al 5%
**: diferencia significativa al 1%

En la primera serie de simulaciones de lluvia, la escorrentía cesó siempre antes del primer minuto posterior a la conclusión del aporte de agua, y el volumen fue insignificante a excepción de la parcela BQ3. Durante la segunda serie el tiempo de retraso en el fin de la escorrentía y el volumen producido fue mayor en todas las parcelas. La variable *tf* aumentó en algunos casos, mientras que el incremento de *ef* fue significativo (Tabla 1.8).

En septiembre de 1993, pocas semanas después del fuego, *fc* varió entre los 27,7 mm h^{-1} (BQ3) y los 55,7 mm h^{-1} (BQ4). En febrero de 1994, medio año después del incendio, los valores de *fc* fueron inferiores, oscilando entre los 15,2 mm h^{-1} de BQ3 y los 43,7 mm h^{-1} de BQ5. La media de las 5 parcelas pasó de 44,9 mm h^{-1} a 26,7 mm h^{-1} (Tablas 1.6 y 1.7). La disminución media fue algo superior al 40%, fluctuando desde el 60% en el caso de BQ1 a casi el 17% en BQ5. Esta última parcela fue la que presentó menor porcentaje de suelo desnudo al medio año del incendio. En ambos muestreos, la parcela BQ3 mostró la menor capacidad de infiltración, siendo precisamente la que tenía mayor porcentaje de suelo desnudo en febrero de 1994. El test de la t para muestras apareadas (Tabla 1.8) mostró unas diferencias muy significativas en *fc* entre ambos muestreos (t=5,671, p=0,005, n=5).

El parámetro α: nos muestra la forma de la curva. Los valores fueron significativamente mayores en febrero de 1994, tras las lluvias otoñales, indicándonos una caída exponencial más acentuada, o lo que es lo mismo, una disminución de la infiltración más rápida durante la lluvia simulada. Por este motivo, a pesar de que los valores de infiltración inicial estimados (*f0*) fueron muy parecidos a septiembre de 1993

(poco después del incendio), en febrero de 1994 los caudales de escorrentía se incrementaron con más rapidez y fueron superiores al final de las experiencias.

En todas las parcelas se observó un aumento de los coeficientes de escorrentía después del periodo otoñal. Así, mientras que poco después del incendio la escorrentía final estable estimada representó un 16% del agua aportada, este valor se incrementó hasta un 43% medio año más tarde. La infiltración acumulada durante los primeros 30 minutos de simulación fue sensiblemente superior a las pocas semanas del incendio forestal que después del periodo de lluvias.

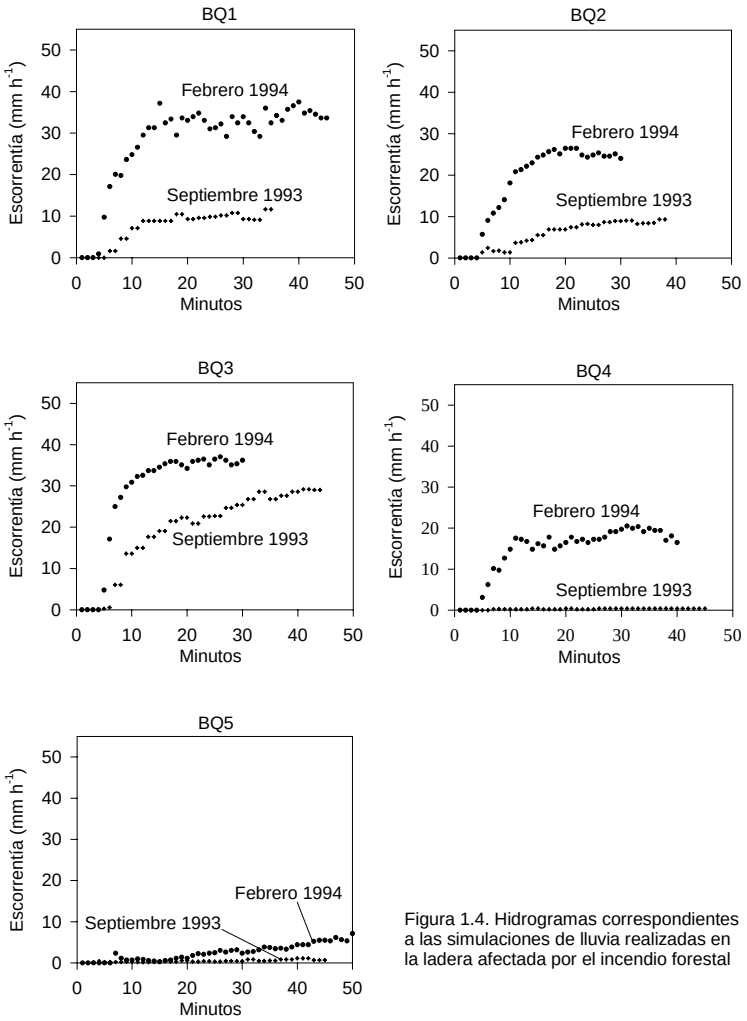


Figura 1.4. Hidrogramas correspondientes a las simulaciones de lluvia realizadas en la ladera afectada por el incendio forestal

5.4. Producción de sedimentos (ladera quemada)

La Tabla 1.9 muestra los parámetros asociados a la pérdida de suelo durante las simulaciones de lluvia realizadas en la ladera quemada. La concentración media de sedimentos en el agua de escorrentía (*cs*) fue algo más del doble a los 6 meses del incendio que pocas semanas después del fuego, algo que quedó de manifiesto en la significación del test estadístico (Tabla 1.8). BQ2 fue siempre la parcela de mayor concentración de sedimentos, mientras que BQ4 y BQ5 fueron las de menor concentración en los dos muestreos.

Tabla 1.9. Pérdidas de suelo estimadas a partir de los datos de las simulaciones de lluvia. Parcelas instaladas en la ladera quemada. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

	cs (g L^{-1})		*er* (g m^{-2} h^{-1})	
Parcela	Septiembre 1993	Febrero 1994	Septiembre 1993	Febrero 1994
BQ1	1,1 ± 0,3	1,6 ± 0,3	6,8	38,3
BQ2	1,5 ± 0,3	2,8 ± 1,4	8,0	48,7
BQ3	1,0 ± 0,4	1,3 ± 0,2	16,6	32,0
BQ4	ins.	0,8 ± 0,2	ins.	10,4
BQ5	ins.	0,8 ± 0,6	ins.	1,8
Media	0,7 ± 0,7	1,5 ± 0,8	6,3 ± 6,9	26,2 ± 19,6

cs: concentración de sedimentos en el agua de escorrentía (para cada parcela se expresa la media ± desviación estándar de las distintas muestras obtenidas en cada simulación de lluvia)
er: producción de sedimentos arrastrados por el agua de escorrentía, por unidad de superficie y de tiempo
ins: insignificante

Este aumento en la concentración de sólidos en suspensión, unido a una mayor producción de escorrentía, dio lugar a un incremento en la producción media de sedimentos (*er*) de cuatro veces entre ambos muestreos, pasando de 6,3 ± 6,9 g m^{-2} h^{-1} (media y desviación estándar) en septiembre de 1993 a 26,2 ± 19,6 g m^{-2} h^{-1} (media y desviación estándar) en febrero de 1994. Hubo una gran variabilidad entre las distintas parcelas, tanto en un mismo periodo como en la intensidad del cambio entre muestreos, pero en todas el incremento de *er* fue evidente, siendo la diferencia significativa (Tabla 1.8). Los valores más bajos se observaron en la parcela BQ5, con una producción insignificante poco después del fuego y 1,8 g m^{-2} h^{-1} a los 6 meses, siendo precisamente la de mejor respuesta de la vegetación. La mayor producción

inmediatamente después del fuego fue 16,6 g m^{-2} h^{-1} (parcela BQ3). A los 6 meses fue 48,7 g m^{-2} h^{-1} (parcela BQ2), que tuvo una respuesta de la vegetación nula.

Dentro de cada simulación de lluvia la tendencia temporal en la concentración de sedimentos fue normalmente negativa, con alguna excepción. La escorrentía tendió a movilizar más material en los momentos iniciales que al cabo de un tiempo de simulación. De todos modos, las concentraciones de sedimentos fluctuaron mucho a lo largo de la mayoría de las simulaciones de lluvia, obteniéndose normalmente unos coeficientes de correlación bajos.

5.5. Características de la superficie de las parcelas (ladera no quemada)

En la ladera no quemada, el recubrimiento inicial de las parcelas fue muy elevado (Tabla 1.10). La especie dominante era *Brachypodium retusum*, acompañada por *Globularia alypum* y *Sideritis angustifolia*. Los restos vegetales estaban compuestos básicamente por acículas de pino, con unas pocas ramas finas y alguna piña. En BQ1, BQ2 y BQ3 la vegetación cubrió entre el 65% y el 100% de la superficie y la presencia de restos vegetales fue nula. Por el contrario, las parcelas BQ4 y BQ5 presentaron un recubrimiento vegetal mucho menor pero una gran abundancia de restos vegetales.

Tabla 1.10. Recubrimiento de vegetación y horizontes orgánicos de las parcelas de medida de la infiltración instaladas en la ladera no quemada. Medidas tomadas en el momento de la primera serie de simulaciones. Se muestran los porcentajes individuales para cada parcela y la media ± desviación estándar.

	BQ1	BQ2	BQ3	BQ4	BQ5	Media ± desv. st.
Vegetación	100	100	65	10	8	57 ± 46
Restos vegetales	0	0	0	70	90	32 ± 44

Las 2 series de simulación de lluvia se llevaron a cabo con el suelo seco (Tabla 1.11). En la de junio de 1997, previa a la extracción de la vegetación y horizontes orgánicos, la humedad de los 5 cm superficiales osciló entre el 1,4% y 2,6%. Durante las mediciones de julio de 1997, la humedad del suelo estuvo entre 2,1% y el 4,2%.

Tabla 1.11. Humedad de la superficie del suelo (0-5 cm) en el momento de realizar las simulaciones de lluvia. Ladera no quemada. Valores en % (p/p).

	BC1	BC2	BC3	BC4	BC5	Media ± desv. st.
Junio 1997	1,7	2,0	1,4	1,7	2,6	1,9 ± 0,5
Julio 1997	3,0	2,6	2,1	2,9	4,2	3,0 ± 0,8

5.6. Respuesta hidrológica (ladera no quemada)

En las Tablas 1.12 y 1.13 podemos apreciar los datos hidrológicos de campo y los parámetros de ajuste al modelo de Horton obtenidos en la ladera no quemada. Por su parte, los resultados del test de la t para muestras apareadas quedan reflejados en la Tabla 1.14.

Los tiempos (*ti*) y volúmenes de agua (*vi*) medios necesarios para producir escorrentía fueron mayores significativamente en el ensayo anterior a la extracción de la vegetación que 1 mes después de su eliminación. Pasaron de 1522 segundos a 326 segundos y de 21,7 mL a 4,3 mL, respectivamente. La excepción fue la parcela BC4, que a pesar de iniciar la escorrentía relativamente pronto en el primer ensayo, mantuvo unas producciones muy bajas. Asimismo, los tiempos y volúmenes de escorrentía una vez terminada la simulación (*tf* y *ef*, respectivamente) aumentaron significativamente en las parcelas desnudas tras la lluvia. Las medias se multiplicaron por más de 5 y por 16, respectivamente. Todo ello nos indica que, una vez extraída la vegetación y habiendo sufrido 2 eventos lluviosos de poca intensidad, la aparición de escorrentía superficial fue más rápida, y su cese más lento.

Los ajustes al modelo derivado de la ecuación de Horton fueron buenos, particularmente al trabajar con las infiltraciones acumuladas. De todos modos, hay que tener en cuenta que en el primer muestreo las parcelas BC1 y BC2 no produjeron escorrentía, y a la hora de los cálculos se tomaron como *f0* y *fc* los valores de la intensidad de lluvia aplicada, corregidos con la inclinación de cada una de las parcelas.

Tabla 1.12. Datos de campo y parámetros hidrológicos obtenidos en las 5 parcelas de simulación de lluvia instaladas en la ladera no afectada por el incendio. Muestreo correspondiente a junio de 1997, antes de la extracción de la vegetación y los horizontes orgánicos. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

Parcela	*ti* (segundos)	*vi* (mm)	*tf* (segundos)	*ef* (mL)	*fc* (mm h^{-1})	α: (min^{-1})	*f0* (mm h^{-1})
BC1	>2700	>39,0	0	0	>52,2	n.d.	>52,2
BC2	>2100	>30,7	0	0	>52,6	n.d.	>52,6
BC3	1740	24,0	67	1	43,2	0,002	49,8
BC4	150	2,0	59	5	40,1	0,019	49,9
BC5	920	13,0	0	0	50,8	0,032	51,0
Media	1522±1002	21,7±14,6	25±35	1±2	47,8±5,7	0,018±0,015	51,1±1,3

Datos de campo. *ti*: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia.
Parámetros estimados. *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0.

Tabla 1.13. Datos de campo y parámetros hidrológicos obtenidos en las 5 parcelas de simulación de lluvia instaladas en la ladera no quemada. Serie de simulaciones de lluvia realizada en julio de 1997, 1 mes después de eliminar la vegetación y los horizontes orgánicos. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

Parcela	*ti* (segundos)	*vi* (mm)	*tf* (segundos)	*ef* (mL)	*fc* (mm h^{-1})	α: (min^{-1})	*f0* (mm h^{-1})
BC1	347	4,7	140	12	40,5	0,066	50,7
BC2	340	4,7	154	21	39,5	0,060	50,8
BC3	420	5,4	107	8	40,8	0,063	47,9
BC4	260	3,3	140	34	29,1	0,107	50,0
BC5	265	3,5	125	7	32,2	0,006	48,7
media	326±66	4,3±0,9	133±18	16±11	36,4±5,4	0,060±0,036	49,6±1,3

Datos de campo. *ti*: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia.
Parámetros estimados. *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0.

Tabla 1.14. Resultados del test de la t para muestras apareadas. Ladera no quemada. Se comparan los valores de las variables obtenidos antes y después de la exposición del suelo a la lluvia directa.

	ti	*vi*	*tf*	*ef*	*fc*	α (1)	*f0*	*cs*	*er*
t	2,791	2,802	-5,154	-3,540	4,357	-1,192	3,564	-2,023	-2,332
sig.	0,049*	0,049*	0,007**	0,024*	0,012*	0,356	0,023*	0,113	0,080

ti: tiempo transcurrido entre los inicios de la lluvia y de la escorrentía, *vi*: precipitación aplicada hasta el inicio de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, α: parámetro de ajuste indicador de la forma de la curva, *f0*: infiltración estimada a tiempo 0, cs: concentración de sedimentos en el agua de escorrentía, *er*: sedimentos transportados por el agua de escorrentía, por unidad de superficie y de tiempo
*: diferencia significativa al 5%
**: diferencia significativa al 1%
n=5 excepto α, en la que n=3
(1): no pudo asumirse la normalidad en la distribución de las diferencias

Comparando ambos muestreos, los valores estimados de *f0* disminuyeron de forma significativa, aunque siempre se aproximaron a la intensidad de lluvia aportada. Con respecto a α: no pudo aceptarse la hipótesis de normalidad, ni tampoco se observó ninguna tendencia entre los muestreos. En la serie de simulaciones de lluvia previa a la extracción de la vegetación, α: no pudo calcularse en las parcelas BC1 y BC2, al no haber escorrentía. El coeficiente de escorrentía medio pasó de un 6% en la primera serie de simulaciones de lluvia a un 24% en la segunda, incrementándose notablemente en todas las parcelas excepto BC3, en la que prácticamente no hubo variación.

Antes de la extracción de la vegetación, los valores estimados de *fc* variaron entre los >52 mm h^{-1} de BC1 y BC2, que no produjeron escorrentía, y los 40,1 mm h^{-1} de BC4, cubierta básicamente con acículas de pino y con poca presencia de vegetación. Un mes más tarde, los valores obtenidos oscilaron entre los 41 mm h^{-1} de BC1 y BC3, y los 29 mm h^{-1} de BC4, que siempre presentó la menor infiltración final estable. Entre ambos muestreos hubo una disminución media de *fc* cercana al 25%, pasando de 47,8 mm h^{-1} en las parcelas vegetadas a 36,4 mm h^{-1} al presentar un suelo desnudo y haber estado sujetas a la lluvia. En el caso de las parcelas BC4 y BC5, esta disminución fue de alrededor del 35%, mientras que la parcela BC3 prácticamente no presentó variación (Tablas 1.12 y 1.13). El test de la t para muestras apareadas (Tabla 1.14) pone de manifiesto una diferencia entre muestreos significativa (t=4,357, p=0,012, n=5).

5.7. Producción de sedimentos (ladera no quemada)

En la Tabla 1.15 podemos observar los parámetros relacionados con el arrastre de sedimentos por el agua de escorrentía durante las simulaciones de lluvia realizadas en las parcelas situadas en la ladera no afectada por el fuego. Los resultados del análisis estadístico aparecen en la Tabla 1.14. En la primera serie (junio de 1997), en la que permanecía la vegetación y los horizontes orgánicos, la producción de sedimentos fue nula (caso de las parcelas BC1 y BC2, en las que no hubo escorrentía) o insignificante (pesos inferiores a 1 mg, por debajo del nivel de precisión del método utilizado). Por el contrario, en el muestreo de julio de 1997, al mes siguiente de exponer el suelo mineral a la intemperie, pudo apreciarse un cierto arrastre de material con la escorrentía en 3 de las 5 parcelas. La concentración media de sedimentos (*cs*) fue 0,3 g L^{-1}, con un valor máximo de 0,7 g L^{-1} en la parcela BC2 (media de las 8 muestras de escorrentía obtenidas a lo largo de la simulación de lluvia). En esta serie de simulaciones la producción media (*er*) fue 2,1 g m^{-2} h^{-1}, con valores desde insignificante (BC3 y BC5) hasta 4,4 g m^{-2} h^{-1} (BC2). De todos modos, tan sólo la variable *er* mostró una cierta significación, que no pasó de ser marginal.

Tabla 1.15. Pérdidas de suelo estimadas a partir de los datos de las simulaciones de lluvia. Parcelas instaladas en la ladera no quemada. Valores individuales para cada parcela y media ± desviación estándar.

	cs (g L^{-1})		*er* (g m^{-2} h^{-1})	
Parcela	Junio 1997	Julio 1997	Junio 1997	Julio 1997
BC1	0	0,6 ± 0,4	0	3,3
BC2	0	0,7 ± 0,3	0	4,4
BC3	ins.	ins.	ins.	ins.
BC4	ins.	0,2 ± 0,1	ins.	2,7
BC5	ins.	ins.	ins.	ins.
Media	ins.	0,3 ± 0,3	ins.	2,1 ± 2,0

cs: concentración de sedimentos en el agua de escorrentía (para cada parcela se expresa la media ± desviación estándar de las distintas muestras obtenidas en cada simulación de lluvia)
er: producción de sedimentos arrastrados por el agua de escorrentía, por unidad de superficie y de tiempo
ins: insignificante

6. DISCUSIÓN

En la mayor parte de las parcelas situadas en la ladera quemada hubo una gran deposición de cenizas blancas durante el incendio, indicándonos que la combustión de la materia orgánica fue completa (Giovannini, 1994). Aunque no se tomaron medidas, se observó que las ramas finas que persistieron fueron muy escasas, lo que indica que el incendio fue severo (Moreno y Oechel, 1989). La excepción la tuvimos en la parcela BQ1, de mayor porcentaje de restos carbonizados y sin cenizas en la superficie.

Las parcelas BQ1, BQ2 y BQ3 presentaron alta pedregosidad superficial, constituida básicamente por gravas superficiales. Las parcelas BQ4 y BQ5, mucho menos pedregosas, fueron las que menos escorrentía produjeron, tanto inmediatamente después del fuego como medio año más tarde. En estas parcelas la suma de suelo desnudo y cenizas, que podría considerarse como la fracción de superficie edáfica susceptible de infiltrar agua, estuvo entre el 85% y el 88% del total, porcentaje mayor que en BQ1, BQ2 y BQ3. Esta respuesta se contradice con los resultados obtenidos por otros autores, que encontraron que las piedras, sobre todo cuando no están embebidas, protegen la superficie del suelo del sellado e incrementan la infiltración (Poesen e Ingelmo, 1992; Valentin, 1994). Esta aparente contradicción podría explicarse con el experimento de Wilcox et al. (1988), donde se concluye que en áreas no protegidas por la vegetación hay una mayor erosión, dando lugar a una eliminación de materiales finos y de materia orgánica y a un enriquecimiento relativo de los fragmentos gruesos y las piedras. La infiltrabilidad de los pavimentos de piedras sería baja, no por las piedras en sí, sino por el encostramiento superficial por la acción de las tormentas sobre el suelo desnudo remanente entre las piedras. Las 2 parcelas poco pedregosas, BQ4 y BQ5, tuvieron una mayor respuesta de la vegetación, lo que nos hace suponer que antes del incendio eran las que estaban más vegetadas y protegidas de la erosión, del lavado de finos y del impacto de las gotas de lluvia.

La respuesta de la vegetación fue muy heterogénea. Al medio año del incendio la vegetación cubrió entre un 0% y un 52% de la superficie de las parcelas, observándose una relación negativa entre este parámetro y la pedregosidad superficial (Figura 1.5). Este fenómeno apoyaría la hipótesis planteada en el párrafo anterior. De todos modos, hay que tener en cuenta que una parte del efecto de la pedregosidad en los primeros estadios de recuperación de la vegetación es reducir directamente la superficie disponible

para la emergencia de plantas. El lastón (*Brachypodium retusum*) fue la especie dominante. Esta herbácea rebrotadora posee una gran importancia ecológica, siendo capaz de crecer en suelos con diferentes estados de degradación (Roldán et al., 1994; Caturla, 2002).

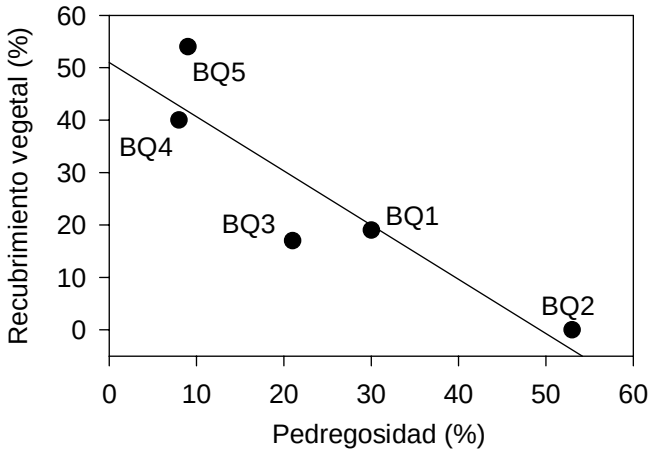


Figura 1.5. Relación entre la pedregosidad y el recubrimiento vegetal. Parcelas instaladas en la ladera quemada a los 6 meses del incendio.

Los valores de *fc* estimados a las pocas semanas del fuego (44,9 ± 10,9 mm h^{-1}, media y desviación estándar) fueron relativamente elevados, superándose los 40 mm h^{-1} en las parcelas BQ1 y BQ2, y los 50 mm h^{-1} en BQ4 y BQ5. Por el contrario, la parcela BQ3 no llegó a los 30 mm h^{-1}. Otros experimentos con lluvia simulada, utilizando equipos e intensidades de lluvia comparables, y realizados en zonas de substrato y clima parecidos, acostumbraron a dar *fc* inferiores. En un trabajo llevado a cabo en áreas colindantes arrasadas por un incendio forestal en 1992, se encontraron valores entre 41 mm h^{-1} y 19 mm h^{-1} a los 18 meses del fuego (Bautista, 1999). Martínez-Mena (1995) obtuvo medias de 27 mm h^{-1} y de 18 mm h^{-1} en microcuencas de ambiente semiárido en la Cuenca del río Chicamo (Región de Murcia). En Cerdà (1995) se ofrecen resultados procedentes de distintas situaciones sobre margas en Petrer y Montnegre (S Alicante): 17 mm h^{-1} (ladera degradada), 14 mm h^{-1} (*pediment*), 26 mm h^{-1} (enlosado), 47 mm h^{-1} (recubrimiento vegetal > 80%), 39 mm h^{-1} (recubrimiento vegetal 40–70%) y 33 mm h^{-1} (recubrimiento vegetal < 20%).

Tras las lluvias otoñales, la ladera quemada tuvo volúmenes de escorrentía mayores y tasas de infiltración final estable menores. Las curvas de escorrentía presentaron inicios y estabilizaciones más rápidos, así como pendientes más pronunciadas. Ello significa la aparición de flujos superficiales de agua con un menor volumen de precipitación y una mayor pérdida de agua por escorrentía, si lo comparamos con las simulaciones de lluvia realizadas justo después del incendio forestal. De todos modos, mientras que la disminución del tiempo de inicio de la escorrentía no fue excesiva (281 ± 94 segundos en septiembre de 1993, frente a 266 ± 38 segundos en febrero de 1994, medias y desviaciones estándar), el descenso de la infiltración con el tiempo de simulación fue más acusado al medio año del incendio. De esta forma, la estabilización de la curva se produjo con infiltraciones menores. La *fc* media tras el periodo otoñal fue de 26,7 ± 11,7 mm h^{-1} (media y desviación estándar), siendo la parcela BQ5 la única que superó los 40 mm h^{-1}, mientras que la BQ1 y la BQ3 no llegaron a los 20 mm h^{-1}. Estos valores son más parecidos a los obtenidos en otras experiencias realizadas en lugares de escasa cubierta vegetal, sobre substratos margosos y clima semiárido, como los mostrados en el párrafo anterior.

A pesar de que el descenso de *fc* se manifestó en todas las parcelas, su intensidad varió de unas a otras. La más afectada fue BQ1, con una reducción cercana al 60%, que equivale a una diferencia entre ambos períodos de 25,4 mm h^{-1}. Esta parcela presentó la mayor inclinación y no parece que el incendio fuese particularmente virulento en la zona que ocupaba, ya que no se observaron cenizas blancas y sí un 16% de recubrimiento de restos carbonizados, básicamente acículas. No hay que descartar que en este caso se desarrollase un horizonte hidrofóbico. Diversos estudios sobre el incremento de la hidrofobicidad a causa del fuego muestran que ésta es intensa con temperaturas inferiores a los 200ºC, destruyéndose cuando el suelo se calienta por encima de los 280ºC (Josa et al., 1994; de Bano, 2000). En el extremo contrario se situó la parcela BQ5, con un descenso de *fc*, entre septiembre de 1993 y febrero de 1994, del 17%, correspondiente a 8,8 mm h^{-1}. Esta parcela mostró una infiltración muy alta poco después del incendio, con tan sólo un 2% de coeficiente de escorrentía. Tuvo poca pedregosidad superficial y fue la de mejor respuesta de la vegetación, presentando después del otoño el menor porcentaje de suelo desnudo.

La mayor producción de escorrentía observada en febrero de 1994 puede ser atribuida en parte a las diferencias en la humedad del suelo. La influencia de la humedad, y por lo tanto del gradiente de

potencial mátrico, sobre la capacidad de infiltración es bien conocida (ver por ejemplo Marshall y Holmes, 1988, así como Kutilek y Nielsen, 1994). Por su parte, Calvo y Cerdà (1994) analizaron la evolución de la infiltración durante el primer año tras un incendio forestal en Pedralba (Valencia) y encontraron un incremento notable en la producción de escorrentía en el invierno posterior al fuego, atribuyendo este comportamiento al mayor contenido de agua en el suelo (en los 6 cm superficiales, 1,9% inmediatamente después del incendio y 15,4% a los 4 meses). De todos modos, en nuestro caso las diferencias en el contenido de agua del suelo no fueron tan acusadas, y siempre estuvieron muy lejos de la saturación (en los primeros 5 cm de suelo mineral, 2,8% ± 1,2% p/p en el primer muestreo, 7,9% ± 0,9% p/p en el segundo, media y desviación estándar).

Un agente típicamente asociado a la reducción de la infiltración en zonas quemadas es la formación de horizontes hidrofóbicos por destilación de componentes orgánicos debido a la temperatura (Savage et al. 1972; de Bano, 2000a; Letey, 2001). En de Bano (2000b) encontramos una interesante revisión histórica al respecto. Se realizaron algunas mediciones siguiendo el método del WDPT (de Bano, 1981) en la zona de estudio, pero no se encontraron indicios de la existencia de substancias hidrofóbicas de forma generalizada. Cabe suponer que la repelencia al agua tuvo una importancia limitada en la infiltración de estos suelos. La poca relevancia de los horizontes húmicos en el momento del incendio, unida a los bajos contenidos en materia orgánica de este tipo de suelos, explican la escasa repelencia al agua observada. Asimismo, en suelos con textura fina, dichos destilados no llegan a cubrir la superficie de las partículas minerales (Giovannini y Lucchesi, 1983).

Otro factor que puede haber intervenido es el sellado y encostramiento de la superficie, debido a la acción de la lluvia incidente sobre un suelo en el que la cubierta vegetal y horizontes orgánicos protectores han sido eliminados por el fuego. Estos elementos reducen por interceptación el volumen de agua que llega al suelo. Pueden disminuir la energía de las gotas de lluvia y por lo tanto su capacidad de desagregación y sellado de la superficie (caso de vegetación baja y horizontes orgánicos). También aminoran la velocidad del flujo de agua superficial (estructuras situadas en la superficie del suelo, como herbáceas, criptógamas y hojarasca) (Díaz-Fierros et al., 1994). El fuego destruyó la práctica totalidad de la vegetación y de los horizontes orgánicos, exponiendo la superficie del suelo al impacto directo de las gotas de lluvia. La pérdida de infiltración tras el fuego puede ser facilitada por el sellado de la superficie expuesta a causa de

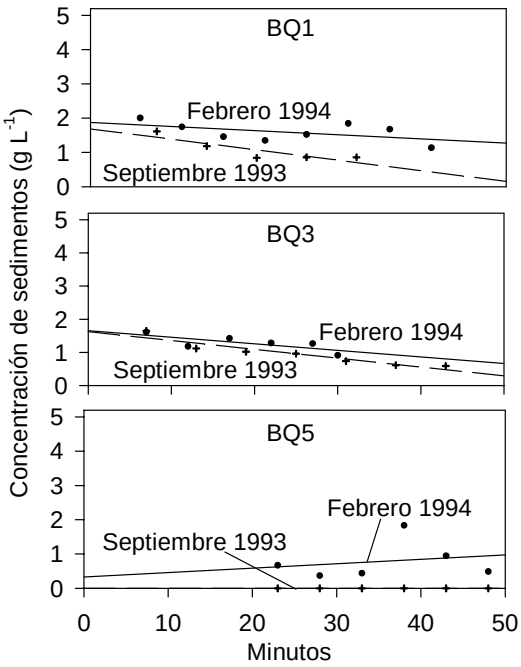
fenómenos de desestructuración, salpicadura y compactación, además de la obturación de los poros por las cenizas (Wells, 1981; Inbar et al., 1998; de Bano, 2000a). No hay que olvidar que los máximos volúmenes e intensidades de lluvia se producen, precisamente, en el periodo otoñal. En nuestro caso, hubo una tormenta corta (1h 40' de lluvia efectiva) pero intensa (intensidades máximas de 48,0 mm h^{-1} durante 10 minutos y 19,4 mm h^{-1} durante 30 minutos) a las 2 semanas de la primera serie de simulaciones, cuando la respuesta vegetal era todavía prácticamente nula. Hubo otra de 34,0 mm de altura total (intensidades máximas de 12,0 mm h^{-1} y 10,6 mm h^{-1} durante 10 minutos y 30 minutos, respectivamente) 1 mes más tarde, y una tercera de 81,1 mm de altura total (intensidades máximas de 12,0 mm h^{-1} y 8,6 mm h^{-1} durante 10 minutos y 30 minutos, respectivamente) a los 2 meses de las primeras medidas de infiltración. A todo esto habría que añadir el posible efecto de las propias simulaciones de lluvia.

Con el fin de identificar fenómenos de encostramiento, así como evaluar la idoneidad del propio método de medida, se hizo un muestreo exploratorio de compactación superficial utilizando un penetrómetro de cono (Eijkelkamp, 2002). A los 3 años del incendio, la ladera quemada presentó unos valores sensiblemente superiores que la no afectada por el fuego (medias y desviaciones estándar 935 ± 376 kPa y 648 ± 234 kPa, respectivamente). Estos resultados coincidieron con una mayor densidad aparente de la superficie del suelo (1,03 g cm^{-3} frente a 0,93 g cm^{-3}). Bautista et al. (1996), en una zona muy próxima y de condiciones ambientales comparables, describen una respuesta parecida, aunque en este caso compararon parcelas siempre quemadas, pero sujetas o no a tratamientos de acolchado y siembra. En ambos experimentos, el suelo cubierto (fuese por vegetación o por acolchado) mostró una compactación superficial inferior al suelo quemado y desprotegido.

El arrastre de sedimentos estuvo relacionado con la producción de escorrentía, dentro de cada simulación y sobre todo al comparar las distintas mediciones de capacidad de infiltración. Analizando cada ensayo de lluvia simulada por separado, se observa que la tendencia de la concentración de sedimentos con el tiempo desde el inicio de la prueba acostumbra a ser negativa (Figura 1.6). Esta dinámica temporal ha aparecido en otros trabajos, tanto usando simuladores de grandes dimensiones, como es el caso de Abrahams (1988), como con aparatos similares al del presente estudio (por ejemplo Cerdà, 1993). Al inicio de la escorrentía se encuentra disponible para su arrastre todo el material de la superficie del suelo,

moviéndose y agotándose el más erosionable, de forma que cada vez van quedando menos elementos disponibles. Esta tendencia se vio parcialmente compensada por el incremento del volumen de escorrentía, y por lo tanto de su capacidad de arrastre dentro de cada simulación, de manera que no hubo ninguna tendencia clara en la producción de sedimentos con el tiempo de simulación (Figura 1.7).

Al comparar los ensayos realizados poco después del incendio con los llevados a cabo después del periodo otoñal, apareció una mayor pérdida de suelo en la segunda serie. Esto puede se debido tanto a la degradación estructural de la superficie del suelo como al mayor volumen de escorrentía que se produjo tras las lluvias otoñales. Las relaciones entre *fc* y la concentración de sedimentos en el agua de escorrentía por un lado, y la producción de sedimentos por el otro, considerando los ensayos llevados a cabo en ambos periodos, se muestran en la Figura 1.8. La correlación fue siempre lineal negativa, mayor y con pendiente más acusada al considerar las producciones. Es decir, la concentración de sedimentos aumentó al disminuir la capacidad de infiltración y por lo tanto al incrementarse la escorrentía superficial. Esta tendencia se hizo mucho más patente al tratar la cantidad total de sedimentos arrastrados. Yair y Klein (1973) encontraron una relación linear positiva entre la cantidad de sedimentos y el volumen de escorrentía, pero no al compararla con su concentración. Por otra parte, Singer y Blackard (1978) estudiaron el efecto de diferentes porcentajes y tipos de cobertura en la producción de escorrentía y sedimentos en el laboratorio, hallando una relación entre la reducción de los sedimentos transportados y la disminución de la escorrentía, aunque ésta solamente no explicaba totalmente el descenso de materiales erosionados. Otros ejemplos de relación positiva entre la cantidad de escorrentía y la producción de sedimentos los podemos encontrar en Marcos et al. (2000).



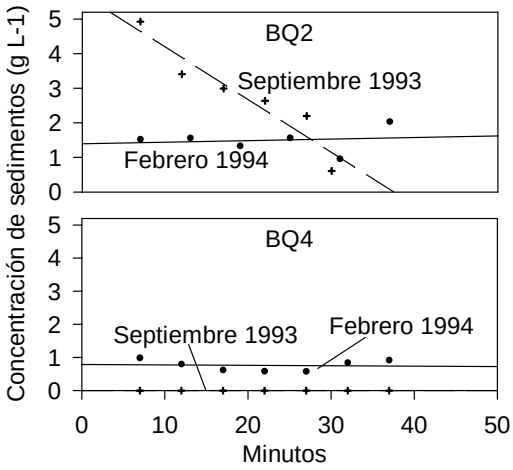
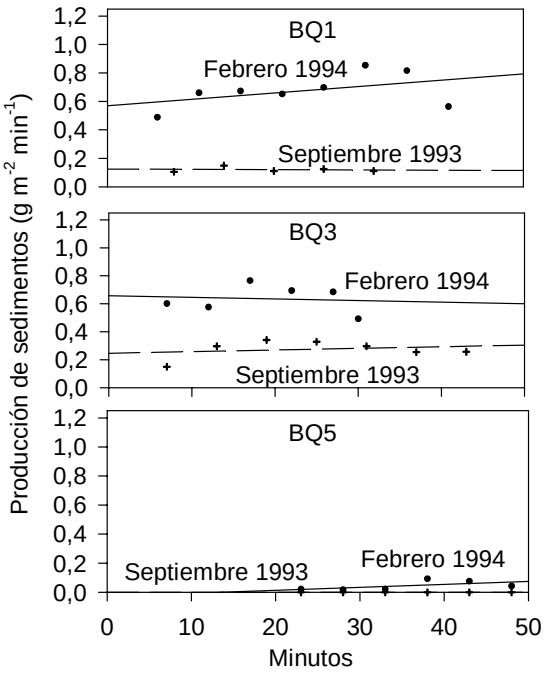


Figura 1.6. Concentración de sedimentos en el agua de escorrentía. Ladera quemada. Los puntos corresponden a los valores medidos y las lineas a los ajustes lineales.



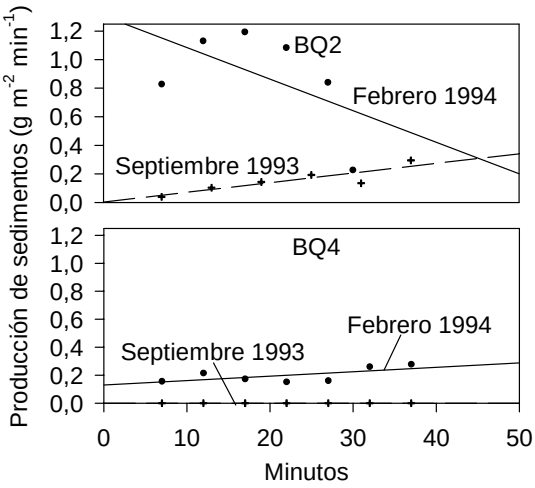


Figura 1.7. Producción de sedimentos en el agua de escorrentía. Ladera quemada. Los puntos corresponden a los valores medidos y las lineas a los ajustes lineales.

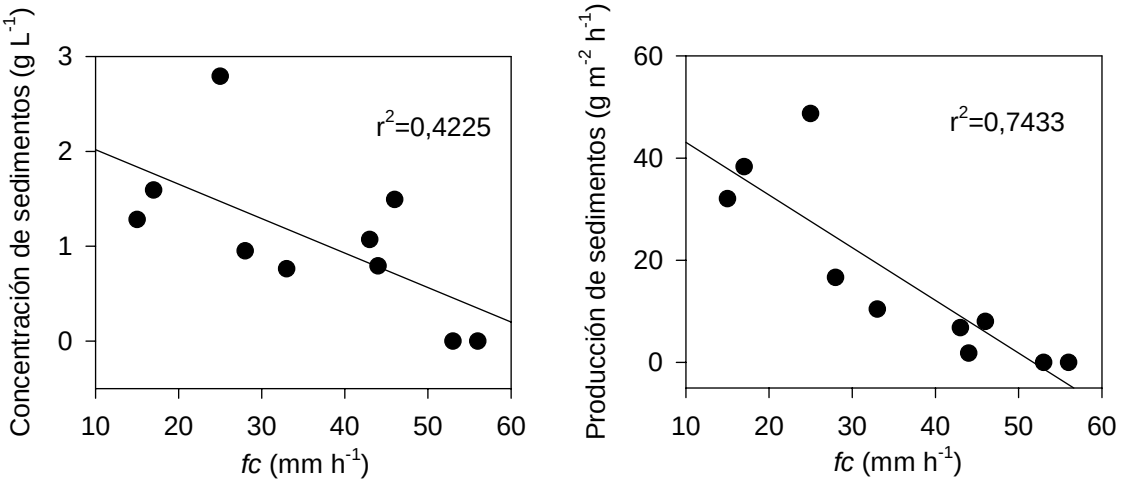


Figura 1.8. Relación entre la infiltración final estable y la concentración de sedimentos en el agua de escorrentía (izquierda) y la producción de sedimentos (derecha) durante las simulaciones de lluvia. Ladera quemada.

Es necesario comentar que los valores de arrastre de sedimentos obtenidos deben considerarse con cautela, y solamente desde un punto de vista comparativo. En primer lugar hay una cuestión de escala: las parcelas de simulación de lluvia son muy pequeñas, de 0,24 m^2, y no incluyen fenómenos de redistribución y de resedimentación, ni tampoco permiten la creación de surcos de una cierta magnitud ni de otras formaciones asociadas a la erosión. Asimismo, se trabajó con una lluvia artificial, con los consiguientes problemas de equiparación con las precipitaciones naturales, tanto al nivel de la intensidad como del tamaño y velocidad de caída de las gotas, y por lo tanto de energía cinética y agresividad. Es por ello que solamente se pueden considerar desde un punto de vista cualitativo y compararlos solamente con ensayos realizados con equipos y parcelas de las mismas características.

El experimento en la ladera no afectada por el incendio tuvo como objetivo analizar los efectos de la eliminación de la vegetación y horizontes orgánicos, dejando la superficie del suelo desprotegida ante la lluvia, eliminando las consecuencias debidas al incremento de la temperatura y la deposición de cenizas provocados por el fuego. En el primer ensayo, antes de extraer la vegetación, tanto los tiempos y volúmenes de agua necesarios para la producción de escorrentía, como las variables relacionadas con la capacidad de infiltración, fueron muy elevadas. En 2 de las 5 parcelas no hubo escorrentía a pesar de haber recibido una precipitación superior a los 30 mm. Comparándolas con el muestreo de la ladera afectada por el fuego al poco tiempo del mismo, nos encontramos con que el tiempo de precipitación y el

volumen de agua que hace falta para provocar escorrentía fueron mucho mayores. De todos modos, los valores de *fc* estimados fueron muy parecidos (48 mm h^{-1} en la ladera no afectada por el incendio y 45 mm h^{-1} en la recién quemada), lo que podría interpretarse como que el fuego, considerado aisladamente, prácticamente no influyó en la infiltración final estable. De todos modos, pueden haber intervenido otros factores, como son la localidad (se trataba de laderas distintas, aunque muy cercanas y de características geomorfológicas comparables), la variabilidad interanual (los ensayos se realizaron en años diferentes) y el hecho de que en las parcelas que no produjeron escorrentía se consideró *fc* igual a la intensidad de la lluvia aplicada en la simulación, que representaría el valor mínimo posible.

Al repetir las simulaciones en las parcelas no quemadas, pero una vez pasado 1 mes y haber recibido 2 eventos lluviosos con el suelo desnudo (de tan sólo 2,0 mm y 8,7 mm respectivamente) la producción de escorrentía fue más temprana y *fc* significativamente inferior, también menor a la encontrada en la ladera quemada poco después del fuego. Hay varias causas que explicarían este fenómeno. En primer lugar, al igual que en la ladera quemada, pudo haberse producido desagregación, salpicadura, colmatación de poros y sellado por el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desprotegido (la vegetación y la hojarasca fueron eliminadas tras la simulación anterior), tal como se ha comprobado en diversos trabajos (ver, por ejemplo, Bradford et al., 1987; Le Bissonnais y Singer, 1993; Mualem y Assouline, 1991; Roth y Helming, 1992 y Singer y Le Bissonnais, 1998). Otro factor a considerar es la interceptación y redistribución del agua de lluvia: basándonos en el estudio de Derouiche (1996), la cubierta de *Brachypodium retusum* y de restos de *Pinus halepensis* podría haber interceptado hasta unos 2 mm del agua aplicada. Este volumen habría que restarse a la escorrentía producida, y por lo tanto incrementar el valor de la capacidad de infiltración calculada. De todos modos, este factor no explicaría por sí sólo las diferencias observadas con respecto a las simulaciones previas a la extracción de la vegetación. Por otra parte, la precipitación entre ambos muestreos fue escasa, por lo que cabe suponer como baja su capacidad de sellado de la superficie del suelo. En definitiva, puede haberse producido una combinación de varios procesos, aunque este diseño no permitió diferenciarlos: sellado de la superficie (tanto por los eventos lluviosos naturales como durante la propia simulación), incremento del agua que llega al suelo al no haber interceptación, y pérdida de la capacidad de redistribución e incremento de la velocidad de caída del agua, en el propio momento de la simulación, debido a la ausencia de vegetación y de horizontes orgánicos.

Las perturbaciones analizadas (Fuego + Lluvia y Extracción de la vegetación + Lluvia) modificaron poco o nada la variable *f0*. La interpretación física es que la infiltración, justo al inicio de las mediciones, prácticamente no habría variado. Esto parece contradecir la hipótesis del sellado de la superficie del suelo desnudo a consecuencia de las precipitaciones naturales. Los descensos de *fc* observados podrían estar controlados por modificaciones en un horizonte subsuperficial, o por una dinámica diferente en la superficie del suelo a lo largo de la propia simulación de lluvia. De todos modos, es posible que al inicio de las simulaciones de lluvia (con un suelo seco y por lo tanto con un gradiente mátrico elevado), la capacidad de la superficie para absorber se mantuviese o variase poco, a pesar de la formación de una costra. Respecto al parámetro α, no posee una interpretación física y pueden surgir dificultades a la hora de cuantificarlo adecuadamente (Marshall y Holmes, 1988). Además, los valores de α estimados fueron muy variables y su cálculo, ni siquiera en forma de aproximación, es imposible cuando no hay escorrentía. Por el contrario, el tercer parámetro deducido a partir de la ecuación de Horton, *fc*, respondió de forma clara a los tratamientos, fue fiel reflejo de la escorrentía medida directamente en el campo y tiene una interpretación física: normalmente se asocia con la conductividad hidráulica a saturación (Marshall y Holmes, 1988; Kutilek y Nielsen, 1994).

7. CONCLUSIONES

En condiciones ambientales semiáridas y suelos formados a partir de margas (muy carbonatados y de textura limosa), no se observó una pérdida de infiltración final estable inmediatamente después de un incendio forestal. A pesar de ello, el inicio de la escorrentía fue más rápido que en el control no alterado.

El área afectada por el fuego sufrió una pérdida de capacidad de infiltración muy significativa tras el período otoñal. Al medio año del incendio, el tiempo de inicio de la escorrentía fue menor, la caída de la infiltración mucho más marcada, y la tasa de infiltración se estabilizó a unos valores significativamente inferiores a los observados poco tiempo después del fuego.

Una escasa pedregosidad superficial se mostró asociada a una mejor respuesta de la vegetación, una mayor capacidad de infiltración y un menor arrastre de sedimentos.

En las parcelas quemadas hubo un mayor arrastre de sedimentos que en los controles, fenómeno evidente desde el primer momento después del incendio. A esto se sumó un nuevo incremento de la pérdida de suelo en el muestreo post-otoñal.

En la zona no afectada por el fuego, la extracción de la vegetación y los horizontes orgánicos, y por lo tanto la exposición del suelo mineral a la lluvia, dio lugar a una intensificación de la pérdida de agua y suelo por escorrentía superficial. De todos modos, las producciones de escorrentía y sedimentos fueron inferiores a las de la ladera quemada.

De los parámetros hidrológicos obtenidos a partir del ajuste de los datos de campo, *fc* expresó de forma clara cambios en el comportamiento del suelo. Por el contrario, la respuesta de *f0* y de α a los tratamientos no fue tan manifiesta.

El penetrómetro de cono se mostró como un instrumento útil para evaluar la degradación estructural de la superficie de estos suelos. En un análisis exploratorio, los suelos quemados mostraron, a medio plazo, una compactación superficial sensiblemente superior a la de los no afectados.

Los resultados de este experimento parecen indicar dos tipos de consecuencias de la ausencia de vegetación y horizontes orgánicos. Por una parte, la falta de interceptación y redistribución del agua de lluvia acelerarían el inicio de la escorrentía. Por la otra, la desprotección del suelo daría lugar a una degradación de la superficie y a una pérdida de capacidad de infiltración.

EXPERIMENTO 2: RESPUESTA HIDROLÓGICA POST-INCENDIO EN SUELOS DE AMBIENTE SECO-SUBHÚMEDO. EFECTOS DEL SUBSTRATO LITOLÓGICO Y DE LA ORIENTACIÓN

1. INTRODUCCIÓN

Las características del suelo dependen de la interacción entre la litología, el clima, la topografía y la actividad biológica, junto con la historia de usos y el tiempo de desarrollo. Estos factores influyen, a su vez, en la capacidad de respuesta del sistema a las perturbaciones.

En el caso de los suelos mediterráneos, el material de origen es un indicador de sus características y del riesgo de degradación (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990; Vallejo y Alloza, 1998; Kosmas et al., 2000). El substrato litológico tiene una gran influencia en factores fundamentales como mineralogía, textura, pedregosidad, estructura, porosidad, comportamiento hidrológico y disponibilidad de nutrientes (Bonneau y Souchier, 1987; Marshall y Holmes, 1988; Poesen et al., 1998; Cerdà, 1999; Martínez Mena et al., 2002). La litología dominante en la Comunidad Valenciana, para el 55% de la superficie forestal, son rocas carbonatadas duras, básicamente calizas y dolomías, mientras que el 26% lo forman materiales también carbonatados pero blandos, fundamentalmente margas, mezclados o no con calizas (Alloza, 2003). Sobre estos dos grandes tipos de substrato (calizas y dolomías por una parte, margas y coluvios margo-calizos por la otra) tienden a desarrollarse suelos y comunidades vegetales distintos. Estas diferencias son debidas, en parte, a las condiciones edáficas provocadas, más o menos directamente, por el propio substrato mineral y las preferencias ecológicas de las distintas especies. Asimismo, la historia de usos de suelo sobre una u otra litología juega un papel fundamental (Abad et al., 1997; Vallejo y Alloza, 1998).

Los suelos formados a partir de rocas carbonatadas duras acostumbran a ser poco profundos y con una elevada pedregosidad, tendiendo a ocupar grietas y fisuras de la roca, que aflora en muchas ocasiones. Con frecuencia son suelos descarbonatados y de textura arcillosa o franca, lo que proporciona una buena

estructura y una elevada capacidad de cambio. De todos modos, la poca profundidad los hace sensibles a periodos largos de sequía. Normalmente, en estos substratos abundan especies rebrotadoras de enraizamiento profundo, capaces de explorar las fisuras de la roca. En general, la presión agrícola ha sido inferior sobre estos substratos que en suelos más profundos y menos pedregosos. Tras un incendio, la recuperación de la vegetación acostumbra a ser rápida (Abad et al., 1997; Pausas et al., 1999).

Sobre margas y coluvios margo-calizos dominan suelos muy carbonatados, con frecuencia más profundos que los anteriores. El substrato litológico tiende a ser compacto, poco fisurado e impermeable. El material fino procede mayoritariamente de las rocas más friables (margas), que dan lugar a texturas limosas, aunque muy variables. Tienden a presentar una estructura pobre, baja cohesión y permeabilidad, escasez de materia orgánica y alto riesgo de compactación y encostramiento superficial (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990). En la Comunidad Valenciana, gran parte de estos suelos han sido cultivados en algún momento. En estas condiciones abundan comunidades arbustivas dominadas por especies germinadoras, con mayor capacidad para colonizar nuevos espacios, pero menos resilientes y de respuesta más lenta e irregular tras un incendio forestal (Ferran et al., 1991; Abad et al., 1997; Vallejo y Alloza, 1998).

En las latitudes mediterráneas, la exposición ejerce una gran influencia en las condiciones ambientales, las propiedades del suelo y las características de la vegetación. Las umbrías reciben una radiación solar menor que las solanas, lo que da lugar a temperaturas máximas inferiores y a un régimen más húmedo. Esto afecta a la composición, estructura y densidad de la vegetación (Folch, 1981; Sternberg y Shoshany, 2001). La mayor cantidad de biomasa aérea en las umbrías significa una mayor acumulación de combustible, lo que incrementa la severidad potencial en caso de incendio. Por otra parte, las plantas pueden estar más hidratadas, lo que disminuiría la inflamabilidad. Las orientaciones norte tienden a presentar una mayor estabilidad estructural y a ser menos erosionables que las orientaciones sur (Cerdà et al., 1995; Boix-Fayos et al., 1998). Después de un incendio, las condiciones ambientales favorecerían una desarrollo de la vegetación más rápido en umbrías y, por lo tanto, una menor desprotección y riesgo de degradación que las solanas. Todo ello hace suponer una respuesta hidrológica y erosiva diferente según la orientación. Así, diversos trabajos describen mayores arrastres de sedimentos en laderas orientadas al sur tras el fuego (Marquès y Mora, 1992; Pierson et al., 2002). De todos modos, puede ser

que después de un incendio, la variabilidad espacial de los parámetros edáficos sea mayor entre lugares cercanos que entre orientaciones contrastadas (Lavee et al., 1995). Asimismo, hay casos en los que no se han encontrado diferencias de severidad en grandes incendios debidas a la orientación (Chafer et al., 2004).

En la Comunidad Valenciana, las áreas de transición entre clima subhúmedo y semiárido son proclives a la propagación de incendios forestales en verano. Durante el período estival hay unas condiciones climáticas favorables (Millán et al., 1998) y normalmente se acumula una gran cantidad de material vegetal seco. Con frecuencia, las zonas afectadas por grandes incendios forestales corresponden a matorrales de regeneración de un incendio anterior (Baeza, 2001), localizados en áreas montañosas de esta zona de transición. Buena parte del paisaje está formado por una combinación de suelos procedentes de rocas duras (calizas y dolomías) y suelos de origen margoso (Forteza et al., 1995). La alternancia de laderas en umbría y en solana es frecuente, debido a las direcciones dominantes de las dos unidades montañosas principales de la Comunidad Valenciana (NO-SE el Sistema Ibérico, SO-NE el Sistema Bético).

La interacción entre el tipo de suelo y la orientación puede dar lugar a respuestas distintas al fuego, tanto a nivel de suelo como de vegetación. El fuego podría afectar diferencialmente a parámetros edáficos tales como materia orgánica, estabilidad estructural y repelencia al agua. La estabilidad de la superficie del suelo quemado, unida a la respuesta de la vegetación, controlaría el potencial degradativo de la lluvia en términos de encostramiento superficial y modificación de las producciones de escorrentía y de sedimentos. En otras palabras, el riesgo de degradación edáfica, una vez sucedido un incendio forestal, podría variar en función tanto del tipo de suelo como de la orientación. El objetivo de este experimento es distinguir situaciones que representen, en matorrales mediterráneos, un mayor riesgo de degradación posterior al incendio. Para ello se evalúa la influencia del material parental y la orientación en la respuesta hidrológica de la superficie al fuego, así como su dinámica temporal a corto plazo tras el incendio. Paralelamente se analizan características del suelo y la vegetación que puedan explicar las distintas respuestas.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Situación geográfica

La localidad Ponce está situada en la intersección de los términos municipales de Ontinyent y Bocairent (provincia de Valencia), y Banyeres de Mariola (provincia de Alicante). Se ubica en la zona nororiental de la Sierra de la Solana, a medio camino de los Altos del Cuquillo y del Cortijo, en las inmediaciones de las ruinas de la casa Pospelat. Las coordenadas geográficas son 38º45'N, 0º43'O (cuadrícula UTM XH 697 4292). La altitud de las parcelas varía entre los 800 y los 850 m.

Por su parte, la localidad Sotorroni pertenece al término municipal de Alcoi y se sitúa entre los Altos de Sotorroni y de la Reptana, que sirven de límite entre las provincias de Alicante y Valencia, y la carretera comarcal CV-795, que une las poblaciones de Alcoi y Banyeres de Mariola. Las coordenadas geográficas son 38º42'N, 0º34'O (cuadrículas UTM YH 710 4286 e YH 710 4287). Las parcelas están entre los 900 y 1000 m de altitud.

Ambas localidades se vieron afectadas por el gran incendio forestal de Ontinyent-Bocairent-Moixent (18.883 ha), que se produjo entre el 4 y el 12 de julio de 1994.

2.2. Clima

Tabla 2.1. Características climáticas de las estaciones más cercanas a las áreas de estudio. Periodo 1961-1990. Datos procedentes de Pérez-Cueva (1994).

Estación	Coordenadas	Altitud (m)	PM (mm)	Máx (mm)	TM (ºC)	ETP (mm)	Tipo climático
Alcoi	38º42'N 0º28'O	562	495	Octubre (71)	14,5	770	Subhúmedo seco, mesotérmico, poco o sin superávit en invierno.
Banyeres	38º43'N 0º39'O	816	466	Octubre (62)	sd	sd	sd
Bocairent	38º46'N 0º36'O	641	616	Octubre (91)	14,7	775	Subhúmedo seco, mesotérmico, superávit moderado en invierno.
Ontinyent	38º49'N 0º36'O	350	541	Octubre (81)	16,0	823	Subhúmedo seco, mesotérmico, poco o sin superávit en invierno.

PM: Precipitación media anual. Máx: Mes más lluvioso (media mensual). TM: temperatura media anual. ETP: evapotranspiración potencial media anual (Thornthwaite). sd: sin datos.

La Tabla 2.1 muestra las principales características climáticas de las estaciones más cercanas a las áreas de estudio, según Pérez-Cueva (1994). Alcoi, Banyeres, y sobre todo Ontinyent, están a una altitud inferior, por lo que puede preverse una sobrevaloración de las temperaturas. La estación Banyeres es solamente pluviométrica, por lo que no se presentan valores de temperatura ni índices climáticos de la misma. Las áreas de estudio Ponce y Sotorroni presentan un clima típico de montaña mediterránea, con veranos calurosos y de marcado déficit hídrico, inviernos ligeramente fríos y máximos pluviométricos en otoño.

2.3. Litología y suelos

Ambas localidades se incluyen en la provincia geológica del Prebético externo, caracterizada morfológicamente por largas crestas y depresiones paralelas. Más concretamente, Ponce pertenece al tren anticlinal La Solana-Benicadell, que se extiende en la dirección SO-NE. Las series litoestratigráficas presentes son dolomicritas, dolomías grises y margas dolomíticas, todas correspondientes al Cretácico

superior. Asimismo, Sotorroni forma parte del anticlinal de Serra Mariola, que discurre paralelamente al anterior. El substrato litológico está formado por biomicritas, dolomías grises masivas y margas amarillas, también del Cretácico superior (IGME, 1975a). Los suelos de las zonas de estudio son del orden *Entisoles* (USDA, 1985), aunque con diferencias en el régimen de humedad, dominando los *Xerorthent* en Ponce y los *Torriorthent* en Sotorroni (Ruíz de la Torre, 1993). Según Rubio et al. (1995) ambas localidades están dentro de la unidad *Leptosol renzinico* (FAO, 1988).

2.4. Vegetación

Según Rivas-Martínez (1987) la vegetación potencial de ambas localidades corresponde a la serie Mesomediterránea manchega y basófila de *Quercus rotundifolia* o encina (*Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae signetum*). La observación de zonas cercanas no quemadas en 1994, así como de los restos remanentes en las laderas estudiadas, nos permitió tener una idea de la vegetación previa al incendio. En la localidad Ponce estaba formada por un matorral denso, regenerado de un incendio en el año 1981, con *Quercus coocifera* (dominante sobre dolomías), *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus oxycedrus*, *Cistus albidus*, *C.salviifolius* y *Erica multiflora*. El estrato arbóreo correspondía a *Pinus halepensis* de unos 3 m de altura, muy dispersos en las solanas y relativamente densos en la umbría margosa. La vegetación previa de Sotorroni, regenerada tras un incendio en 1986, estaba formada también por un matorral denso y dominado por las mismas especies, pero con *P. halepensis* muy dispersos y de unos 1,5 m de altura.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo de forma paralela en las localidades Ponce (P) y Sotorroni (S), siguiendo en ambas el mismo diseño experimental. En cada una de las dos localidades se distinguieron dos zonas cercanas con substratos diferenciados: suelos procedentes de rocas dolomíticas (D) y suelos originados a partir de margas (M). Dentro de cada una de las dos categorías litológicas, se seleccionaron laderas de exposición geográfica contrastada (umbría –N- y solana –S-) (Figura 2.1).

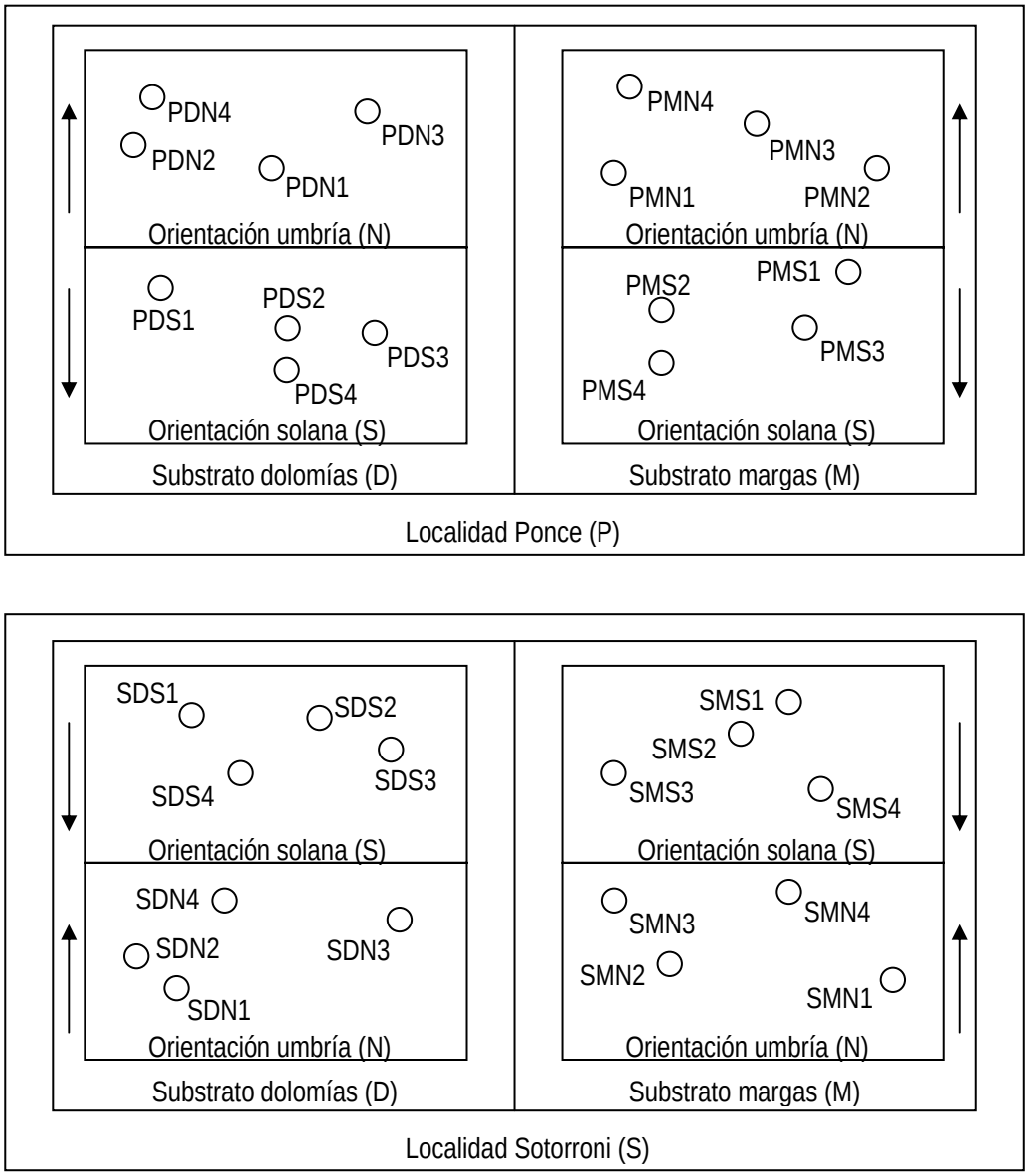


Figura 2.1. Esquema del diseño experimental seguido en este ensayo, así como de la distribución y nomenclatura de las parcelas de simulación de lluvia (representadas por círculos).
Las flechas indican la dirección de la pendiente.

Los perfiles de suelo se describieron mediante la obertura, en junio de 1999, de un total de 10 catas abarcando todas las laderas estudiadas (Figura 2.2). Las propiedades físico-químicas y mineralógicas de la superficie se estimaron a partir de 4 muestras de suelo mineral (0-1 cm de profundidad) para cada localidad, substrato y orientación, recogidas a los 2 meses del incendio. La selección de la mínima profundidad de suelo muestreable, en la práctica obedece al objetivo de enfocar la caracterización al suelo que se verá más afectado por los flujos de energía asociados al fuego y a las precipitaciones. Muestreos de mayor profundidad de suelo corren el riesgo de diluir los efectos de dichos impactos. Tras su secado al aire y tamizado (2 mm) se analizó la textura con la pipeta de Robinson (Day, 1965), la materia orgánica (Walkley y Black, 1934) y los carbonatos totales con el calcímetro de Bernard (Nelson, 1982). La mineralogía se determinó mediante difracción de RX sobre muestra tamizada y triturada (análisis realizados en el Instituto Jaume Almera, CSIC).

En septiembre de 1994, dos meses después del fuego, se instalaron las parcelas para el estudio de las producciones de escorrentía y de sedimentos. El método utilizado, lluvia simulada sobre parcelas de 0,24 m^2, se describe en el Experimento 1. Las variables estimadas fueron tiempo de encharcamiento (*te*), volumen de precipitación necesario para el inicio de la escorrentía (*vi*), tiempo desde la finalización de la lluvia hasta el cese de la escorrentía (*tf*), escorrentía producida después de finalizar la lluvia (*ef*), infiltración final estable mediante el ajuste a la ecuación de Horton (*fc*), concentración media de sedimentos en la escorrentía (*cs*) y sedimentos arrastrados (*er*). Para cada localidad, substrato y orientación se colocaron 4 aros de simulación de lluvia, resultando un total de 32 parcelas. La nomenclatura utilizada queda reflejada en la Figura 2.1.

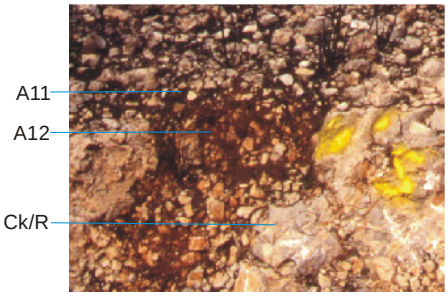
Se realizaron 3 series de medidas de infiltración después del fuego. La primera (muestreo 1) fue entre el 17 de octubre y el 2 de noviembre de 1994, la segunda (muestreo 2) entre el 10 y el 31 de julio de 1995 y la tercera (muestreo 3) entre el 17 y el 27 de octubre de 1995. Las parcelas estuvieron cubiertas con un plástico hasta las primeras simulaciones de lluvia, de forma que ningún evento lluvioso incidió sobre ellas hasta ese momento. Entonces se destaparon, dejándolas a la intemperie durante el resto del periodo de estudio. Antes de cada simulación de lluvia se tomaron muestras de suelo (0-2,5 cm) para determinar el contenido de agua por el método gravimétrico (105ºC, hasta peso constante). En los muestreos 1 y 3 la humedad del suelo era alta (medias y desviaciones estándar 16% ± 3% y 11% ± 4%, respectivamente).

Durante el muestreo 2, en plena sequía estival, el suelo estaba seco (media y desviación estándar 6% ± 2%).

Para caracterizar el recubrimiento de la superficie, se fotografió cada una de las parcelas en 3 momentos distintos: octubre de 1994 (momento de la primera serie de medidas de la capacidad de infiltración), julio de 1995 (primer verano después del incendio) y diciembre de 1995 (finalización del segundo periodo de crecimiento otoñal tras el fuego). Se colocó encima de las fotografías (papel 10x15 cm) una plantilla transparente cuadriculada de 0,5 cm de lado, anotando el recubrimiento correspondiente a cada vértice de la cuadrícula. De esta forma se controlaron unos 200 puntos por parcela y muestreo, lo que equivale a una densidad superior a los 800 puntos m^{-2} (Figura 2.3).

Las variables estructurales se analizaron sobre las mismas muestras, de 0-1 cm de profundidad, utilizadas para las propiedades físico-químicas y citadas anteriomente. La distribución de los agregados por clases de tamaño se hizo según Kemper y Roseneau (1986). Consistió en un tamizado automático en seco, muy suave, de la muestra inalterada. Los tamices utilizados tenían una luz de 4,76 mm, 4 mm, 3 mm, 2 mm, 1 mm y 0,5 mm. La fracción retenida en cada tamiz representa la proporción de agregados de un tamaño superior a la luz del tamiz, pero inferior al de la luz del tamiz inmediatamente superior. A partir de estos resultados se puede calcular el diámetro medio ponderado de los agregados en seco (DMWD), que es la media de los valores centrales de cada fracción diamétrica ponderados por el peso relativo de cada fracción.

Para el porcentaje de agregados estables se siguió un método basado en el descrito en Mataix (1999), modificado a partir de Benito et al (1986). Consiste en aplicar una energía conocida (270 J m^{-2}) mediante un simulador de lluvia de agujas, a 4 g de agregados de entre 1 y 2 mm de diámetro, dispuestos sobre un tamiz de 0,2 mm de luz de malla. La muestra se humedece previamente con agua destilada pulverizada. El volumen de lluvia es 150 mL. Se calcula el porcentaje de agregados remanente en el tamiz tras el tratamiento.



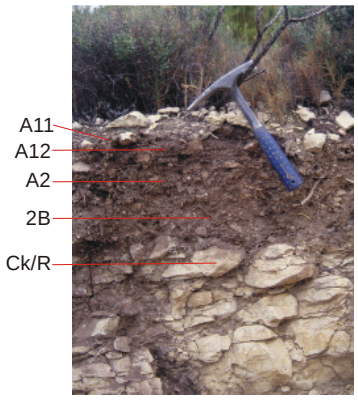


Figura 2.2. Perfiles representativos de suelos sobre dolomías (izquierda) y sobre margas (derecha).

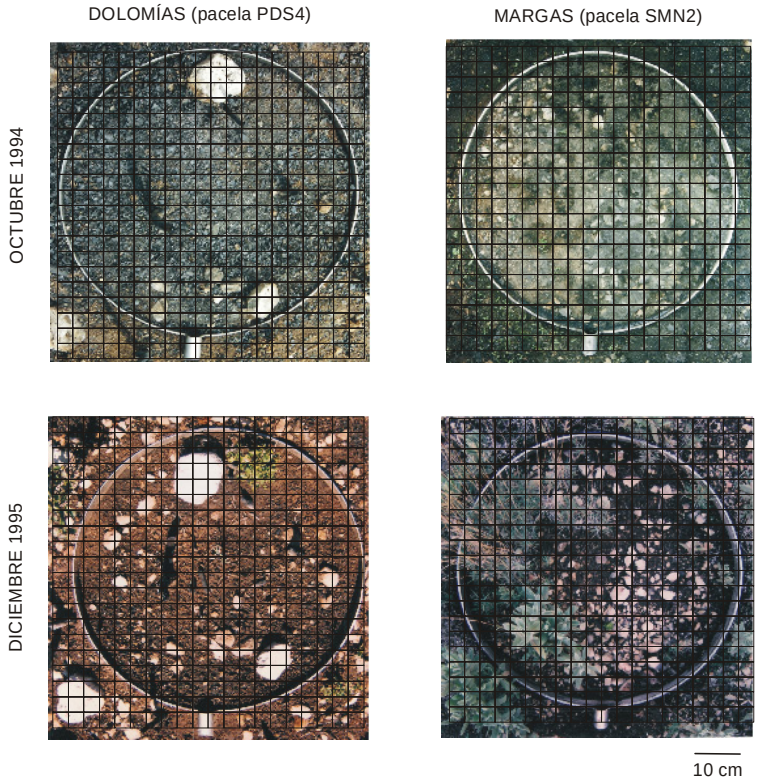


Figura 2.3. Ejemplos de parcelas instaladas para los ensayos con simulador de lluvia. Fotografías tomadas en octubre de 1994 (3 meses del incendio) y diciembre de 1995 (17 meses del incendio).
La cuadrícula superpuesta representa la malla utilizada para estimar el recubrimiento de la superficie.
Obsérvese la desaparición de las cenizas y el incremento de la pedregosidad con el tiempo desde el incendio.

La repelencia al agua, o hidrofobicidad, se determinó mediante el Water Drop Penetration Time (WDPT), descrito por De Bano (1981). Consistió en depositar 1 gota sobre la muestra y medir el tiempo necesario para que sea absorbida. Se hicieron 2 tipos de medidas, la primera fue directamente en el campo, sobre la superficie del suelo mineral sin alterar, en 50 puntos distribuidos al azar en cada ladera. Esta medida se tomó en 2 ocasiones. La primera en septiembre de 1994, poco después del incendio y antes de que ninguna lluvia incidiese sobre la superficie edáfica, y la segunda en mayo de 1995, a los 10 meses del fuego. Para distinguir posibles diferencias en función del tamaño de los agregados, se tomaron, en noviembre de 1994, 5 muestras compuestas de 0-1 cm de profundidad por ladera, analizando por separado el WDPT de las fracciones >4.76 mm, 2-1 mm y <0,5 mm.

La compactación superficial del suelo se estimó como resistencia a la penetración mediante un penetrómetro de cono (Eijkelkamp, 2002). Se determinó sobre 5 transectos lineales por cada substrato y orientación. Se tomaron 10 medidas por transecto, de 0-1 cm de profundidad y a distancias de 0,5 m. Para el análisis de resultados se consideró la media de cada transecto. Se hicieron 6 muestreos, abarcando un período de 2 años después del fuego y diferentes estados de humedad del suelo: seco a los 2, 11 y 25 meses del incendio, húmedo a los 4, 5 y 10 meses (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Características de los muestreos de compactación superficial realizados en las localidades Ponce y Sotorroni.

Muestreo	Tiempo desde el incendio	Humedad del suelo (0-1 cm) (media ± desviación estándar)
1	2 meses	3,0% ± 1,1%
2	4 meses	19,3% ± 4,8%
3	5 meses	23,4% ± 7,4%
4*	10 meses	18,2% ± 7,0%
5	11 meses	2,4% ± 0,9
6	25 meses	2,0% ± 0,8

*: muestreo llevado a cabo solamente en Ponce
n=8 (excepto el muestreo 4, donde n=4)

El análisis estadístico de los resultados de las simulaciones de lluvia se hizo por separado para cada una de las dos localidades, ya que las diferencias en el tiempo transcurrido desde el incendio anterior, altitud, desarrollo de la vegetación, virulencia del fuego, etc. habría imposibilitado la interpretación de las interacciones con los otros factores. Por otra parte, se consideraron los muestreos 1 y 3 (primer y segundo otoño después del fuego), llevados a cabo en condiciones de humedad del suelo comparables (medias y desviaciones estándar 16,4% ± 3,0% y 10,8 ± 3,9%, respectivamente). Se descartó el muestreo 2 (verano siguiente al del incendio), ya que hubiese sido muy difícil separar el efecto de la humedad del suelo (5,5% ± 2,3% en este muestreo) respecto al del substrato, orientación y tiempo transcurrido desde el incendio.

Este diseño consideró 2 factores, substrato (S) y orientación (O), organizados de forma que se ensayaran las 4 combinaciones SxO posibles. Para cada combinación se instalaron 4 parcelas, que se muestrearon en 2 momentos diferentes, antes y después de la acción de las lluvias (factor tiempo, T). Para atender que la misma unidad experimental se muestreó en 2 ocasiones y para reflejar que hubo 4 parcelas distintas para cada combinación SxO, se planteó un diseño factorial con un factor aleatorio, parcela (P), encajado en la interacción SxO. El diseño, por tanto, incluye 3 factores fijos, substrato con los niveles dolomías (D) y margas (M), orientación con los niveles umbría (N) y solana (S) y momento del muestreo con los niveles pre-lluvia (1) y post-lluvia (3). Además hay un factor aleatorio, parcela, que incluye las 4 correspondientes a cada combinación SxO. Se consideraron todas las interacciones posibles exceptuando aquéllas que incluyen el factor encajado (P) y encajante (SxO) en la misma (Underwood, 1997). En el caso de heterogeneidad en las varianzas se probaron las transformaciones logarítmica, raíz cuadrada y angular (Sokal y Rohlf, 1981), indicándose en la descripción de los resultados los casos en los que no se consiguió la homoscedasticidad.

Las relaciones entre los parámetros hidrológicos y las características del suelo, de la superficie de las parcelas y de la respuesta de la vegetación se examinaron por medio de análisis de correlación y regresión.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con la ayuda del programa SPSS 9.0 para Windows (SPSS, 1993).

4. RESULTADOS

4.1. Suelos

La Tabla 2.3 muestra la descripción del perfil característico de cada localidad y substrato litológico. Para cada localidad y substrato litológico los perfiles fueron muy parecidos, variando ligeramente las profundidades de los horizontes. En general presentan una elevada pedregosidad superficial, dominando afloramientos y bloques en substratos dolomíticos y gravas y piedras en margosos. A los 5 años del incendio los horizontes orgánicos eran escasos, exceptuando las dolomías de Ponce, donde cubrían la mitad de la superficie del suelo; estaban formados por hojarasca de *Cistus albidus* y *Quercus coccifera*. En general eran suelos poco profundos, fisurales o limitados por margas parcialmente descompuestas o costras calizas, y con poca diferenciación entre horizontes. Sobre substratos dolomíticos se observó un horizonte superficial enriquecido en cenizas y restos carbonizados, incluso a los 5 años del incendio, con muy baja o nula reacción al HCl. El horizonte subyacente, también con escasa reacción al HCl, estaba bien estructurado, era pedregoso con abundantes raíces, y daba paso directamente al horizonte C. Sobre margas abundaban las costras superficiales, originadas bien sea por desagregación in situ, bien sea por deposición de material erosionado. Se diferenció un horizonte A, compuesto por materiales exógenos depositados sobre el horizonte 2B. La reacción al HCl fue intensa en todo el perfil. Los suelos sobre dolomías fueron clasificados como *Xerorthent* en Ponce y como *Torriorthent* en Sotorroni, mientras que los desarrollados sobre margas lo fueron como *Lithic Camborthid* en las 2 localidades (USDA, 2003). Según FAO (2001), las laderas dolomíticas presentaban *Leptosol renzinico* y las margosas *Cambisol calcáreo* tanto en Ponce como en Sotorroni.

Tabla 2.3. Perfiles característicos de laderas dolomíticas y margosas en las localidades Ponce y Sotorroni.
Localidad Ponce. Dolomías.

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A11	0-2	Color marrón, oscuro en seco (7.5 YR 3/1) y aún más en húmedo (7.5 YR 2/1). Mezcla íntima de restos carbonizados muy finos con material mineral. Moderadamente estructurado, con agregados subangulares de tamaño medio-fino. Reacción muy débil o débil al HCl.
A12	2-15	Color marrón rojizo en seco (5 YR 4/4) y marrón rojizo oscuro en húmedo (5 YR 2/4). Moderado o fuertemente estructurado, con agregados subangulares de tamaño medio que se deshacen en agregados muy finos. Abundancia de raíces finas y medias y presencia de raíces gruesas. Pedregoso y con algunos nódulos de calcita. Reacción muy débil o débil al HCl.
Ck/R	>15	Costra caliza. y roca dolomítica. Reacción moderada al HCl.

Tabla 2.3. (continuación)
Localidad Sotorroni. Dolomías.

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A11	0-2	Color marrón muy oscuro en seco (10 YR 2/3) y en húmedo (10 YR 2/2). Horizonte de acumulación de cenizas y/o restos carbonizados de textura muy fina, mezclado con material mineral. Estructura moderada, subangular de tamaño fino o muy fino. Sin reacción o reacción muy débil al HCl.
A12	2-20	Color marrón amarillento oscuro en seco (10 YR 3/4) y marrón oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2). Fuertemente estructurado, con agregados subangulares finos, mayores que los del horizonte superior. Raíces medias y finas relativamente abundantes. Presencia de piedras a lo largo de todo el horizonte, incrementándose progresivamente con la profundidad. Reacción muy débil o puntual al HCl.
R	>20	Roca madre. Dolomías. Reacción moderada al HCl.

Tabla 2.3. (continuación)
Localidad Ponce. Margas.

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A11	0-0,5	Color gris pardusco claro en seco (10 YR 6/2) y marrón oscuro en húmedo (10 YR 3/3). Costra superficial, estructura débil y laminar. Reacción media-fuerte al HCl.
A12	0,5-5	Color marrón oscuro en seco (7.5 YR 4/3) y marrón amarillento oscuro en húmedo (10 YR 3/4). Estructura débil o moderada. Agregados subangulares de tamaño medio-fino, que se deshacen en agregados muy finos. Pocas raíces, y las que hay son finas. Reacción fuerte al HCl.
A2	5-12	Color marrón grisáceo, oscuro en seco (10 YR 4/2) y muy oscuro en húmedo (10 YR 3/2). Estructura débil o moderada subangular, media-fina que se deshace en agregados muy finos. Mayor presencia de raíces medias y finas. Gravas angulosas algo abundantes. Reacción media-fuerte al HCl. Transición diferenciada y límite regular.
2B	12-20	Color marrón en seco (10 YR 4/3) y marrón oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2). Estructura débil o moderada. Agregados subangulares finos y muy finos. Menor presencia de raíces medias y las raíces finas continúan siendo abundantes. Aparecen pequeños nódulos de calcita. Reacción fuerte al HCl.
Ck	>20	Marga descompuesta y reprecipitaciones de calcita. Reacción muy fuerte al HCl.

Tabla 2.3. (continuación)
Localidad Sotorroni. Margas.

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A11	0-1	Color marrón en seco (10 YR 5/3) y marrón amarillento muy oscuro en húmedo (10 YR 3/2). Horizonte poco estructurado, compactado. Reacción fuerte al HCl.
A12	1-6	Color marrón pálido en seco (10 YR 6/3) y marrón oscuro en húmedo (10 YR 3/3). Moderada o fuertemente estructurado, agregados subangulares medios y finos. Abundancia de raíces finas y medias. Escasa pedregosidad. Reacción muy fuerte al HCl.
A2	6-11	Color marrón amarillento, claro en seco (10 YR 6/4) y oscuro en húmedo (10 YR 3/4). Débil o moderadamente estructurado, más masivo que el horizonte superior, con agregados subangulares medios y finos. Menor cantidad de raíces, sobre todo de tamaño medio. Reacción muy fuerte al HCl. Transición diferenciada y límite regular.
2B	11-18	Color marrón pálido en seco (10 YR 6/3) y marrón en húmedo (10 YR 4/3). Fuerte o moderadamente estructurado, con agregados subangulares de tamaño medio y fino. Presencia de raíces finas, aunque menos que en los horizontes superiores. Mayor pedregosidad junto con nódulos de calcita. Reacción muy fuerte al HCl.
Ck	>18	Color blanco en seco (10 YR 8/2) y marrón pálido en húmedo (10 YR 6/3). Estructura lítica. Formado básicamente por marga muy descompuesta y reprecipitaciones de calcita. Reacción muy fuerte al HCl.

La Tabla 2.4 muestra las características físico-químicas de la superficie del suelo de las localidades estudiadas. El porcentaje de carbono orgánico tuvo una media cercana al 6%, con valores extremos 4,7% y 8,1%, sin observarse diferencias destacables entre las distintas localidades, substratos y orientaciones. Respecto a la cantidad de carbonatos, la localidad Ponce presentó los valores extremos, inferiores al 9% en suelos dolomíticos y superiores al 57% en suelos margosos, mientras que en Sotorroni las medias fueron del 18% sobre dolomías, y entre el 36% y el 54% sobre margas.

Tabla 2.4. Características analíticas básicas de la superficie del suelo mineral (0-1cm) de las laderas estudiadas. Medias y desviaciones estándar, n=4.

	AG (%)	AF (%)	LG (%)	LF (%)	A (%)	C (%)	$CaCO_3$ (%)
PDN	0,4 (0,1)	30,0 (3,0)	16,8 (1,4)	36,5 (2,7)	16,3 (1,1)	4,7 (1,1)	2,7 (1,5)
PDS	2,8 (1,0)	31,1 (3,2)	14,9 (2,9)	31,5 (1,9)	19,7 (1,7)	5,6 (0,7)	8,5 (2,9)
SDN	3,0 (2,2)	29,6 (3,9)	11,8 (1,9)	34,6 (4,7)	20,9 (0,5)	8,1 (1,1)	18,2 (12,1)
SDS	1,1 (0,6)	37,6 (3,3)	13,5 (2,3)	30,2 (2,5)	17,7 (2,3)	5,5 (1,5)	18,7 (9,9)
PMN	7,6 (4,9)	13,3 (5,0)	17,4 (3,2)	46,4 (12,5)	15,3 (2,2)	6,9 (1,0)	57,6 (12,5)
PMS	6,0 (1,5)	18,6 (4,3)	11,9 (1,9)	45,7 (7,0)	17,4 (2,9)	6,5 (1,2)	63,0 (10,9)
SMN	7,0 (1,8)	27,9 (3,0)	14,9 (1,1)	31,6 (3,9)	18,6 (0,6)	5,6 (0,5)	36,2 (13,9)
SMS	7,6 (1,5)	37,5 (4,8)	13,6 (1,0)	26,6 (3,4)	14,8 (2,0)	4,9 (1,0)	54,3 (6,4)

AG: arena gruesa (2-0,5 mm de diámetro), AF: arena fina (0,5-0,05 mm de diámetro), LG: limo grueso (0,05-0,02 mm de diámetro), LF: limo fino (0,02-0,002 mm de diámetro), A: arcilla (<0,002 mm de diámetro), C: carbono orgánico, $CaCO_3$: carbonatos totales expresados como carbonato cálcico.
PDN: Ponce dolomías norte, PDS: Ponce dolomías sur, SDN: Sotorroni dolomías norte, SDS: Sotorroni dolomías sur, PMN: Ponce margas norte, PMS: Ponce margas sur, SMN: Sotorroni margas norte, SMS: Sotorroni margas sur.

El porcentaje de arena gruesa osciló entre menos del 3% sobre dolomías y el 6-8% sobre margas en ambas localidades (Tabla 2.4). Las menores fracciones de arena fina y arenas totales correspondieron a las margas de Ponce (16% y 20-25%, respectivamente), mientras que las margas de Sotorroni fueron las más arenosas, con porcentajes de arenas totales de alrededor del 40%. No hubo excesiva diferencia en limos gruesos, las medias oscilaron entre el 12% y el 17%. Las margas de Ponce presentaron mayores porcentajes de limos finos (algo más del 45%) que el resto de las laderas (entre el 27% y el 36%). Las laderas dolomíticas de Ponce y Sotorroni tenían algo más de arcilla que las margosas, pero las

diferencias fueron escasas, con valores situados entre el 15% (solana margosa de Sotorroni) y el 21% (umbría sobre dolomías de la misma localidad).

La clasificación textural queda reflejada en la Figura 2.4. Las fracciones limo (0,002-0,05 mm) y arcilla (<0,002 mm) difirieron poco entre las distintas localidades, substratos y orientaciones. Tan sólo la fracción arena (0,05-2 mm) mostró una cierta variabilidad entre las laderas estudiadas. En Ponce, los suelos sobre margas y la umbría sobre dolomías presentaron una clase textural franca-limosa. En los suelos sobre dolomías, pero de orientación sur, la clase fue franca. En el caso de la localidad Sotorroni, los suelos sobre ambos substratos y orientaciones tenían una superficie de clase textural franca. Por lo tanto, las texturas reflejaron más las localidades que los factores seleccionados en el estudio.

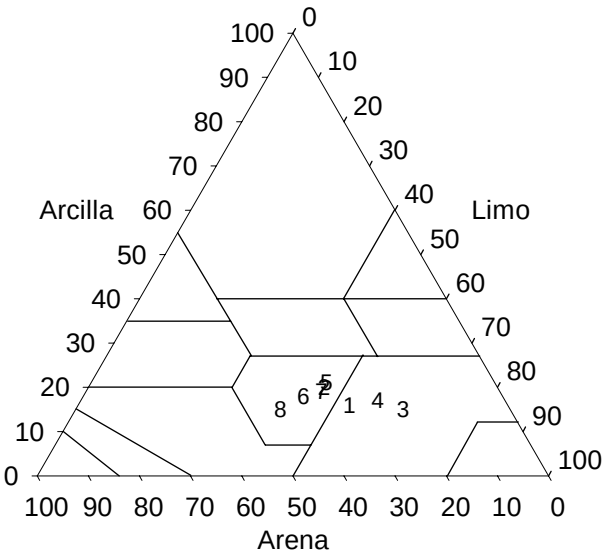


Figura 2.4. Diagrama de texturas según la clasificación USDA. Muestras correspondientes a la superficie del suelo mineral (0-1 cm).
1: Ponce dolomías norte, 2: Ponce dolomías sur, 3: Ponce margas norte, 4: Ponce margas sur, 5: Sotorroni dolomías norte, 6: Sotorroni dolomías sur, 7: Sotorroni margas norte, 8: Sotorroni margas sur.

El análisis de la varianza mostró escasas diferencias en las características físico-químicas estudiadas y debidas al substrato, orientación o localidad (Tabla 2.5). El substrato tan sólo modificó significativamente el porcentaje de arena gruesa (superior en margas que en dolomías). De todos modos, el interés de este efecto es relativo, ya que también apareció la interacción triple SxOxL (el porcentaje de arena gruesa varió en función de las distintas combinaciones de substrato, orientación y localidad). Por su parte, la variabilidad encontrada en la cantidad de carbonatos pudo explicarse por el efecto de la orientación (porcentajes mayores en solanas que en umbrías). No se observaron diferencias significativas debidas exclusivamente a la localidad. En el caso del porcentaje de arcillas fue significativa la interacción OxL (en Ponce valores mayores en solanas, en Sotorroni porcentajes superiores en umbrías), y en el de los limos gruesos fueron significativas las 3 interacciones dobles (SxO, SxL y OxL).

Tabla 2.5. Resultados del análisis de la varianza de las características físico-químicas de la superficie del suelo.

	AG (1)	AF	LG	LF	A	C	$CaCO_3$
S	F=68462,9 sig=0,002*	F=1,244 sig=0,465	F=0,021 sig=0,909	F=0,296 sig=0,683	F=21,414 sig=0,135	F=0,001 sig=0,976	F=7,214 sig=0,227
O	F=0,062 sig=0,845	F=7,533 sig=0,222	F=0,813 sig=0,533	F=14,347 sig=0,164	F=0,016 sig=0,919	F=0,465 sig=0,619	F=1046,49 sig=0,020*
L	(2)	F=1,785 sig=0,389	F=0,494 sig=0,559	F=1,503 sig=0,439	F=0,068 sig=0,836	F=0,002 sig=0,973	F=0,018 sig=0,919
SxO	F=0,052 sig=0,858	F=3,094 sig=0,329	F=262,461 sig=0,039*	F=0,478 sig=0,615	F=11,511 sig=0,182	F=0,026 sig=0,899	F=0,156 sig=0,760
SxL	F=0,000 sig=0,993	F=53,978 sig=0,086	F=209.110 sig=0.044*	F=35,338 sig=0,106	F=9,582 sig=0,199	F=3,889 sig=0,299	F=8,008 sig=0,216
OxL	F=0,426 sig=0,632	F=4,660 sig=0,276	F=359,524 sig=0,034*	F=0,636 sig=0,571	F=443,087 sig=0,030*	F=1,672 sig=0,419	F=0,002 sig=0,970
SxOxL	F=6,649 sig=0,016*	F=0,402 sig=0,532	F=0,016 sig=0,900	F=0,371 sig=0,548	F=0,044 sig=0,837	F=4,193 sig=0,052	F=2,432 sig=0,132

Factores fijos: substrato (S) y orientación (O). Factor aleatorio: localidad (L).
Variables: arena gruesa (AG), arena fina (AF), limo grueso (LG), limo fino (LF), arcilla (A), carbono orgánico (C) y carbonatos totales ($CaCO_3$).
Datos transformados angularmente, n=32.
(1): varianzas no homogéneas.
(2): no se pudieron calcular los grados de libertad del error.
*: diferencias significativas.

Los constituyentes mineralógicos del primer centímetro de suelo variaron substancialmente en función del substrato litológico (Tabla 2.6). Los suelos sobre dolomías fueron más ricos que los situados sobre margas en illita+clorita (entre el 10% y el 15% en suelos dolomíticos, y del 3% al 7% en suelos margosos), así como en cuarzo (57% sobre dolomías y 14% sobre margas en la localidad Ponce; 40% y 26%, respectivamente, en Sotorroni), en hematites (del 4% al 6% en dolomías y del 0% al 2% en margas) y en feldespato potásico (entre el 6% y el 11% en suelos dolomíticos y entre el 2% y el 4% en suelos margosos). Las margas de Sotorroni eran especialmente ricas en calcita (59% en la umbría y 71% en la solana), mientras que en el resto de las laderas la calcita osciló entre el 3% (solana dolomítica de Sotorroni) y el 26% (umbría dolomítica de Ponce). Por último, la dolomita tuvo un comportamiento distinto según el substrato en función de la localidad: en Ponce era muy escasa en el suelo superficial de las laderas dolomíticas y superior al 65% en el de las margosas; contrariamente, la dolomita era abundante en la superficie de los suelos de Sotorroni emplazados sobre rocas dolomíticas (entre el 27% y el 42%) y muy escasa sobre margas (entre el 0% y el 2%).

Tabla 2.6. Composición mineralógica de la superficie del suelo mineral (0-1cm) de las laderas estudiadas. Medias y desviaciones estándar, n=2 (laderas dolomíticas) y n=3 (laderas margosas).

	illita+clorita (%)	cuarzo (%)	calcita (%)	dolomita (%)	hematites (%)	feldespato potásico (%)
PDN	13 (4)	50 (23)	26 (32)	2 (1)	4 (2)	7 (0)
PDS	15 (1)	65 (4)	5 (3)	0 (0)	4 (0)	11 (3)
SDN	14 (4)	45 (6)	4 (0)	27 (12)	6 (2)	6 (1)
SDS	10 (4)	35 (11)	3 (1)	42 (17)	5 (1)	7 (1)
PMN	7 (3)	17 (12)	5 (0)	69 (16)	0 (0)	2 (2)
PMS	5 (0)	10 (2)	13 (2)	66 (4)	2 (1)	3 (1)
SMN	6 (0)	30 (3)	59 (5)	0 (1)	1 (1)	4 (2)
SMS	3 (1)	22 (0)	71 (2)	2 (1)	0 (1)	2 (0)

PDN: Ponce dolomías norte, PDS: Ponce dolomías sur, SDN: Sotorroni dolomías norte, SDS: Sotorroni dolomías sur, PMN: Ponce margas norte, PMS: Ponce margas sur, SMN: Sotorroni margas norte, SMS: Sotorroni margas sur.

4.2. Recubrimiento de la superficie de las parcelas

Las Figuras 2.5 y 2.6 muestran el recubrimiento superficial de las parcelas de control de la infiltración en octubre de 1994, julio de 1995 y diciembre de 1995. A los 3 meses del incendio, fundamentalmente sobre margas, la localidad Sotorroni presentó mayor cantidad de cenizas que Ponce. Contrariamente, los restos carbonizados ocuparon al menos el 40% de la superficie de las parcelas de Ponce, mientras que las medias de Sotorroni fueron 20% en dolomías y menores al 10% en margas. Estos resultados indican una mayor combustión del material vegetal en las parcelas de Sotorroni que en las de Ponce. Al año del incendio las cenizas habían desaparecido, mientras que los restos carbonizados fueron disminuyendo en general hasta prácticamente desaparecer en el otoño siguiente. Estas fracciones, de fácil movilización, pueden haber sido transportadas por el agua de escorrentía y por el viento, y parte de ellas pueden haberse integrado en el suelo mineral arrastradas por el agua de infiltración. La desaparición de cenizas y restos carbonizados hizo incrementar principalmente el porcentaje de suelo desnudo, a pesar de un cierto desarrollo de la vegetación y del pequeño aumento de la pedregosidad superficial.

Con respecto a las piedras superficiales, en otoño de 1994 fueron más abundantes en las parcelas sobre dolomías de Sotorroni, sin superar en ningún caso el 30% de recubrimiento. En el verano siguiente hubo un incremento en la mayor parte de las parcelas, hasta llegar al 50% en alguna ocasión. En otoño de 1995 las medias por substrato y orientación tendieron a homogeneizarse, y los valores individuales oscilaron entre el 38% y el 7% de piedras superficiales, en general mayores a los del primer muestreo tras el fuego.

Las piedras embebidas tuvieron un comportamiento más caótico, en algunas parcelas aumentó y en otras disminuyó con el tiempo. Los valores extremos fueron 6% y 39% de recubrimiento. En cuanto a la pedregosidad total, tendió a aumentar entre los 3 y los 17 meses después del fuego, pasando de una media del 26% en el primer muestreo (valores extremos 13% y 45%) a una media del 42% en el último (valores extremos 17% y 65%).

El recubrimiento vegetal fue relativamente bajo durante todo el periodo de estudio. A los 3 meses del fuego tan sólo 2 parcelas, instaladas sobre dolomías en Ponce, presentaron vegetación, concretamente

un 5,7% y 9,5% de recubrimiento. En esta localidad, el recubrimiento vegetal en el verano siguiente osciló entre el 0% y el 64%, correspondiendo ambos casos a parcelas sobre dolomías. En el muestreo posterior, 5 meses más tarde, los valores extremos fueron 0% y 69%, con una media cercana al 20%, muy parecida a la del verano anterior. En la localidad Sotorroni ninguna parcela presentó vegetación a los 3 meses del fuego. En los muestreos posteriores, los recubrimientos vegetales estuvieron entre el 0% y alrededor del 50%, con medias del 18% a los 12 meses y del 24% a los 17 meses. En esta localidad destacan las bajas coberturas de vegetación, siempre por debajo del 15%, de las parcelas en margas de orientación sur.

La superficie de suelo desnudo tendió a aumentar con el tiempo debido a la desaparición de las cenizas y los restos carbonizados, a pesar del incremento en la cubierta vegetal y la pedregosidad. En el primer muestreo osciló entre el 0% y algo más del 30% en ambas localidades, con medias del 13% en Ponce y del 8% en Sotorroni. En los siguientes muestreos hubo parcelas con más del 60% de suelo desnudo en ambas localidades, y las medias llegaron al 48% en Ponce y al 36% en Sotorroni.

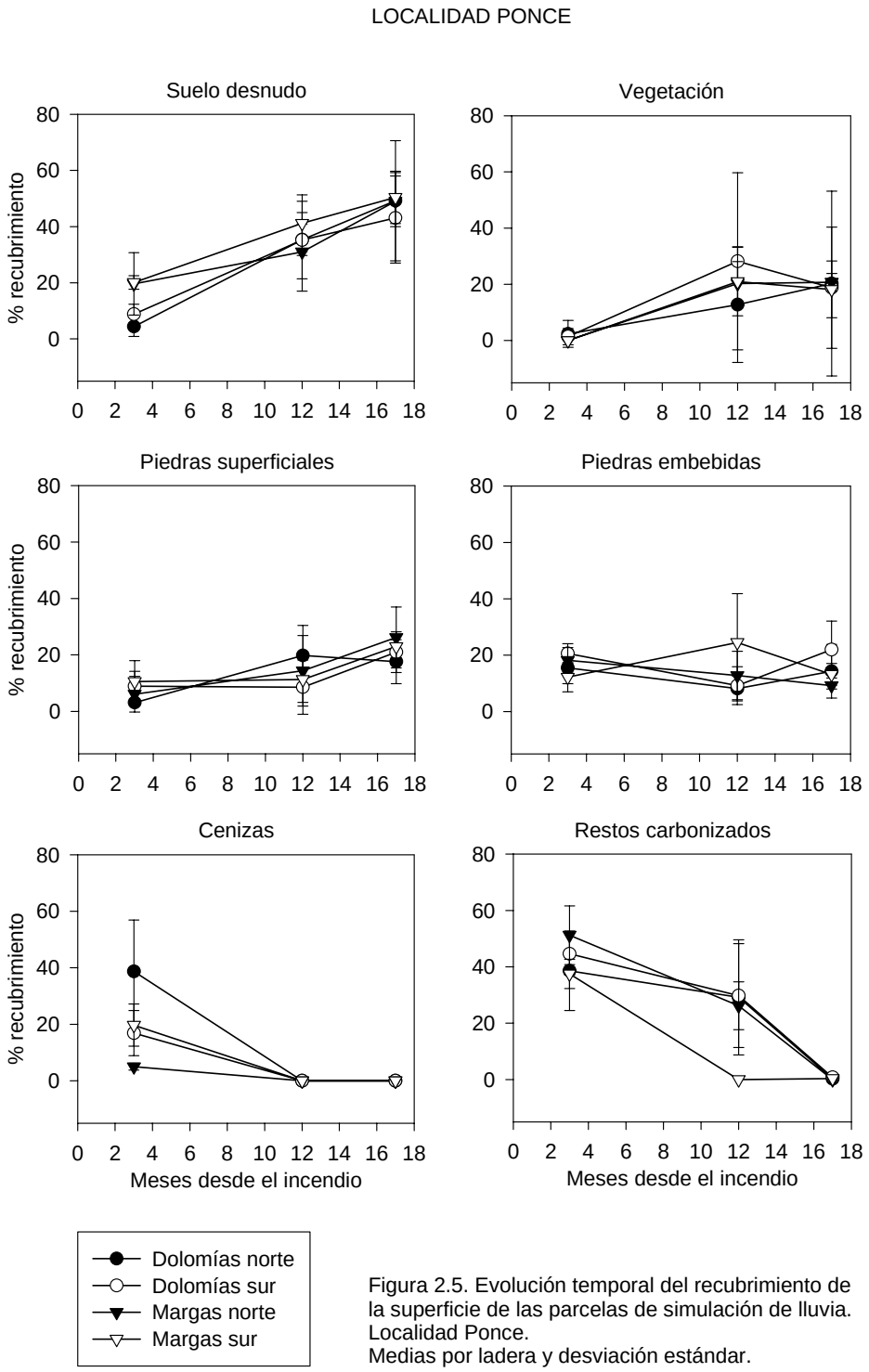


Figura 2.5. Evolución temporal del recubrimiento de la superficie de las parcelas de simulación de lluvia. Localidad Ponce.
Medias por ladera y desviación estándar.

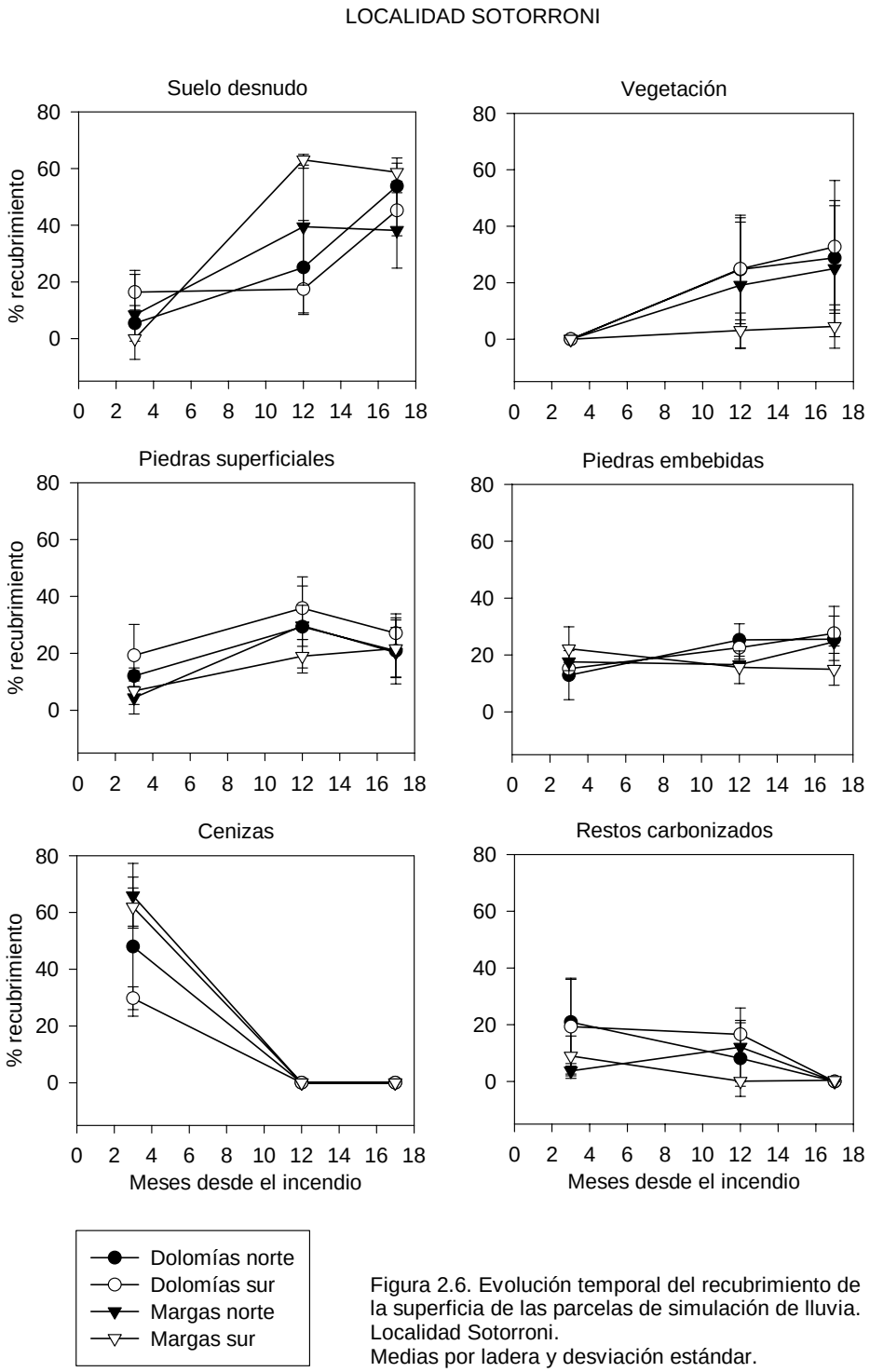


Figura 2.6. Evolución temporal del recubrimiento de la superficia de las parcelas de simulación de lluvia. Localidad Sotorroni.
Medias por ladera y desviación estándar.

4.3. Variables hidrológicas

Las Tablas 2.7 y 2.8, así como las Figuras 2.7 y 2.8, muestran los resultados de las variables relacionadas con la infiltración obtenidos en las dos localidades de estudio. En las tablas se presentan las medias y desviaciones estándar en función de cada substrato y orientación para cada unos de los tres muestreos. Los resultados del análisis estadístico aparecen en las Tablas 2.9 y 2.10.

Tal y como se detalla más adelante, los factores estudiados tuvieron mayores significaciones con las variables asociadas al final de las simulaciones de lluvia (*tf*, *ef* y *fc*) que con las relacionadas con el inicio de la escorrentía (*te* y *vi*). En ambas localidades, el tiempo desde el incendio fue significativo para distintas variables analizadas. Por otra parte, en Ponce se observó un efecto de la orientación, mientras que Sotorroni presentó notables diferencias debidas al substrato.

Las localidades estudiadas presentaron una respuesta rápida a la lluvia simulada. Los tiempos de encharcamiento fueron siempre menores a 300 segundos y, mayoritariamente, la escorrentía se inició con una precipitación menor de 7 mm, equivalente a un tiempo de inicio de la escorrentía por debajo de los 500 segundos. Solamente superaron este valor 3 parcelas en el primer otoño, 5 en el verano siguiente y ninguna durante el tercer muestreo, correspondiendo a simulaciones de lluvia con producciones de escorrentía muy bajas o nulas.

En la localidad Ponce, las variables *te* y *vi* tuvieron un comportamiento parecido. Considerando los 3 muestreos, a los 3, 12 y 15 meses del fuego, las umbrías presentaron una oscilación estacional con un máximo en verano, tanto sobre dolomías (*te* de 247 segundos y *vi* de 12 mm) como sobre margas (*te* de 288 segundos y *vi* de 22 mm). En las solanas, estas variables disminuyeron gradualmente durante los 15 meses posteriores al fuego. Sobre ambos substratos se pasó de alrededor de los 275 segundos en el caso de *te* y de los 4,7 mm en el caso de *vi*, a los 120 segundos y 2,5 mm, respectivamente. Por otra parte, hubo un descenso notable entre el primer y segundo otoños posteriores al fuego en ambas orientaciones sobre dolomías y en las solanas margosas. Contrariamente, *te* y *vi* aumentaron sobre margas de orientación norte. El ANOVA no mostró diferencias significativas, aunque las interacciones

SxT y OxT, para la variable *te*, estuvieron cerca, reflejo del diferente comportamiento temporal de las margas norte con respecto al resto de las combinaciones de substrato y orientación.

Tabla 2.7. Datos hidrológicos obtenidos en la localidad Ponce, después del incendio de 1994. Muestreos realizados antes de las primeras lluvias, al verano siguiente y tras un año de exposición del suelo a la intemperie. Medias y desviaciones estándar (entre paréntesis) para cada substrato y orientación.

S	O	T	*te* (s)	*vi* (mm)	*tf* (s)	*ef* (ml)	*fc* (mm h^{-1})	*cs* (g L^{-1})	*er* (g m^{-2} h^{-1})
Dolomías	Norte	Oct.94	200 (86)	3,0 (1,3)	74 (33)	23,3 (10,7)	39,4 (7,6)	1,57 (0,74)	13,9 (12,0)
		Jul.95	247 (94)	12,0 (9,0)	78 (39)	20,9 (21,3)	36,7 (11,6)	0,66 (0,63)	7,0 (11,8)
		Oct.95	101 (44)	2,2 (0,9)	85 (47)	46,8 (32,5)	14,2 (12,3)a	3,93 (4,07)	140,6 (185,3)
	Sur	Oct.94	273 (111)	4,6 (1,5)a	56 (39)	12,0 (13,7)	46,3 (7,1)	1,13 (0,48)	2,9 (2,0)
		Jul.95	203 (45)a	5,0 (0,4)a	77 (3)a	17,5 (8,0)a	32,3 (7,3)a	1,63 (1,08)a	12,4 (12,9)a
		Oct.95	110 (15)a	2,4 (0,3)a	98 (28)a	44,7 (14,6)a	24,3 (3,7)a	3,01 (1,71)a	61,3 (28,6)a
Margas	Norte	Oct.94	110 (23)	1,9 (1,0)	58 (13)	17,6 (5,9)	39,1 (4,7)	0,76 (0,21)	7,2 (3,7)
		Jul.95	288 (95)a	22,2 (18,4)a	30 (27)a	14,0 (18,5)a	47,5 (12,4)a	0,23 (0,39)a	2,8 (4,9)a
		Oct.95	255 (50)b	3,6 (0,8)b	75 (7)b	26,0 (15,6)b	37,1 (7,7)b	1,61 (1,45)b	21,2 (25,2)b
	Sur	Oct.94	278 (128)	4,8 (1,7)	61 (12)	19,8 (7,8)	37,1 (5,4)	1,38 (0,17)	9,9 (3,1)
		Jul.95	187 (21)a	3,5 (0,3)a	80 (12)a	34,7 (11,1)a	26,6 (4,9)a	1,29 (0,80)a	24,6 (11,6)a
		Oct.95	130 (15)a	2,7 (0,3)a	86 (14)a	70,3 (4,6)a	16,7 (4,0)a	2,31 (1,06)a	63,4 (23,1)a

S: substrato litológico, O: orientación, T: fecha del muestreo.
te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, *cs*: concentración media de sedimentos, *er*: tasa de erosión.
n=4, excepto a (n=3) y b (n=2)

Tabla 2.8. Datos hidrológicos obtenidos en la localidad Sotorroni, después del incendio de 1994. Muestreos realizados antes de las primeras lluvias, al verano siguiente y tras un año de exposición del suelo a la intemperie. Medias y desviaciones estándar (entre paréntesis) para cada substrato y orientación

S	O	T	*te* (s)	*vi* (mm)	*tf* (s)	*ef* (ml)	*fc* (mm h^{-1})	*cs* (g L^{-1})	*er* (g m^{-2} h^{-1})
Dolomías	Norte	Oct.94	188 (11)b	1,6 (1,1)a	44 (33)	14,7 (18,2)a	40,6 (8,6)	1,29 (1,11)	5,3 (6,7)
		Jul.95	262 (56)	4,8 (1,3)a	68 (2)a	10,8 (7,9)	43,0 (4,1)	0,75 (1,18)	3,8 (5,9)
		Oct.95	114 (9)	2,2 (0,2)	84 (13)	51,8 (18,7)	27,5 (6,7)	0,86 (0,30)	19,0 (8,3)
	Sur	Oct.94	151 (33)a	2,2 (0,4)a	39 (26)	14,0 (12,1)	39,6 (8,8)	0,74 (0,77)	4,2 (4,6)
		Jul.95	174 (3)	3,9 (0,7)	61 (4)	10,1 (4,8)	39,9 (2,5)	0,88 (0,34)	6,1 (3,4)
		Oct.95	133 (8)	3,6 (0,6)	68 (15)	25,8 (15,0)	38,2 (7,6)	0,51 (0,47)	8,1 (10,2)
Margas	Norte	Oct.94	89 (40)	1,6 (0,3)	99 (18)	42,5 (6,2)	22,6 (4,5)	2,74 (0,82)	46,5 (19,4)
		Jul.95	212 (26)	4,2 (0,7)	89 (26)	31,3 (16,2)	26,8 (7,2)	1,26 (0,37)	20,0 (10,4)
		Oct.95	131 (25)	3,1 (0,7)a	159 (32)	71,8 (14,2)	21,0 (5,8)	1,36 (0,91)	40,8 (32,6)
	Sur	Oct.94	146 (22)	3,4 (1,6)a	68 (37)	25,4 (22,7)	27,7 (6,6)	2,41 (1,13)	26,4 (25,9)
		Jul.95	146 (44)	3,2 (1,0)	106 (16)	49,0 (9,1)	16,8 (5,5)	3,02 (0,84)	75,6 (38,8)
		Oct.95	144 (26)	2,9 (0,8)	168 (33)	71,0 (6,1)	18,1 (3,4)	1,69 (0,53)	49,8 (15,9)

S: substrato litológico, O: orientación, T: fecha del muestreo.
te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, *cs*: concentración media de sedimentos, *er*: tasa de erosión.
n=4, excepto a (n=3) y b (n=2)

Tabla 2.9. Resultados del análisis de la varianza de las variables obtenidas a partir de las simulaciones de lluvia, en función de los factores substrato (S), orientación (O), tiempo transcurrido desde el incendio (T) y parcela (P). Localidad Ponce.

	te	*vi* (1)	*tf*	*ef*	*fc*	*cs* (1)	*er* (1)
S	F=1,691 sig=0,218	F=2,867 sig=0,115	F=0,427 sig=0,527	F=0,014 sig=0,908	F=3,368 sig=0,090	F=1,839 sig=0,197	F=0,737 sig=0,406
O	F=0,805 sig=0,387	F=3,208 sig=0,097	F=0,000 sig=0,987	F=1,362 sig=0,264	F=0,079 sig=0,783	F=0,366 sig=0,555	F=0,722 sig=0,411
T	F=3,036 sig=0,127	F=0,174 sig=0,692	F=2,121 sig=0,196	F=6,638 sig=0,040*	F=12,038 sig=0,019*	F=3,949 sig=0,093	F=7,184 sig=0,030*
S x O	F=0,024 sig=0,879	F=0,485 sig=0,499	F=0,199 sig=0,665	F=6,140 sig=0,027*	F=20,095 sig=0,001**	F=2,144 sig=0,165	F=4,790 sig=0,047*
S x T	F=6,052 sig=0,057	F=3,489 sig=0,135	F=0,126 sig=0,737	F=0,053 sig=0,827	F=8,963 sig=0,040*	F=0,252 sig=0,637	F=1,047 sig=0,353
O x T	F=5,059 sig=0,074	F=4,056 sig=0,114	F=0,382 sig=0,563	F=2,409 sig=0,181	F=0,201 sig=0,677	F=0,028 sig=0,873	F=1,109 sig=0,341
T x P	F=0,096 sig=0,959	F=1,086 sig=0,451	F=0,936 sig=0,489	F=0,824 sig=0,534	F=0,996 sig=0,480	F=0,056 sig=0,981	F=0,159 sig=0,919
P (S x O)	F=1,062 sig=0,501	F=0,423 sig=0,870	F=1,975 sig=0,235	F=0,671 sig=0,717	F=0,661 sig=0,722	F=0,414 sig=0,882	F=0,234 sig=0,971
S x O x T	F=1,207 sig=0,322	F=4,866 sig=0,092	F=0,153 sig=0,712	F=1,685 sig=0,251	F=5,983 sig=0,071	F=0,006 sig=0,943	F=0,049 sig=0,833

te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, *cs*: concentración media de sedimentos, *er*: tasa de erosión.
(1): datos transformados logarítmicamente
*: Diferencia significativa al 5%
**: Diferencia significativa al 1%

Tabla 2.10. Resultados del análisis de la varianza de las variables obtenidas a partir de las simulaciones de lluvia, en función de los factores substrato (S), orientación (O), tiempo transcurrido desde el incendio (T) y parcela (P). Localidad Sotorroni.

	te	*vi* (2)	*tf*	*ef*	*fc*	*cs*	*er* (1)
S	F=4,469 sig=0,054	F=1,131 sig=0,308	F=35,958 sig<0,001**	F=11,744 sig=0,007**	F=20,513 sig=0,001**	F=18,782 sig=0,002**	F=22,216 sig=0,001**
O	F=2,236 sig=0,161	F=10,753 sig=0,006**	F=1,009 sig=0,341	F=3,716 sig=0,085	F=0,925 sig=0,361	F=0,662 sig=0,437	F=1,967 sig=0,194
T	F=3,451 sig=0,123	F=29,111 sig=0,086	F=70,658 sig=0,004**	F=28,610 sig=0,012*	F=15,813 sig=0,028*	F=6,387 sig=0,086	F=4,232 sig=0,132
S x O	F=6,047 sig=0,031*	F=0,172 sig=0,685	F=0,001 sig=0,977	F=0,413 sig=0,536	F=0,366 sig=0,560	F=0,694 sig=0,426	F=0,431 sig=0,528
S x T	F=12,647 sig=0,012*	F=0,180 sig=0,689	F=5,849 sig=0,039*	F=4,528 sig=0,066	F=0,182 sig=0,680	F=1,690 sig=0,226	F=0,963 sig=0,352
O x T	F=0,083 sig=0,783	F=0,527 sig=0,500	F=0,567 sig=0,471	F=0,000 sig=0,993	F=0,241 sig=0,635	F=0,592 sig=0,461	F=0,107 sig=0,751
T x P	F=0,541 sig=0,672	F=0,139 sig=0,933	F=0,526 sig=0,675	F=1,696 sig=0,244	F=0,696 sig=0,578	F=0,969 sig=0,449	F=1,161 sig=0,377
P (S x O)	F=0,979 sig=0,531	F=0,351 sig=0,918	F=1,317 sig=0,344	F=2,930 sig=0,072	F=2,602 sig=0,085	F=0,996 sig=0,502	F=1,433 sig=0,300
S x O x T	F=7,849 sig=0,031*	F=2,181 sig=0,200	F=1,865 sig=0,205	F=3,900 sig=0,084	F=6,455 sig=0,032*	F=0,168 sig=0,692	F=4,474 sig=0,064

te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable, *cs*: concentración media de sedimentos, *er*: tasa de erosión.
(1): datos transformados logarítmicamente
(2): varianzas no homogéneas
*: Diferencia significativa al 5%
**: Diferencia significativa al 1%

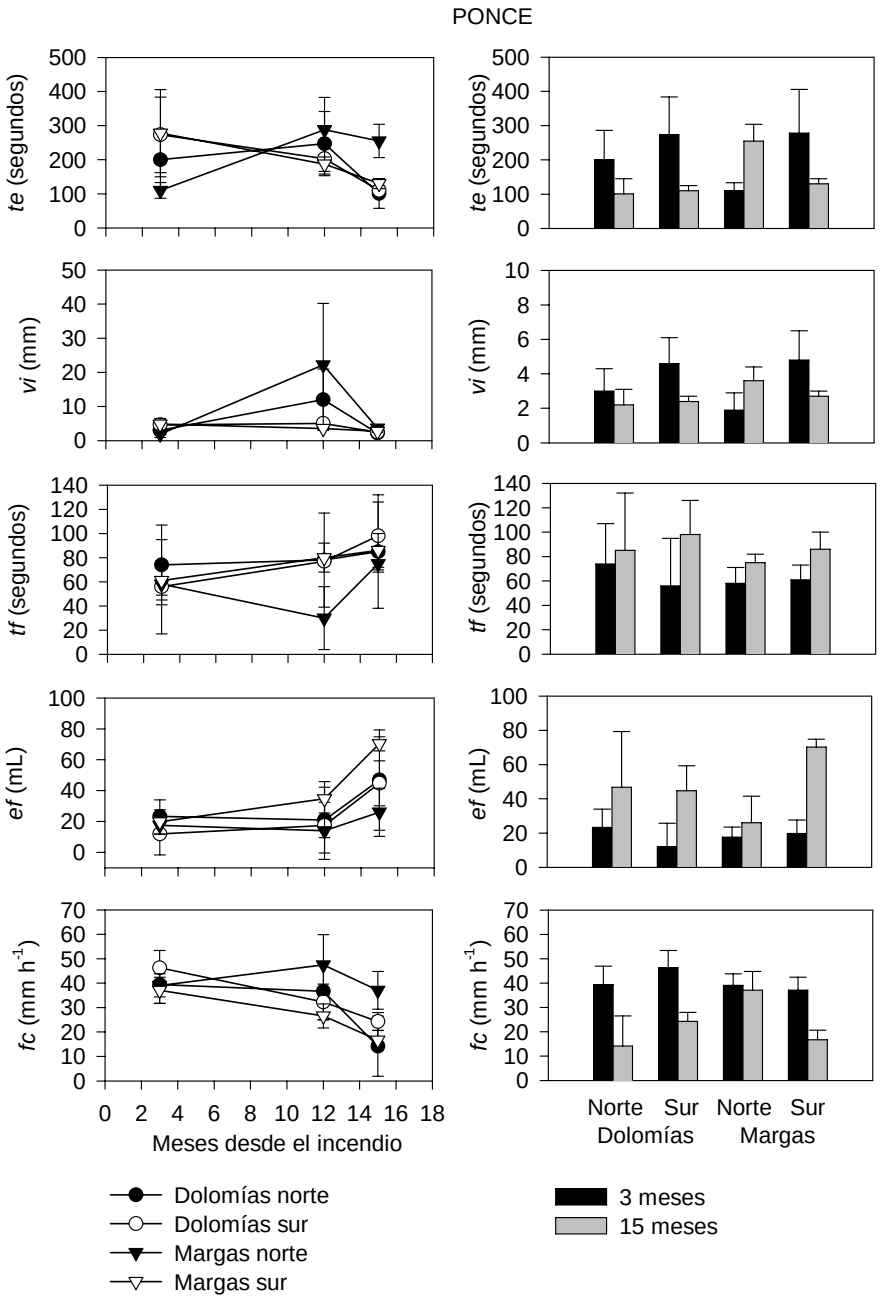


Figura 2.7. Evolución temporal (izquierda) y comparación entre los muestreos de otoño (derecha) de las variables obtenidas a partir de las simulaciones de lluvia en la localidad Ponce. Medias y desviaciones estándar.
te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable.

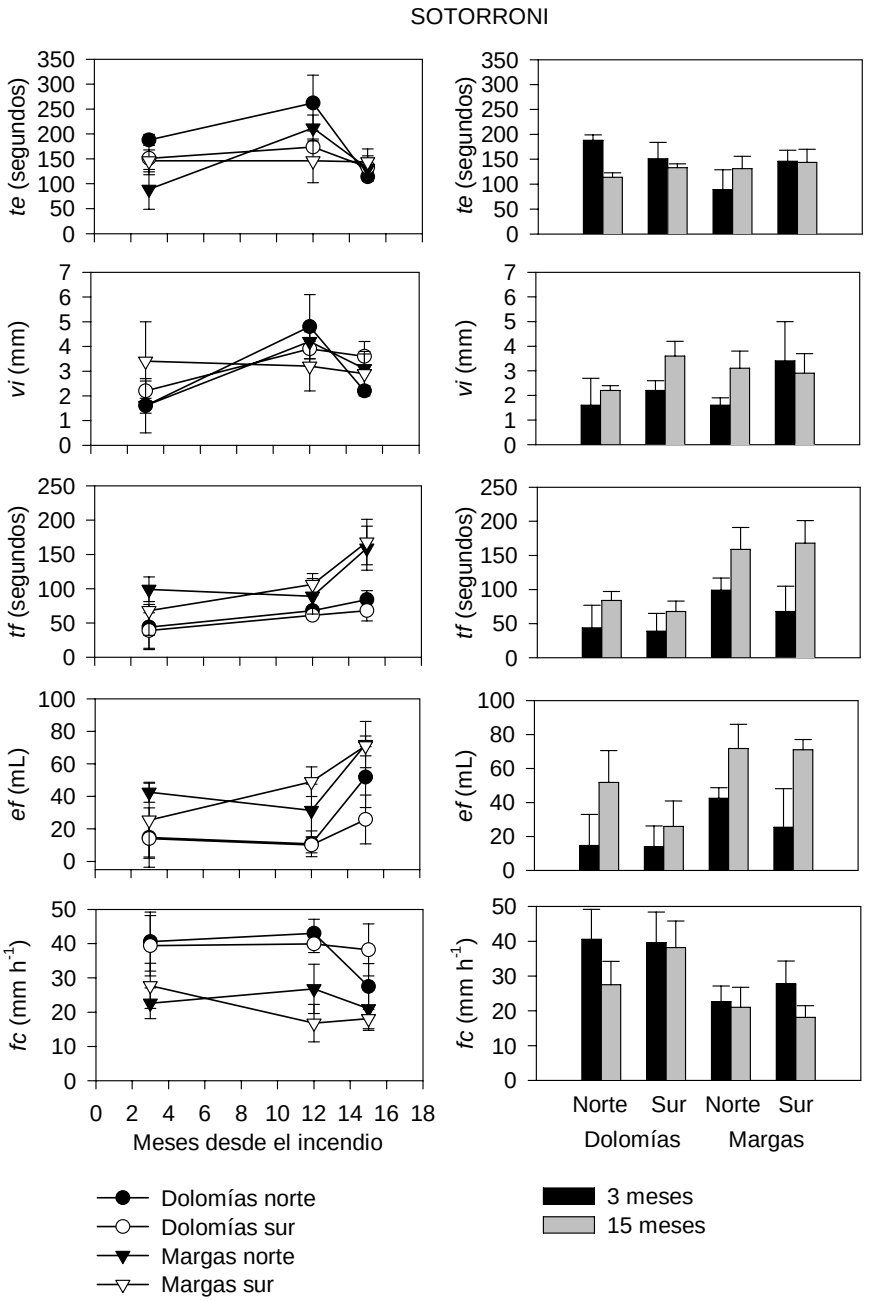


Figura 2.8. Evolución temporal (izquierda) y comparación entre los muestreos de otoño (derecha) de las variables obtenidas a partir de las simulaciones de lluvia en la localidad Sotorroni. Medias y desviaciones estándar.
te: tiempo de encharcamiento, *vi*: volumen de agua aplicada hasta el comienzo de la escorrentía, *tf*: tiempo transcurrido entre la finalización de la lluvia y el cese de la escorrentía, *ef*: escorrentía recogida después de concluir la simulación de lluvia, *fc*: infiltración final estable.

Las umbrías de la localidad Sotorroni también presentaron un máximo estival en las variables *te* y *vi*, alcanzando medias superiores a los 200 segundos y los 4 mm a los 12 meses del incendio. Las solanas no tuvieron un comportamiento tan homogéneo. Ciñéndonos a los muestreos de otoño, *te* tuvo una dinámica temporal diferente para cada combinación de substrato y orientación, disminuyendo en las dolomías norte, aumentando en las margas norte, y variando poco en dolomías y margas sur. Esto dio lugar a significaciones de las interacciones SxT, SxO y SxOxT. Esta variable fue algo mayor en dolomías que en margas (140 segundos y 128 segundos, respectivamente), diferencia muy cercana a la significación. Por lo que respecta a *vi*, con varianzas no homogéneas, el ANOVA solamente mostró diferencias significativas con la orientación, presentando las umbrías valores inferiores a las solanas (medias 2,1 mm y 3,1 mm, respectivamente).

Las oscilaciones estacionales descritas anteriormente fueron mucho menos evidentes para *tf* y *ef*, variables relacionadas con el retraso de la escorrentía una vez finalizada la lluvia. En Ponce, *tf* tuvo un comportamiento irregular, y a pesar del incremento general de las medias entre los muestreos del primer y del segundo otoño posteriores al fuego, no se encontraron efectos significativos de ningún factor ni interacción. En esta localidad, *ef* disminuyó ligeramente en las umbrías y aumentó levemente en las solanas entre los 3 y los 12 meses posteriores al incendio, mientras que hubo un incremento general de los 12 a los 15 meses. El análisis de los muestreos otoñales mostró un incremento significativo de *ef*, que pasó de medias entre 12 mL y 23 mL en el primer muestreo, a medias entre 26 mL y 70 mL en el último. También fue significativa la interacción SxO, ya que sobre dolomías *ef* fue superior en orientación norte, mientras que sobre margas lo fue en orientación sur.

En Sotorroni, *tf* y *ef* mostraron un efecto claro del substrato y del tiempo transcurrido tras el fuego. Las dolomías presentaron un cese de la escorrentía más rápido que las margas, y en ambos substratos tendió a aumentar con el tiempo desde el incendio (42 y 83 segundos a los 3 meses, 65 y 97 segundos a los 12 meses, y 75 y 163 segundos a los 15 meses, respectivamente). Algo parecido ocurrió con *ef*, que fue menor en dolomías que en margas, e inferior a los 3 meses que a los 15 meses del fuego (14 y 39 mL sobre dolomías, y 34 y 71 mL sobre margas, respectivamente). Las diferencias en función del substrato y del tiempo desde el incendio fueron significativas para ambas variables. Por otra parte, la interacción SxT fue significativa para la variable *tf*, y estuvo cerca de la significación para *ef*, indicando que las diferencias

entre dolomías y margas, ya evidentes en el primer muestreo, fueron aún más notables en el segundo otoño, a causa del mayor incremento sufrido en las parcelas sobre margas.

La variable *fc* tendió a disminuir durante los 15 meses posteriores al fuego en la mayor parte de las parcelas. En Ponce, las solanas presentaron un descenso continuo, pasando de 42 mm h^{-1} (3 meses) a 29 mm h^{-1} (12 meses), y finalmente a 21 mm h^{-1} (15 meses). Sobre dolomías norte hubo un descenso pronunciado en el segundo otoño (39 mm h^{-1}, 37 mm h^{-1} y 14 mm h^{-1}, muestreos a los 3, 12 y 15 meses), mientras que las margas norte manifestaron una oscilación estacional con máximo en el verano (39 mm h^{-1}, 48 mm h^{-1} y 37 mm h^{-1}, respectivamente). A los 3 meses del incendio, en el momento de quitar los plásticos protectores de la superficie de las parcelas, todos los valores medios de *fc*, para cada substrato y orientación, fueron cercanos o superaron los 40 mm h^{-1}. Un año más tarde, en noviembre de 1995, hubo un descenso de más del 50% en dolomías norte y margas sur (14 mm h^{-1} y 17 mm h^{-1}, respectivamente, en este muestreo), de alrededor del 50% en dolomías sur (24 mm h^{-1}), mientras que no varió en margas norte (37 mm h^{-1}). El ANOVA mostró un descenso significativo de *fc* entre el primer y el segundo otoño tras el fuego. En el caso de las dolomías, la orientación norte presentó menor *fc* y un descenso entre muestreos más acusado. Lo contrario ocurrió en margas, donde la orientación norte mantuvo siempre una *fc* alta y la orientación sur sufrió una disminución temporal muy elevada. Este fenómeno podría explicar la significación de las interacciones SxT y SxO, y el hecho que la interacción triple (SxOxT) estuviese cerca de la significación.

En Sotorroni hubo una clara diferenciación en función del substrato, estadísticamente significativa. Las parcelas sobre dolomías tuvieron una *fc* superior a la de las margas durante todo el período de estudio (medias de dolomías y de margas 40 mm h^{-1} y 25 mm h^{-1} a los 3 meses, 41 mm h^{-1} y 22 mm h^{-1} a los 12 meses, 33 mm h^{-1} y 20 mm h^{-1} a los 15 meses, respectivamente). Al igual como ocurrió en Ponce, las dolomías de orientación norte y las margas de orientación sur sufrieron una reducción notable de *fc*, en este caso de cerca del 35%, entre los otoños de 1994 y 1995. Pasaron de 41 mm h^{-1} a 27 mm h^{-1} (dolomías norte) y de 28 mm h^{-1} a 18 mm h^{-1} (margas sur). Esto hizo que el factor tiempo mostrara diferencias significativas, a pesar de que la reducción fue nula en dolomías sur (mantuvieron una *fc* cercana a los 40 mm h^{-1}) y en margas norte (siempre tuvieron una *fc* baja, poco superior a los 20 mm h^{-1}). La dinámica temporal fue parecida entre las dolomías norte y las margas sur por un lado, y entre las

dolomías sur y las margas norte por el otro, lo que ayuda a explicar la significación de la interacción triple SxOxT.

4.4. Arrastre de sedimentos

En la localidad Ponce, tanto la concentración de sedimentos (*cs*) como la tasa de erosión estimada (*er*) varió poco entre los muestreos realizados a los 3 meses y a los 12 meses del incendio, aunque disminuyó ligeramente en las umbrías (Figura 2.9, arriba). En el segundo otoño, a los 15 meses del fuego, hubo un incremento general de las 2 variables, considerable en el caso de las dolomías norte. La variable *cs* pasó de medias por substrato y orientación entre 0,8 g L^{-1} y 1,6 g L^{-1} (muestreo a los 3 meses) a medias entre 1,6 g L^{-1} y 3,9 g L^{-1} (muestreo a los 15 meses). Aún mayor fue el aumento de *er*, que osciló entre 3 g m^{-2} h^{-1} y 14 g m^{-2} h^{-1} a los 3 meses, y entre 21 g m^{-2} h^{-1} y 141 g m^{-2} h^{-1} a los 15 meses (Tabla 2.7). El ANOVA no mostró ninguna significación con *cs*, aunque el factor tiempo se acercó a la misma. El análisis de *er* resultó significativo para el factor tiempo, y levemente significativo para la interacción SxO, indicando que sobre dolomías, la orientación norte registró mayor producción de sedimentos que la sur, lo contrario que pasó sobre margas (Tabla 2.9).

En la localidad Sotorroni (Figura 2.9, abajo) las dolomías presentaron una *cs* inferior que las margas en todos los muestreos (1,01 g L^{-1} y 2,58 g L^{-1} a los 3 meses, 0,81 g L^{-1} y 2,14 g L^{-1} a los 12 meses, 0,68 g L^{-1} y 1,52 g L^{-1} a los 15 meses, dolomías y margas, respectivamente) (Tabla 2.8). El ANOVA mostró que la diferencia entre substratos fue significativa (Tabla 2.10). Por otra parte, entre los 3 meses y los 12 meses tendió a disminuir en umbría y a aumentar en solana, lo contrario que ocurrió entre los 12 meses y los 15 meses. Comparando los muestreos de otoño, *cs* tendió a decrecer con el tiempo, pero aunque estuvo cerca, este factor no fue significativo.

Tal como ocurrió con *cs*, en Sotorroni la variable *er* fue siempre inferior en dolomías que en margas, mostrando el ANOVA una diferencia significativa con el factor substrato. Sobre dolomías se registraron valores alrededor de los 5 g m^{-2} h^{-1} a los 3 meses del fuego, que variaron poco a los 12 meses y se incrementaron (19 g m^{-2} h^{-1} en umbría y 8 g m^{-2} h^{-1} en solana) a los 15 meses. Sobre margas las 2 orientaciones presentaron una dinámica temporal diferente. A los 3 meses tuvieron una *er* de 47 g m^{-2} h^{-1}

(umbría) y 26 g m^{-2} h^{-1} (solana). A los 12 meses, hubo un descenso en umbría y un incremento en solana, obteniéndose valores de 20 g m^{-2} h^{-1} y 76 g m^{-2} h^{-1}, respectivamente. Finalmente, a los 15 meses se registraron valores de alrededor de los 45 g m^{-2} h^{-1} en ambas orientaciones sobre margas. La interacción triple SxOxT estuvo cerca de la significación, ya que tanto la ladera dolomítica en umbría como la margosa en solana tuvieron un incremento notable entre muestreos otoñales, mientras que éste fue mucho más reducido en dolomías sur y ligeramente negativo en margas norte.

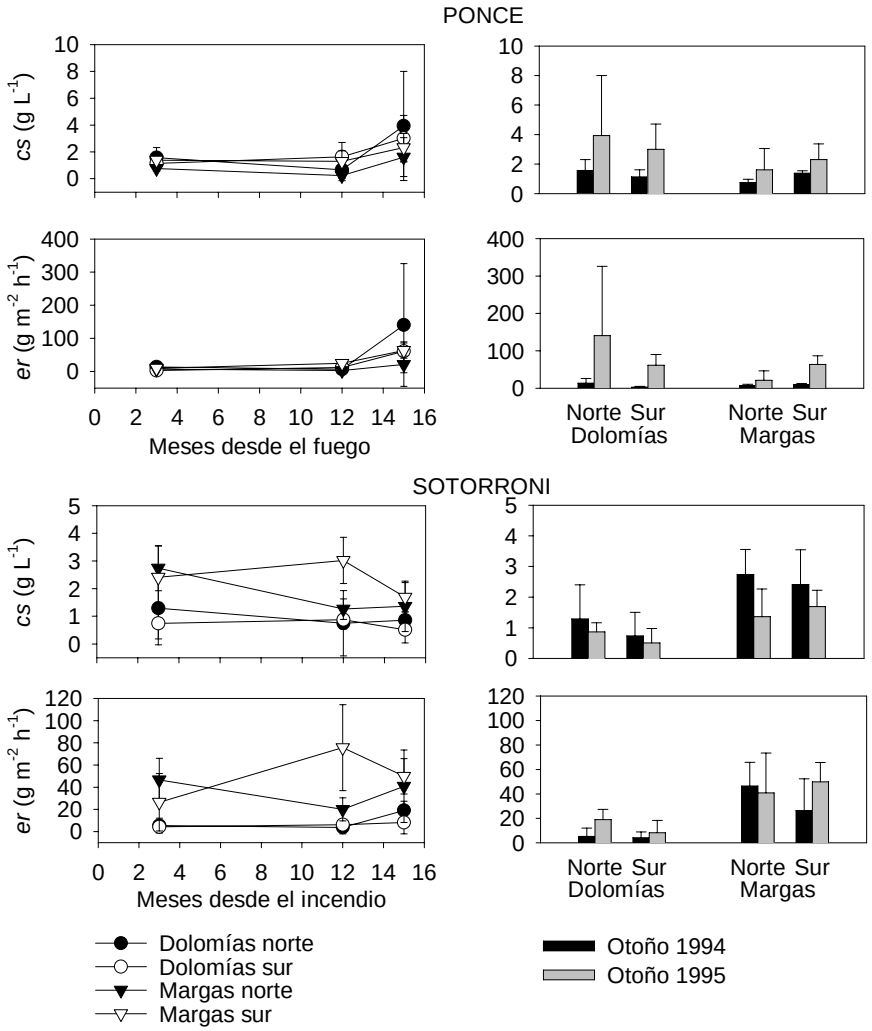


Figura 2.9. Concentración media de sedimentos en el agua de escorrentía (*cs*) y sedimentos arrastrados (*er*) durante las simulaciones de lluvia. En los gráficos de la izquierda aparecen los 3 muestreos realizados, mientras que en los de la derecha se detallan los muestreos de otoño. Medias y desviaciones estándar.

4.5. Relación entre la infiltración y las características físico-químicas

Tabla 2.11. Coeficientes de correlación de Spearman entre las características físico-químicas del suelo superficial (0-1 cm) y la infiltración final estable (*fc*) obtenida en los 3 muestreos efectuados.

	fc (oct. 1994)	*fc* (jul. 1995)	*fc* (oct. 1995)	Diferencia	Cociente
% arena gruesa	-0,524 (p=0,183)	-0,323 (p=0,435)	-0,357 (p=0,385)	0,238 (p=0,570)	0,119 (p=0,779)
% arena fina	0,238 (p=0,570)	-0,228 (p=0,588)	0,190 (p=0,651)	0,119 (p=0,779)	0,095 (p=0,823)
% limo grueso	-0,214 (p=0,610)	0,144 (p=0,734)	0,119 (p=0,779)	-0,143 (p=0,736)	0,190 (p=0,651)
% limo fino	0,000 (p=1,000)	0,467 (p=0,243)	0,000 (p=1,000)	0,238 (p=0,570)	-0,143 (p=0,736)
% arcilla	0,524 (p=0,183)	0,216 (p=0,608)	-0,262 (p=0,531)	0,167 (p=0,693)	-0,024 (p=0,955)
% arena	-0,167 (p=0,693)	-0,503 (p=0,204)	-0,048 (p=0,911)	-0,381 (p=0,352)	0,238 (p=0,570)
% limo	-0,143 (p=0,736)	0,359 (p=0,382)	-0,071 (p=0,867)	0,167 (p=0,693)	-0,119 (p=0,779)
% limo + arcilla	0,167 (p=0,693)	0,503 (p=0,204)	-0,048 (p=0,911)	0,381 (p=0,352)	-0,238 (p=0,570)
% materia orgánica	0,238 (p=0,570)	0,443 (p=0,272)	0,190 (p=0,651)	0,000 (p=1,000)	0,143 (p=0,736)
% carbonatos	-0,500 (p=0,207)	-0,228 (p=0,588)	-0,333 (p=0,420)	-0,238 (p=0,570)	0,071 (p=0,867)

Diferencia: *fc* (octubre 94) – *fc* (octubre 1995)
Cociente: *fc* (octubre 1995) / *fc* (octubre 1994)
n=8

La Tabla 2.11 muestra los resultados del análisis de correlación (Rho de Spearman) entre *fc* (medias por substrato, orientación y muestreo, así como su variación entre los muestreos otoñales), frente a la textura y los porcentajes de materia orgánica y carbonatos de la superficie del suelo. Algunos coeficientes de correlación se acercaron o superaron ligeramente el valor de 0,5, pero todas las variables consideradas estuvieron muy lejos de la significación. Los mayores coeficientes de correlación aparecieron en el muestreo 1, relacionando positivamente *fc* con el porcentaje de arcillas y negativamente con el de arena gruesa y carbonatos. En el muestreo 2 los mayores coeficientes correspondieron a la suma de limo y

arcilla, así como a la materia orgánica, ambos positivos. En el tercer muestreo ningún coeficiente de correlación llegó a 0,4 y aún bajaron más las significaciones. Tampoco hubo relaciones significativas entre estas variables y los cambios de *fc* entre el primer y el segundo otoño posteriores al fuego.

4.6. Relación entre el recubrimiento de las parcelas y la infiltración y producción de sedimentos

En el análisis de las relaciones entre el recubrimiento de las parcelas y su infiltración se separaron las 3 series de simulaciones de lluvia. Entre los distintos periodos hubo grandes diferencias cuantitativas y cualitativas en la cobertura de la superficie de las parcelas, como es el caso de la vegetación, prácticamente inexistente durante el primer muestreo pero muy manifiesta más tarde, o las cenizas, con una dinámica justamente al contrario (ver el apartado 4.2 de este mismo capítulo). Esto nos hizo suponer que serían distintas las variables asociadas a *fc* y la producción de sedimentos en uno y otro momento. Los resultados se muestran en las Tablas 2.12, 2.13 y 2.14.

Tabla 2.12. Coeficientes de correlación de Spearman entre el recubrimiento de la superficie de las parcelas y los valores de infiltración y producción de sedimentos obtenidos. Muestreo de octubre de 1994, a los 3 meses del incendio.

	fc	*cs*	*er*
Suelo desnudo	0,274 (p=0,129)	-0,560 (p=0,001)**	-0,289 (p=0,108)
Cenizas	-0,327 (p=0,067)	0,601 (p<0,001)**	0,288 (p=0,110)
Carbones	0,419 (p=0,017)*	-0,432 (p=0,014)*	-0,317 (p=0,078)
Pedregosidad superficial	0,162 (p=0,375)	-0,294 (p=0,102)	0,276 (p=0,126)
Pedregosidad embebida	-0,362 (p=0,042)*	0,204 (p=0,262)	0,406 (p=0,021)*
Vegetación	ins	ins	ins

fc: infiltración final estable, *cs*: concentración de sedimentos, *er*: sedimentos arrastrados.
*: Significativa al 5%
**: Significativa al 1%
ins: recubrimiento insignificante
n=32

Durante las primeras medidas después del incendio la relación más significativa con *fc* correspondió al recubrimiento de restos carbonizados (Tabla 2.12). La pedregosidad embebida presentó una relación

inversa, aunque poco acusada. La fracción ocupada por cenizas tuvo una relación negativa cercana a la significación. Ni la superficie de suelo desnudo ni el porcentaje de piedras superficiales parecieron asociadas a la infiltración en este periodo. La variable *cs* estuvo relacionada significativamente con los porcentajes de suelo desnudo, de cenizas y de restos carbonizados. La tasa de producción de sedimentos (*er*) presentó relaciones significativas tan sólo con la pedregosidad embebida. En este periodo la vegetación estuvo presente en muy pocas parcelas, presentando porcentajes de recubrimiento muy bajos.

Tabla 2.13. Coeficientes de correlación de Spearman entre el recubrimiento de la superficie de las parcelas y los valores de infiltración y producción de sedimentos obtenidos. Muestreo de julio de 1995, a los 12 meses del incendio.

	fc	*cs*	*er*
Suelo desnudo	-0,718 (p=<0,001)**	0,536 (p=0,003)**	0,613 (p=<0,001)**
Cenizas	in	in	in
Carbones	0,481 (p=0,008)**	-0,405 (p=0,029)*	-0,498 (p=0,006)**
Pedregosidad superficial	0,198 (p=0.,302)	-0,181 (p=0,348)	-0,149 (p=0,441)
Pedregosidad embebida	0,180 (p=0,349)	-0,115 (p=0,551)	-0,085 (p=0,662)
Vegetación	0,567 (p=0,001)**	-0,471 (p=0,010)**	-0,519 (p=0,004)**

fc: infiltración final estable, *cs*: concentración de sedimentos, *er*: sedimentos arrastrados.
*: Significativa al 5%
**: Significativa al 1%
in: recubrimiento insignificante
n=29

En el verano siguiente al incendio, el porcentaje de suelo desnudo presentó una relación inversa con *fc* y directa con *cs* y *er*, muy significativa en todos los casos (Tabla 2.13). Por el contrario, tanto el recubrimiento de la superficie de las parcelas por restos carbonizados como por vegetación, estuvo directamente relacionada con *fc* e inversamente con *cs* y *er*. La pedregosidad, sea superficial o embebida, no mostró influencia en estas variables. En este momento no se observó presencia de cenizas en la superficie de las parcelas.

Tabla 2.14. Coeficientes de correlación de Spearman entre el recubrimiento de la superficie de las parcelas y los valores de infiltración y producción de sedimentos obtenidos. Muestreo de octubre de 1995, a los 15 meses del incendio.

	fc	*cs*	*er*
Suelo desnudo	-0,472 (p=0,013)*	0,677 (<0,001)**	0,653 (p<0,001)**
Cenizas	in	in	in
Carbones	0,354 (p=0,070)	-0,393 (p=0,043)*	-0,354 (p=0,070)
Pedregosidad superficial	0,054 (p=0,788)	-0,056 (p=0,783)	-0,071 (p=0,723)
Pedregosidad embebida	-0,047 (p=0,816)	-0,310 (p=0,115)	-0,121 (p=0,548)
Vegetación	0,488 (p=0,010)**	-0,527 (p=0,005)**	-0,586 (p=0,001)**

fc: infiltración final estable, *cs*: concentración de sedimentos, *er*: sedimentos arrastrados.
*: Significativa al 5%
**: Significativa al 1%
in: recubrimiento insignificante
n=27

En octubre de 1995, 15 meses después del incendio, la fracción de suelo desnudo siguió presentando una relación inversa con *fc* y directa con las variables asociadas al arrastre de sedimentos (*cs* y *er*) (Tabla 2.14). El recubrimiento vegetal estuvo directamente relacionado con la capacidad de infiltración (*fc*) e inversamente con *cd* y *er*, muy significativamente en todos los casos. La desaparición de buena parte de los restos carbonizados hizo que solamente presentasen relación, escasamente significativa e inversa, con la concentración de sedimentos (*cs*). La pedregosidad no pareció influir en estas variables, mientras que no se constató la presencia de cenizas, tal y como ocurrió en el muestreo anterior.

El efecto del recubrimiento y las características básicas de la superficie del suelo en la infiltración y el arrastre de sedimentos se estudió con más detalle a partir de los resultados de las simulaciones de lluvia realizadas en verano de 1995, 1 año después del incendio. Se escogió este periodo por 2 razones. La primera es que ya había pasado un plazo suficiente de tiempo como para quedase de manifiesto la posible degradación de la superficie debida a las lluvias. Por otra parte, en ese momento la humedad del suelo varió poco entre las distintas parcelas (en todas ellas estaba seco), minimizándose su influencia. Se trabajó con 2 variables predictoras, una correspondiente al recubrimiento de la superficie y la otra relativa a las características físico-químicas. Tras un análisis exploratorio, se llegó a la conclusión que las que

mejor explicaban la capacidad de infiltración y la producción de sedimentos eran el porcentaje de suelo desnudo y el porcentaje de arena de la superficie.

Considerando únicamente la superficie ocupada por suelo desnudo, se llega a explicar el 50%, el 36% y el 46% de la variabilidad observada en *fc*, en *cs* y en *er*, respectivamente (Figura 2.10). Incorporando el porcentaje de arena al modelo lineal, mediante regresiones múltiples, estos valores aumentan moderadamente hasta alcanzar el 55% (*fc*), el 50% (*cs*) y el 59% (*er*) (Tabla 2.15). Tanto las constantes como los coeficientes aplicados a las variables predictoras resultaron significativos.

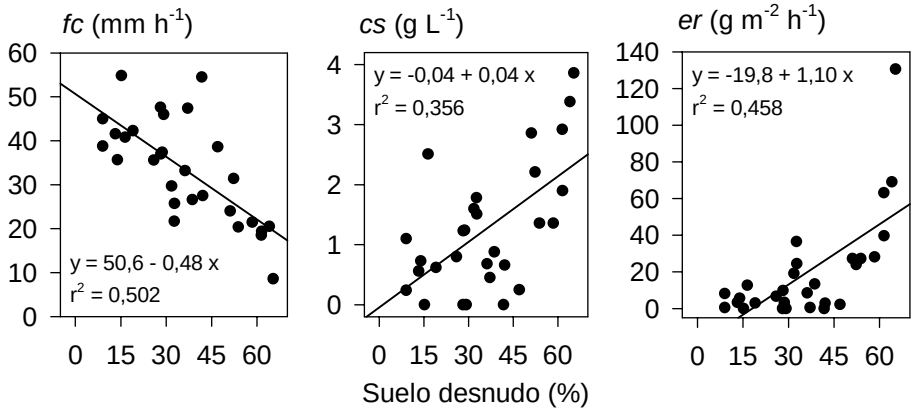


Figura 2.10. Regresiones entre el porcentaje de suelo desnudo en la superficie de las parcelas y las variables dependientes *fc* (izquierda), *cs* (centro) y *er* (derecha). Medidas tomadas en las localidades Ponce y Sotorroni a los 12 meses del incendio.
n=29

Tabla 2.15. Coeficientes, significaciones (entre paréntesis) y correlaciones de la regresión lineal múltiple Y = a + b *S* + c *A*, donde a, b y c son coeficientes, *S* el porcentaje de suelo desnudo y *A* el porcentaje de la fracción arena.

Variable dependiente	Constante ± error estándar	Coeficiente para el porcentaje de suelo desnudo ± error estándar	Coeficiente para el porcentaje de arena ± error estándar	R^2
fc	64,8 ± 7,1 (<0,001)	-0,42 ± 0,09 (<0,001)	-0,49 ± 0,22 (0,033)	0,548
cs	-1,77 ± 0,71 (0,019)	0,03 ± 0,01 (0,003)	0,06 ± 0,02 (0,010)	0,502
er	-63,5 ± 17,1 (0,001)	0,92 ± 0,21 (<0,001)	1,50 ± 0,52 (0,007)	0,591

n = 29

4.7. Compactación superficial

La Figura 2.11 refleja la dinámica temporal de la resistencia a la penetración de la superficie del suelo después del incendio forestal. Fue mayor en Ponce que en Sotorroni, fenómeno que queda más evidente si se compara cada tipo de suelo y orientación por separado. En la localidad Ponce se apreció una disminución general durante los 5 meses posteriores al fuego, para recuperarse parcialmente en el décimo mes. A los 11 meses del incendio, y con unas condiciones de humedad del suelo comparables a las del primer muestreo, las laderas sobre margas presentaron un notable incremento de la resistencia a la penetración, hasta casi doblar las medias obtenidas en la primera serie de mediciones, disminuyendo al segundo año. Sobre dolomías, las medias a los 11 meses continuaron siendo inferiores a las obtenidas poco después del incendio, pero siguieron incrementándose durante el segundo año. En la localidad Sotorroni la dinámica en los primeros meses fue más errática, pero a partir del quinto mes la tendencia en todas las laderas fue un incremento continuo de la resistencia a la penetración. Este aumento fue suave en todos los casos excepto en la solana margosa, que a los 11 meses casi dobló la media del primer muestreo y al año siguiente fue de más del triple.

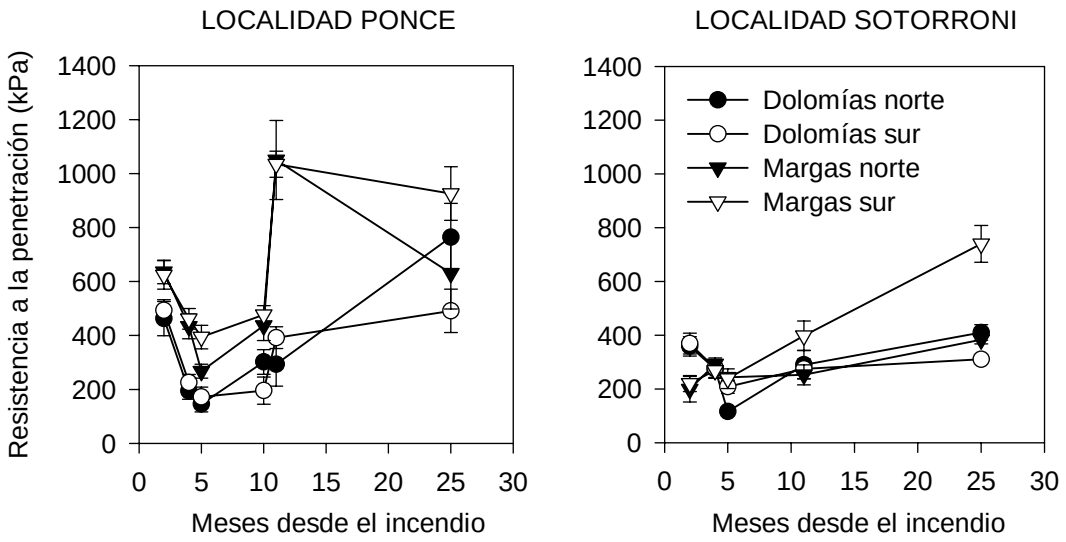


Figura 2.11. Evolución temporal de la resistencia a la penetración de la superficie del suelo después del incendio. Localidades Ponce (izquierda) y Sotorroni (derecha).
Medias y desviaciones estándar por ladera, n=5.

La humedad del suelo tiene una gran influencia en la resistencia a la penetración (Bradford, 1986; Vaz et al., 2001). La Figura 2.12 muestra la relación observada en el presente experimento. En los muestreos realizados en suelo húmedo el porcentaje de agua del primer centímetro de suelo fue muy heterogéneo, oscilando entre el 7% y el 45%. Contrariamente, la resistencia a la penetración varió relativamente poco y en ninguna medición se llegó a los 590 kPa. En los muestreos sobre suelo seco, con porcentajes de agua inferiores al 6,5%, la resistencia a la penetración presentó una mayor amplitud, especialmente en las parcelas de substrato margoso. En esta situación, los valores extremos sobre dolomías fueron 106 kPa y 1177 kPa, mientras que sobre margas se obtuvieron valores desde los 58 kPa hasta los 1613 kPa.

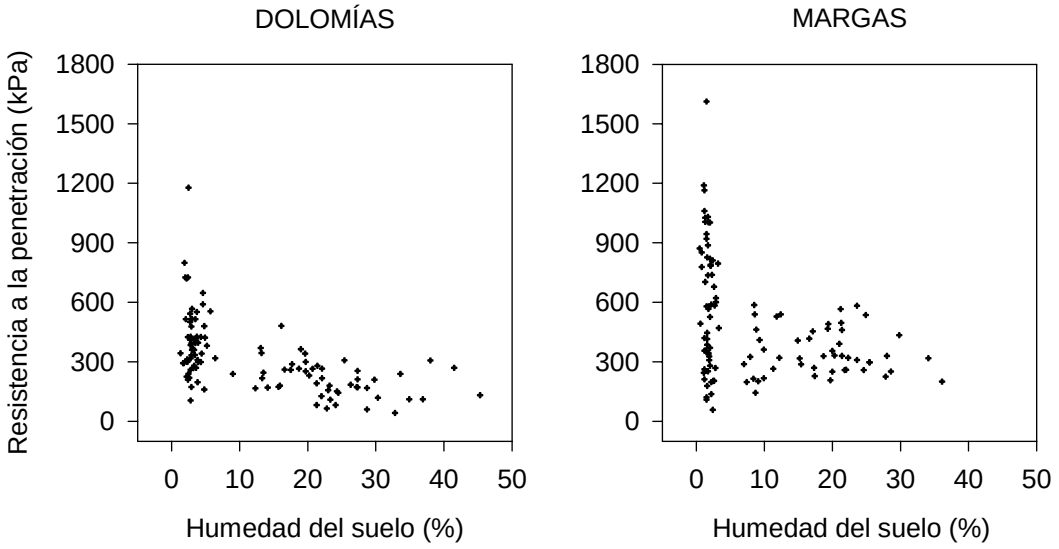


Figura 2.12. Relación entre la humedad gravimétrica del suelo y la resistencia a la penetración. El gráfico de la izquierda corresponde a suelos desarrollados sobre dolomías, mientras que el de la derecha pertenece a suelos sobre margas.

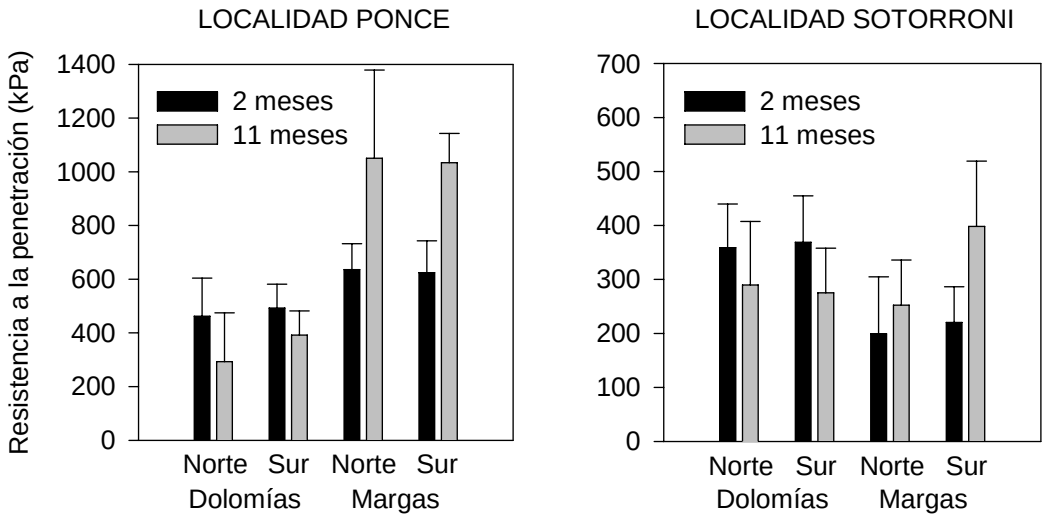


Figura 2.13. Compactación superficial, sobre suelo seco, a los 2 meses y a los 11 meses del incendio. Medias y desviaciones estándar.

Los muestreos realizados a los 2 meses y a los 11 meses del incendio representaron la situación previa y posterior a la exposición del suelo desnudo a la acción de las lluvias. En ambos casos la superficie del suelo estaba seca. En el primero de ellos el porcentaje de humedad osciló entre 1,5% y 4,7%, mientras que en el segundo lo hizo entre 1,3% y 4,0%. Comparando estos 2 muestreos, se observó una dinámica temporal claramente diferenciada en función del substrato. Independientemente de la localidad y de la orientación, la resistencia a la penetración tendió a disminuir en suelos dolomíticos. Por el contrario, sobre margas, los valores de esta variable se incrementaron durante el primer año posterior al fuego (Figura 2.13).

En la Figura 2.14 puede observarse la relación entre el porcentaje de limos y la resistencia a la penetración a los 2 meses (período pre-lluvias) y a los 11 meses (período post-lluvias) del incendio. En ambos casos hubo una relación positiva y significativa, con unos coeficientes de correlación de alrededor de 0,7. Por otra parte, la pendiente de la recta fue mayor en el muestreo llevado a cabo a los 11 meses del incendio. Esto nos indica que la resistencia a la penetración aumentó junto con el porcentaje de limos. A su vez, los suelos más limosos presentaron mayores incrementos después de la acción de las lluvias.

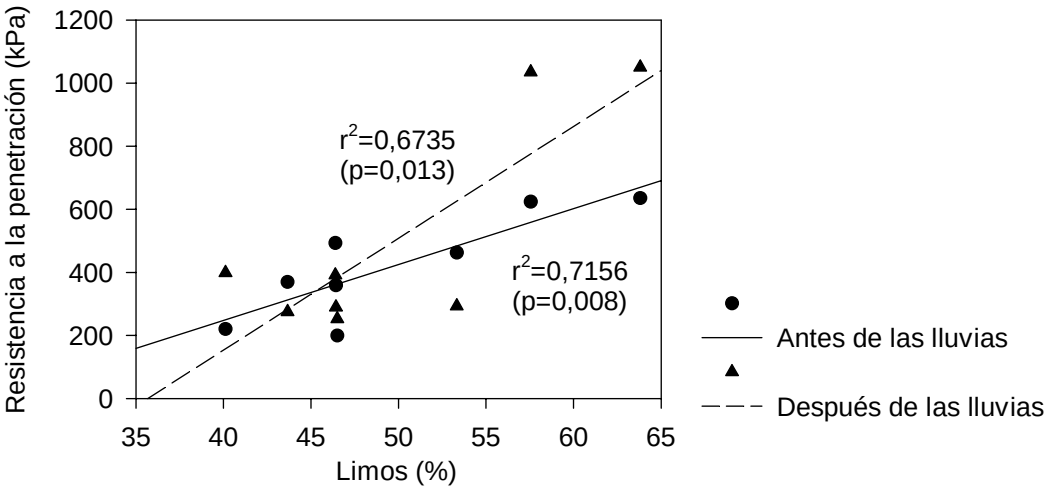


Figura 2.14. Relación entre el porcentaje de limos y la resistencia a la penetración. Muestreos llevados a cabo a los 2 meses y a los 11 meses del incendio, previa y posteriormente a la acción de las lluvias sobre el suelo quemado.

El análisis de correlaciones por rangos de Spearman no mostró ninguna relación significativa entre la resistencia a la penetración y la infiltración final estable (*fc*). En la Tabla 2.16 pueden observarse los coeficientes de correlación entre los valores de penetrometría (medias por ladera) obtenidos en los distintos muestreos, y *fc* (medias por ladera) de las 3 series de simulaciones de lluvia. También se analizaron las relaciones entre la resistencia a la penetración y la variación en *fc* entre el primer otoño después del fuego (muestreo 1) y el siguiente otoño (muestreo 3), quedando todos los casos muy lejos de la significación.

Tabla 2.16. Coeficientes de correlación de Spearman entre la compactación superficial medida como resistencia a la penetración y la infiltración final estable (*fc*).

		fc				
		Oct. 94	Jul. 95	Oct. 95	Diferencia	Cociente
Penetrometría	Sep. 94	0,405 (p=0,320)	0,431 (p=0,286)	0,190 (p=0,651)	0,429 (p=0,289)	-0,262 (p=0,531)
	Nov. 94	-0,310 (p=0,456)	0,072 (p=0,866)	-0,071 (p=0,867)	-0,333 (p=0,420)	0,238 (p=0,570)
	Dic. 94	-0,571 (p=0,139)	-0,311 (p=0,453)	-0,381 (p=0,352)	-0,190 (p=0,651)	0,000 (p=1,000)
	Mayo 95	0,000 (p=1,000)	0,000 (p=1,000)	-0,167 (p=0,693)	0,333 (p=0,420)	-0,310 (p=0,456)
	Agosto 96	-0,190 (p=0,651)	-0,072 (p=0,866)	-0,452 (p=0,260)	0,548 (p=0,160)	-0,571 (p=0,139)

Diferencia: *fc* (oct. 94) - *fc* (oct. 95)
Cociente: *fc* (oct. 95) / *fc* (oct. 94)

4.8. Características estructurales

La distribución de los agregados por clases diamétricas queda reflejada en la Figura 2.15. Se presentan los datos de todas las laderas estudiadas excepto la solana sobre margas de Ponce. Las clases dominantes fueron las mayores, las menores, o ambas a la vez, mientras que normalmente hubo menor presencia de agregados entre 4,76 mm y 2 mm. En la localidad Ponce dominaron los agregados mayores de 4,76 mm, sobre todo en la solana dolomítica, no tanto en la umbría y algo menos en las margas de exposición norte. En el resto de las fracciones no hubo una tendencia clara, aunque los agregados menos

abundantes se distribuyeron entre las clases 4,76-4 mm, 4-3 mm y no tan claramente la clase 1-0,5 mm. En Sotorroni los agregados mayores que 4,76 mm tuvieron una presencia clara, pero no tan exclusiva como en Ponce. Esta fracción fue mayor en los suelos sobre dolomías que sobre margas. Por lo que respecta a los agregados de diámetro menor, la tendencia fue el incremento del peso de la fracción al disminuir el diámetro de los agregados. Esta progresión quedó muy bien trazada sobre las dolomías de Sotorroni y la clase <0,5 mm fue la segunda en importancia. En margas también hubo esta tendencia, pero hasta el punto que la clase <0,5 mm, sola o junto a la 1-0,5 mm, pasaron a ser las dominantes.

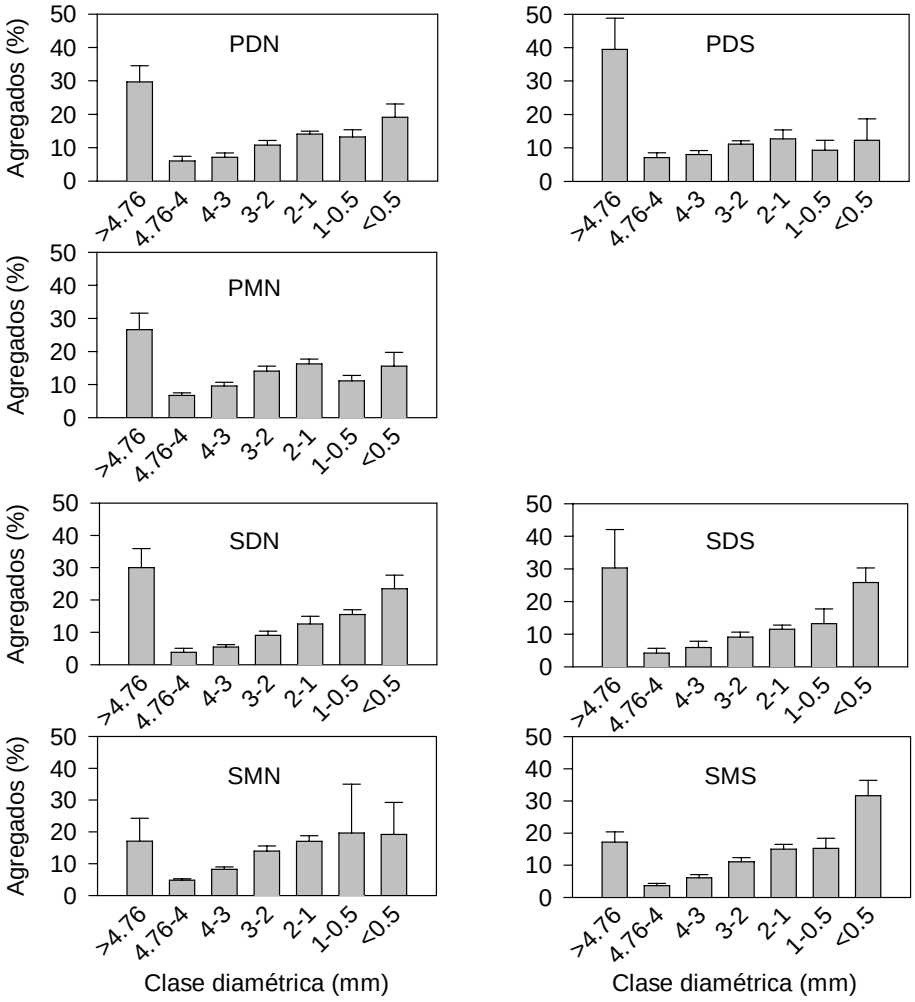


Figura 2.15. Proporción de agregados en función de la clase diamétrica.
Se han separado las localidades Ponce (P) y Sotorroni (S), los substratos dolomías (D) y margas (M), y las orientaciones norte (N) y sur (S).
Medias y desviaciones estándar, n=5.

El diámetro medio ponderado en seco (DMWD) sintetiza algunas diferencias encontradas en la distribución de tamaños de agregados (Figura 2.16). Los valores son mayores en Ponce, localidad en la que la exposición sur presentó un DMWD significativamente mayor a la exposición norte, aunque hay que tener en cuenta que en el análisis no se incorporaron datos de la solana margosa. En Sotorroni no hubo diferencias en función de la orientación, mientras que los suelos sobre dolomías tuvieron un diámetro medio de agregado muy significativamente superior al de los suelos margosos. La interacción Suelo X Orientación no fue significativa (Tabla 2.17).

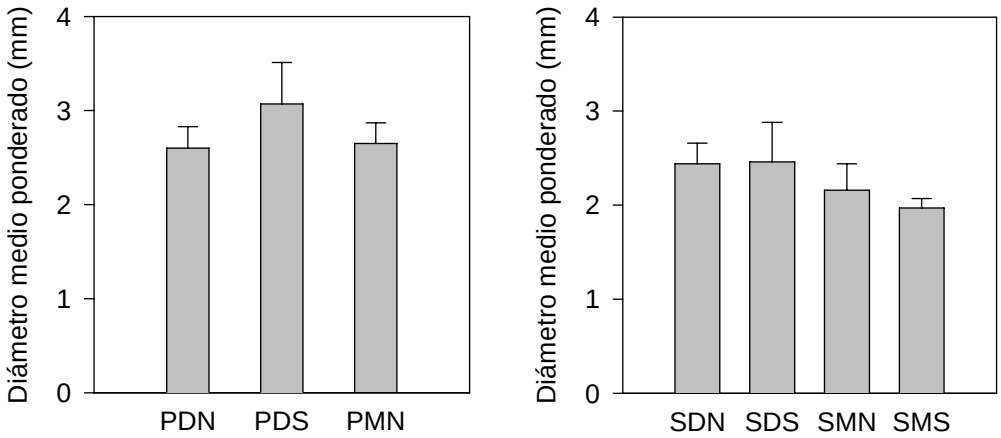


Figura 2.16. Diámetro medio ponderado de los agregados en Ponce (P) y Sotorroni (S), sobre dolomías (D) y margas (M), y en orientación norte (N) y sur (S).
Medias por ladera y desviación estándar, n=5.

Los porcentajes medios de agregados estables fueron siempre superiores al 80%. En Ponce no hubo diferencias entre tipos de suelo ni entre orientaciones (Figura 2.17). Algo muy distinto ocurrió al analizar la localidad Sotorroni, donde fue muy significativamente superior en dolomías que en margas y mayor en umbrías que en solanas, en este caso justo al límite de la significación estadística. El análisis de la varianza se realizó tras una transformación angular de las frecuencias observadas, y se muestra en la Tabla 2.17.

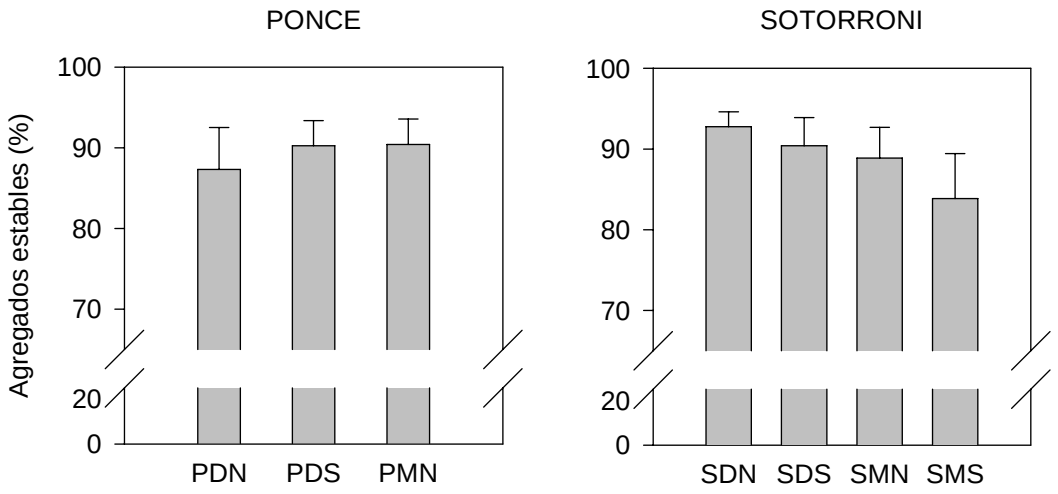


Figura 2.17. Porcentaje de agregados estables en suelos de las localidades Ponce (P) y Sotorroni (S), sobre dolomías (D) y margas (M), en orientación norte (N) y sur (S). Se expresan las medias y la desviación estándar, n=5.

Tabla 2.17. Resultados del análisis de la varianza del DMWD y del porcentaje de agregados estables, en función del substrato (S) y la orientación (O).

	DMWD		Agregados estables (1)	
	Ponce	Sotorroni	Ponce	Sotorroni
S	F = 0,067 sig = 0,799	F = 9,331 sig = 0,008**	F = 1,617 sig = 0,228	F = 9,494 sig = 0,007**
O	F = 5,526 sig = 0,035*	F = 0,450 sig = 0,512	F = 1,418 sig = 0,257	F = 4,482 sig = 0,050*
S x O	nd	F = 0,739 sig = 0,403	nd	F = 0,363 sig = 0,555

(1): datos con transformación angular
*: Diferencia significativa al 5%
**: Diferencia significativa al 1%
nd: no determinado

Los valores de estabilidad estructural estimados mostraron relaciones significativas con *fc*, aunque no en todos los muestreos (Tabla 2.18). A los 3 meses del incendio la correlación no fue significativa, aunque el coeficiente fue superior a 0,6. En el muestreo 2, al año del fuego, la correlación pasó a ser significativa ($p<0,05$) y con un coeficiente más elevado. Al otoño siguiente, 15 meses después del incendio, *fc* también

estuvo relacionada significativamente con el porcentaje de agregados estables. El resto de relaciones entre variables estructurales y de infiltración estudiadas estuvieron lejos de la significación.

Tabla 2.18. Coeficientes de correlación de Spearman entre las características estructurales y la *fc* estimada en las 3 series de simulación de lluvia e índices de su dinámica temporal.

	fc (oct. 94)	*fc* (jul. 95)	*fc* (oct. 95)	Diferencia	Cociente
Diámetro medio ponderado	0,643 (p=0,119)	0,500 (p=0,253)	0,536 (p=0,215)	0,429 (p=0,337)	-0,214 (p=0,645)
Agregados estables	0,643 (p=0,119)	0,857 (p=0,014)*	0,821 (p=0,023)*	-0,143 (p=0,760)	0,464 (p=0,294)

Diferencia: *fc* (oct. 94) - *fc* (oct. 95)
Cociente: *fc* (oct. 95) / *fc* (oct. 94)
*: significativo al 5%
**: significativo al 1%

4.9. Repelencia al agua

Los muestreos en el campo manifestaron una repelencia al agua prácticamente nula en la superficie del suelo mineral (Figura 2.18). A los 3 meses del incendio hubo muy pocos casos en que la gota tardó más de 6 segundos en ser absorbida por el suelo, límite de la categoría hidratable. La solana sobre margas de Ponce presentó la mayor cantidad de puntos con hidrofobia ligera (un 8% del total), mientras que tan sólo en las dolomías en umbría de esta misma localidad se observaron casos de hidrofobia moderada (un 4% de las mediciones), mientras que nunca apareció hidrofobia extrema. A los 10 meses del incendio solamente hubo en total un 0,5% de casos de hidrofobia ligera, comportándose el resto como hidratables.

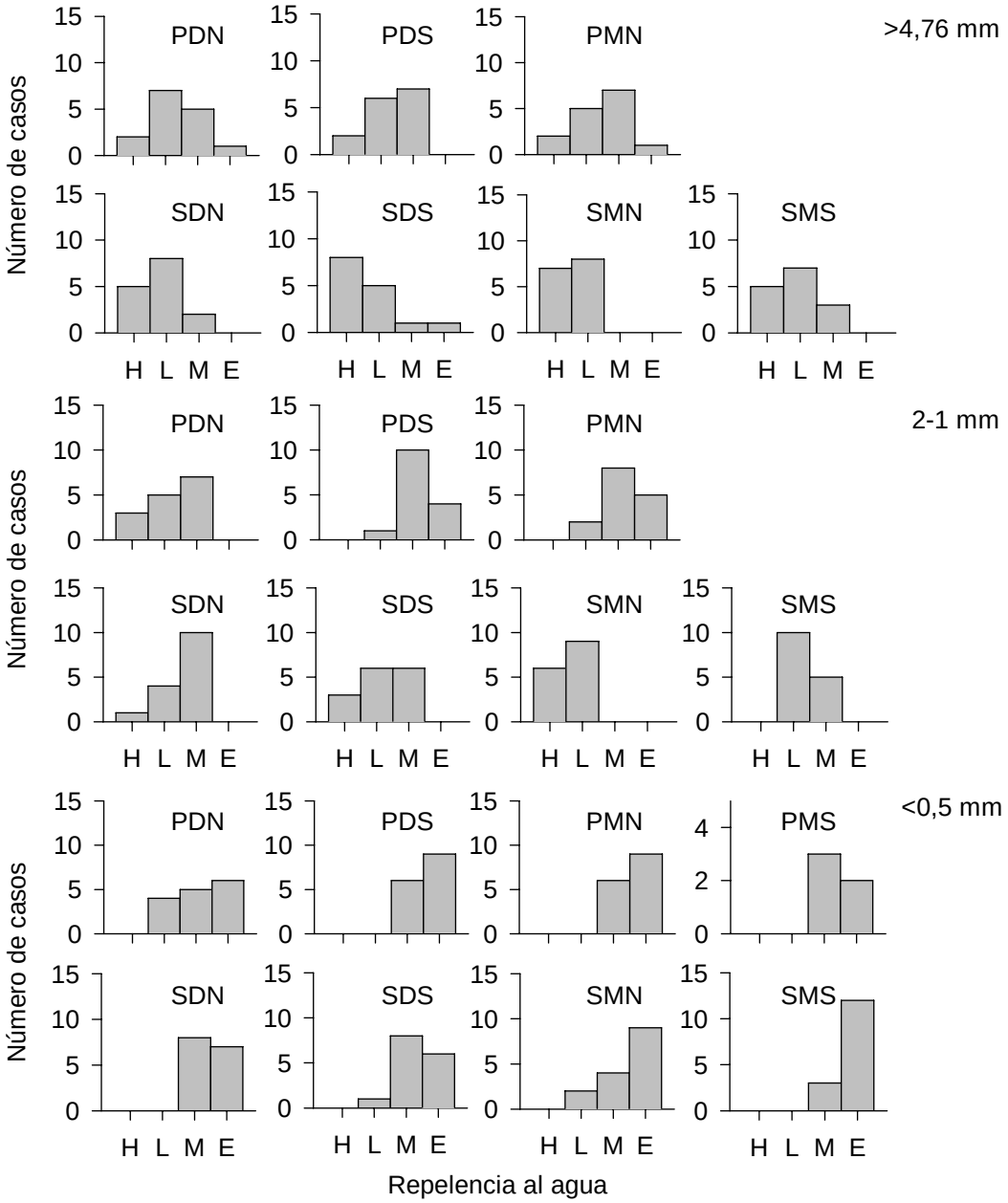


Figura 2.19. Repelencia al agua del suelo mineral (0-1 cm) a los 3 meses del incendio. Se han diferenciado distintos diámetros del agregado: >4,76 mm, 1-2 mm y <0,5 mm. H: hidratable, L: hidrofobia ligera, M: hidrofobia moderada, E: hidrofobia extrema. PDN: Ponce dolomías norte, PDS: Ponce dolomías sur, PMN: Ponce margas norte, PMS: Ponce margas sur, SDN: Sotorroni dolomías norte, SDS: Sotorroni dolomías sur, SMN: Sotorroni margas norte, SMS: Sotorroni margas sur.

Analizando la repelencia al agua en función del tamaño de los agregados, ésta se incrementó al disminuir el diámetro (Figura 2.19). Los agregados mayores a 4,76 mm presentaron mayoritariamente una hidrofobia ligera o moderada (Ponce), o entre nula y ligera (Sotorroni). Los de tamaño intermedio (diámetro 1-2 mm) mostraron principalmente hidrofobia moderada en el caso de Ponce, y entre ligera y moderada en Sotorroni. En el caso de la fracción inferior a 0,5 mm, la repelencia al agua más representada fue la media y la extrema (entre el 73% y el 100% de las mediciones correspondieron a alguna de estas categorías). Hay que destacar que con este tipo de muestras, que corresponden a una profundidad de 0 a 1 cm de suelo mineral, aparecieron más indicios de comportamiento hidrofóbico que al contemplar solamente la superficie, como se hizo en el muestreo de campo.

El análisis exploratorio de los valores obtenidos con la fracción <0,5 mm mostró una gran heterogeneidad dentro de cada combinación de substrato y orientación, y ninguno de los dos factores pareció explicar la varianza entre las muestras. Los valores extremos correspondieron a las margas de Sotorroni, con medias y desviaciones típicas 633 ± 396 segundos (orientación norte) y 1532 ± 1250 segundos (orientación sur). Asimismo, no se observaron relaciones significativas (Rho de Spearman) con *fc* ni con su dinámica temporal. Tampoco las hubo con las variables ligadas al inicio de la escorrentía (*te* y *vi*).

5. DISCUSION

Las características físico-químicas básicas analizadas (textura, materia orgánica y carbonatos totales) diferenciaron poco los substratos y orientaciones seleccionados para el presente estudio. De todos modos, el porcentaje de carbonatos fue la variable que se mostró más claramente influida por estos factores. Los suelos sobre margas tendieron a presentar mayor cantidad de carbonatos que los desarrollados a partir de dolomías, fenómeno que ha sido descrito por otros autores (Vilagrosa et al., 1997; Serrasolses et al., 2004). Asimismo, la presencia de carbonatos en la superficie del suelo fue superior en las laderas de exposición sur, que probablemente presenten menores procesos de descarbonatación y recarbonataciones más intensas que las orientadas al norte. Respecto a la textura y la materia orgánica, no hubo diferencias claras entre substratos ni orientaciones.

Las localidades estudiadas presentaron una respuesta hidrológica rápida a la lluvia simulada. Los tiempos de encharcamiento fueron inferiores a los 300 segundos y la escorrentía se inició, en general, antes de los 500 segundos. Otros autores también han encontrado tiempos de generación de escorrentía cortos en zonas con características climáticas y litológicas parecidas a Ponce y Sotorroni. Cerdà (1993) obtuvo, con intensidades de lluvia simulada parecidas y suelos húmedos, tiempos de encharcamiento por debajo de los 120 segundos y de inicio de la escorrentía de menos de 180 segundos, sobre calizas masivas con poco desarrollo de la vegetación en Genovés (sur de la provincia de Valencia). Imeson et al. (1998) encontraron, con el mismo tipo de simulador y sobre materiales calizos, tiempos de encharcamiento siempre inferiores a los 300 segundos en Callosa d'en Sarrià, Ifach y Finestrat, y tiempos para el inicio de la escorrentía entre 170 y 715 segundos. En el mismo trabajo se citan valores muy superiores en Coll de Rates y Tàrbena, sobre calizas y margas, pero con precipitaciones anuales en torno a los 900 mm, y menores en Benidorm, con una precipitación media anual de 350 mm. Siempre en litología caliza y suelo húmedo, Cerdà (1998) relata *te* y *vi* de más de 2700 segundos en Galilea, inferiores a 300 segundos en Creta y de menos de 150 segundos en Alicante. Sobre suelos margo-calizos de ambiente semiárido, en Benidorm (Alicante), y con este mismo equipo de simulación de lluvia, los tiempos de inicio de la escorrentía estuvieron entre los 180 y los 260 segundos a los 18 meses de un incendio (Bautista, 1999).

Las umbrías de ambas localidades, tanto sobre dolomías como sobre margas, mostraron una oscilación estacional, con respuestas de la escorrentía más lentas en verano. Este comportamiento podría ser indicativo de una mayor dependencia de la humedad edáfica en las orientaciones norte. Por otra parte, los resultados obtenidos no mostraron una tendencia clara al comparar los muestreos otoñales. Cerdá (1998) encontró, en pinares con matorral denso al sur de Pedralba (provincia de Valencia), una disminución acentuada de *te* y *vi* en los primeros 4 meses posteriores al incendio, tendiendo a aumentar a partir de ese momento, aunque con variaciones estacionales que también fueron atribuidas a diferencias en la humedad del suelo.

Tanto *tf* como *ef* son descriptores del retraso en la desaparición de la escorrentía, una vez finalizada la lluvia. Como muestra la Figura 2.20-A, ambas variables mostraron una relación significativa entre sí, respondiendo de forma parecida a los factores analizados. Por otra parte, durante las simulaciones de lluvia normalmente se alcanzó una producción de escorrentía estable, de forma que la infiltración en el

campo, al final de las lluvias simuladas, fue parecida a la infiltración final estimada, o sea la variable *fc* (Figura 2.20-B). Al tomar *fc* unos valores parecidos a la tasa de infiltración del suelo en el momento de la cese de la lluvia, aparece una clara relación entre esta variable y las asociadas con el retraso en la extinción de la escorrentía, es decir, *tf* y *ef* (Figura 2.20-C). Mayores *fc* estuvieron relacionadas con menores producciones de escorrentía, especialmente al final de las simulaciones, que se extinguieron con mayor rapidez y alcanzaron volúmenes más exiguos tras cesar la lluvia.

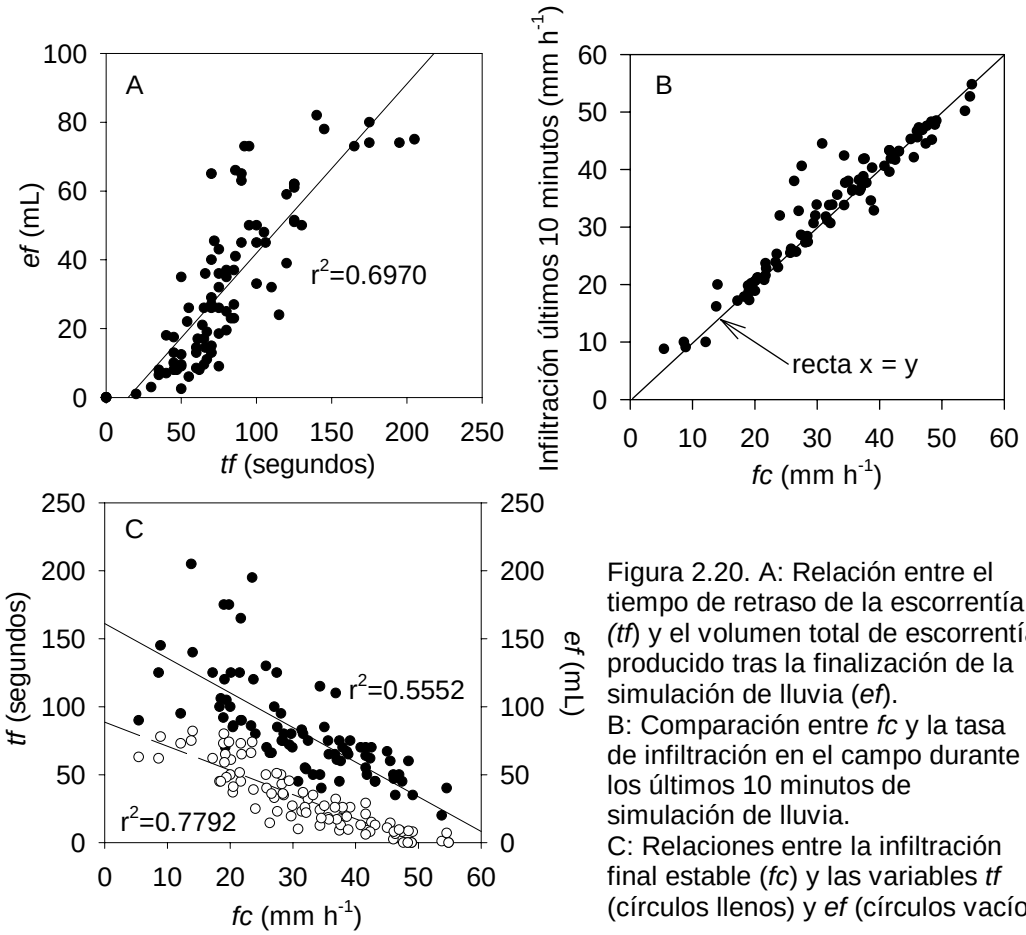


Figura 2.20. A: Relación entre el tiempo de retraso de la escorrentía (*tf*) y el volumen total de escorrentía producido tras la finalización de la simulación de lluvia (*ef*).
B: Comparación entre *fc* y la tasa de infiltración en el campo durante los últimos 10 minutos de simulación de lluvia.
C: Relaciones entre la infiltración final estable (*fc*) y las variables *tf* (círculos llenos) y *ef* (círculos vacíos).

En todas las laderas estudiadas, *tf* y *ef* tendieron a incrementarse durante los 15 meses posteriores al fuego, independientemente de la localidad, substrato y orientación. Por otra parte, el substrato diferenció claramente las parcelas de Sotorroni. En esta localidad, los suelos dolomíticos presentaron *tf* y *ef* significativamente menores que los margosos, a pesar de sufrir también una tendencia degradativa tras el fuego. En general, los tiempos de retraso en la desaparición de la escorrentía, sobre todo en el segundo otoño posterior al fuego, fueron comparables a los obtenidos por Cerdà (1997) en *badlands* de Petrer y de Anna (norte de Alicante y sur de Valencia, respectivamente), pero inferiores a los observados tras la acción del fuego y las lluvias otoñales en el ambiente semiárido de Benidorm (Alicante) (Llovet et al., 1994).

La infiltración final estable (*fc*) es un parámetro utilizado con mucha más frecuencia y se relaciona con la conductividad hidráulica a saturación (Marshall y Holmes, 1988; Kutilek y Nielsen, 1994). Los valores de *fc* obtenidos en este experimento no se alejaron de los procedentes de otros trabajos realizados en condiciones parecidas y con metodología semejante. La Tabla 2.19 muestra algunos ejemplos. Las medias por ladera y muestreo oscilaron entre los 47,5 ± 7,2 mm h^{-1} y los 16,7 ± 2,3 mm h^{-1} (medias y errores estándar), mientras que el máximo y el mínimo absolutos de todas las simulaciones de lluvia, fueron >54,8 mm h^{-1} y 5,4 mm h^{-1} respectivamente. De las 89 simulaciones llevadas a cabo, en tan sólo 3 no hubo producción de escorrentía. En el resto, más de un 95% del total, la capacidad de infiltración quedó dentro del rango de medida del método utilizado.

Tabla 2.19. Valores de infiltración final estable obtenidos por diferentes autores con metodología y en condiciones ambientales comparables a la del presente estudio.

LOCALIDAD	PRECIPITACIÓN ANUAL (mm)	LITOLOGÍA	DESCRIPCIÓN	INFILTRACIÓN (mm h^{-1})	FUENTE
Benidorm (Alicante)	293	Margas	18 meses tras el fuego	18-32	Bautista (1999)
Entre Valencia y Almería	Ombroclimas seco y semiárido	Margas, margas yesíferas y limos	Badlands (distinto desarrollo)	1,9-48,3	Calvo et al. (1991)
Cocoll (Alicante)	826	Calizas cretácicas	Forestal semi-natural	20,8-41,8	Calvo et al. (2003)
Callosa d'En S. (Alicante)	474			17,0-49,4	
Benidorm (Alicante)	287			33,2-41,8	
Petrer y Monnegre (Alicante)	Alrededor de 300	Margas	Badlands Muy vegetado	16,6 46,6	Cerdà (1993)
Genovés (Valencia)	688	Calizas	Matorral y pinar	45,8	
Bolbens (Valencia)	688	Calizas	1 año tras el fuego	Entre 35,9 (suelo húmedo) y 47,8 (seco)	
Pedralba (Valencia)	414	Conglomerados calizos	140 días tras el fuego	<30	
Monte Carmel (Israel)	550	Calizas	Vegetación esclerófila	>50,4	Cerdà (1998c)
Rodoupos (Creta)	450			5,3-18,4	
Monte Carmelo (Israel)	690	Calizas	Bosque mixto y matorral denso	26-40 (no quemado) 23-35 (inmediato tras el fuego) 16-40 (2 semanas después) 21-29 (1 año tras el fuego)	Kutiel et al. (1995)
Roujan (SE Francia)	650	Materiales carbonatados	Cultivos de viña	1,6-78,1	Leonard y Andrieux (1998)
Cuenca del río Chicamo (Murcia)	298	Margas	Matorral claro	4,8-34,5	Martínez-Mena (1995)
Nuevo México (USA)	500	Calizas y dolomías	Plantas crasas y bosque perennifolio	63-94 (suelo seco) 41-76 (suelo húmedo)	Wilcox et al. (1988)

El análisis de los resultados mostró, en general, una disminución significativa de *fc* entre el primer y el segundo otoños posteriores al fuego. De todos modos, esta reducción no fue igual para los distintos substratos y orientaciones. Los suelos margosos se distinguieron claramente según la orientación. En umbría mantuvieron una *fc* muy parecida entre octubre de 1994 y octubre de 1995. Por otra parte, fue el único caso en el que se manifestó una cierta oscilación estacional, con máximos en verano. El hecho de que en general no apareciesen oscilaciones estacionales marcadas coincide con la ausencia de relaciones claras entre *fc* y la humedad de la superficie del suelo, tal y como muestra la Figura 2.21. De todos modos, no sería prudente concluir que, en este caso, *fc* fue independiente del estado hídrico del suelo. Es posible que tanto otros factores (substrato, orientación y tiempo transcurrido desde el incendio), algunas variables no consideradas, así como el propio diseño del experimento, hayan enmascarado su influencia.

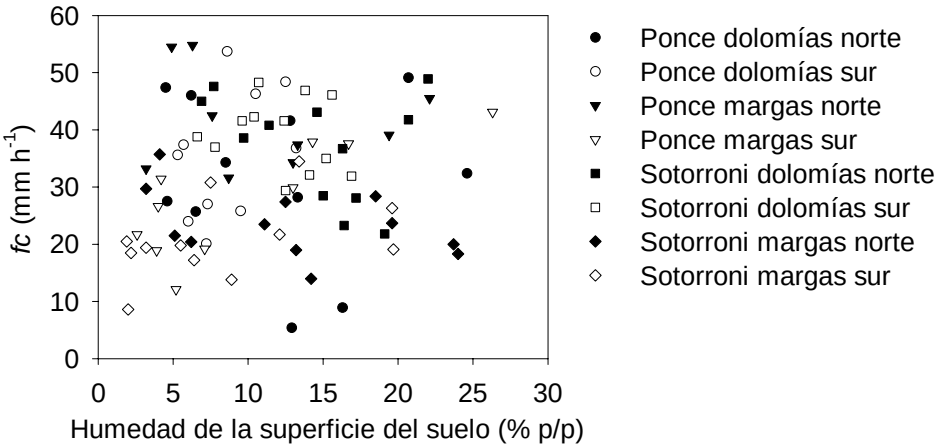


Figura 2.21. Distribución de *fc* en función de la humedad de la superficie del suelo previa a la simulación de lluvia.

En las solanas sobre margas la disminución de *fc* entre muestreos otoñales fue evidente. Esta dinámica temporal fue parecida a la encontrada en ambiente semiárido (Experimento 1), aunque en ese caso se trató de una umbría. Es decir, la disminución de la infiltración después de un incendio forestal, sobre substrato margoso, se manifestó en los casos de condiciones más xéricas: Benidorm (clima semiárido) y solanas de Ponce y Sotorroni (clima seco-subhúmedo). Sobre dolomías, la pérdida de infiltración fue general en Ponce, mientras que en Sotorroni se limitó a la orientación norte. Tal y como se comentó en el

Experimento 1, la exposición del suelo desnudo a la lluvia pudo haber provocado un sellado de la superficie. La formación de un horizonte superficial de menor capacidad de infiltración, posteriormente al fuego, podría estar asociado tanto a la estabilidad estructural como a la respuesta de la vegetación, entre otros factores. En nuestro caso, las infiltraciones medidas a los 12 y a los 15 meses del incendio se relacionaron significativamente con el porcentaje de agregados estables y con el recubrimiento de las parcelas. Contrariamente, estas relaciones perdieron significación al considerar el muestreo efectuado poco después del fuego. Es decir, tanto los valores altos de suelo desnudo como las menores estabilidades estructurales se asociaron a infiltraciones bajas tras la acción de la lluvia sobre superficies quemadas. Estos factores no se verían reflejados justo después del incendio, sino posteriormente.

Al año del incendio, la variabilidad de *fc*, *cs* y *er* explicada por la superficie de suelo desnudo aumentó al incorporar el porcentaje de arenas. Otras variables, como carbonatos, carbono orgánico e hidrofobia, no mostraron relaciones con la infiltración. De todos modos, es posible que éstas existan, pero que sean complejas y este diseño no haya permitido discriminarlas. Estas variables pueden afectar a la estabilidad estructural (Giovannini et al., 1983; Marshall y Holmes, 1988; Singer y Le Bissonnais, 1998; Mataix y Doerr, 2004), que a su vez se relacionó positivamente con la infiltración posterior al período de lluvias, tal y como se comenta el en párrafo anterior. Por otra parte, no hay que olvidar que en las parcelas estudiadas se encontraron escasas diferencias en cuanto a materia orgánica y textura. Con esta homogeneidad de valores es razonable que ayudasen poco a explicar la variabilidad en la infiltración y la producción de sedimentos. El porcentaje de suelo desnudo, significativamente relacionado con la respuesta hidrológica y erosiva, presentó una amplitud de valores mucho mayor.

En el Experimento 1 ya se comentó que la simulación de lluvia sobre parcelas de 0,24 m^2 tiene limitaciones para el estudio de la producción de sedimentos. La precipitación aplicada es poco agresiva comparada con una natural de la misma intensidad. Asimismo, la escala de trabajo es demasiado pequeña como para abarcar tanto fenómenos de encauzamiento de la escorrentía como de sedimentación del material transportado. Los valores absolutos de erosión solamente son comparables con los estimados mediante este mismo método, pero no con los procedentes de otros tamaños de parcela ni con los obtenidos a partir de lluvias naturales. De todos modos, la simulación de lluvia puede ser válida para comparar la erodibilidad de distintos suelos.

Tanto la concentración de sedimentos (*cs*) como la tasa de erosión estimada (*er*) no se diferencian de los de otros trabajos realizados en ambientes mediterráneos con métodos comparables (ver, por ejemplo, la recopilación ofrecida en Calvo et al., 2003). Las medias mayores (4 g L^{-1} en el caso de *cs*, 140 g m^{-2} h^{-1} para *er*) son parecidas a resultados obtenidos sobre margas y calizas de Benidorm, Finestrat y Algar (Imeson et al., 1998) y sobre arcillas del Keuper en Anna (Cerdà, 1998a), pero inferiores a margas no vegetadas del interior de Alicante (Cerdà, 1999). Las distintas parcelas de un mismo tratamiento ofrecieron valores muy diversos. Esto produjo desviaciones elevadas y bajas significaciones en las diferencias entre las medias. Por otra parte, al igual que ocurrió en el experimento realizado en ambiente semiárido, las menores *fc*, y por lo tanto mayores producciones de escorrentía, estuvieron asociadas a *cs* más altas (Figura 2.20). Por este motivo, alguna tendencia que se adivinaba en *cs* apareció mucho más marcada en *er*, que integra *cs* y el volumen de escorrentía. Así, en la localidad Ponce se observó un incremento entre el primer y el segundo otoños posteriores al fuego, no significativo en el caso de *cs* y significativo para *er*. En la localidad Sotorroni tan sólo el substrato mostró diferencias significativas, con mayores concentraciones de sedimentos y tasas de erosión en margas.

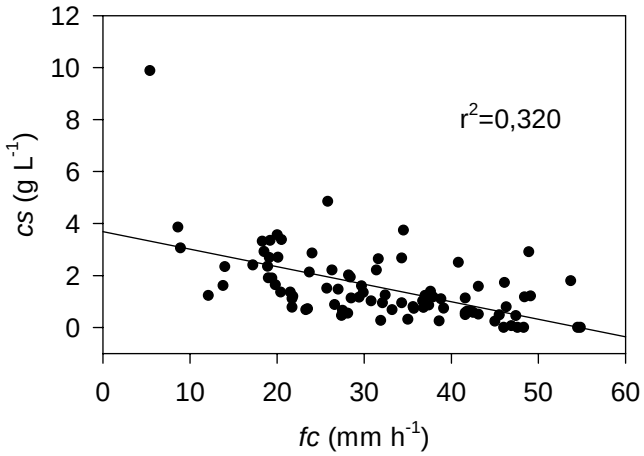


Figura 2.22. Relación entre la infiltración final estable (*fc*) y la concentración media de sedimentos en la escorrentía (*cs*)

Inmediatamente después del fuego, la concentración de sedimentos estuvo positivamente relacionada con el recubrimiento de cenizas. Al contrario ocurrió con el porcentaje de suelo desnudo, que hizo

disminuir significativamente esta variable. Las cenizas resultaron un material fácilmente movilizable por el agua de escorrentía. Sin alterar significativamente la infiltración, el suelo cubierto de cenizas dio lugar a una mayor concentración de sedimentos que la superficie directamente expuesta a la lluvia. Un año más tarde, tanto la infiltración como el transporte de sedimentos pasaron a depender del recubrimiento vegetal. Una respuesta rápida de la vegetación, y como consecuencia una menor proporción de suelo desnudo, se vio asociada a una mayor infiltración, a una menor concentración de sedimentos y, por lo tanto, a una cantidad inferior de suelo arrastrado. La Figura 2.23 refleja la relación entre el recubrimiento vegetal y dichas variables a los 12 meses del incendio. Las pocas parcelas que presentaron, como mínimo, un 35% de la superficie cubierta por vegetación mostraron una *fc* igual o superior a 35 mm h^{-1}, una *cs* del orden de 1 g L^{-1} o inferior, y una *er* por debajo de 10 g m^{-2} h^{-1}. Cerdà (1999) encontró una dinámica parecida en distintos substratos de la Comunidad Valenciana, especialmente sobre margas, al comparar recubrimientos vegetales que consideró bajos o nulos (0%-20%), con intermedios (40%-60%) y altos (80%-100%).

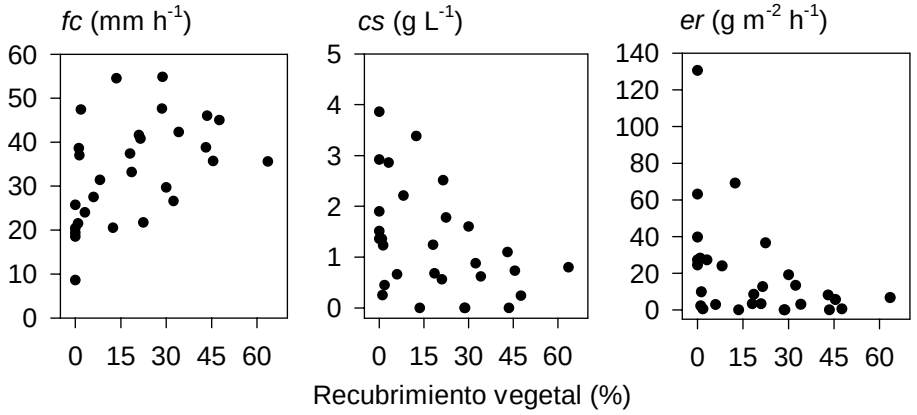


Figura 2.23. Relación entre el recubrimiento vegetal y las variables *fc* (izquierda), *cs* (centro) y *er* (derecha). Datos tomados a los 12 meses del incendio en las localidades Ponce y Sotorroni.

Respecto a la compactación superficial, cabe destacar la distinta dinámica temporal en función del substrato. Sobre margas hubo un incremento entre el segundo y el undécimo mes posteriores al incendio, mientras que sobre dolomías pasó lo contrario. Esto podría ser indicador de la formación de una costra superficial, más compacta, durante el primer año después del fuego en los suelos margosos.

Contrariamente, la superficie de los suelos dolomíticos mantendría mejor la estructura una vez afectada por el fuego. Atendiendo a la textura, el porcentaje de limos estuvo relacionado tanto con la resistencia a la penetración dentro de un mismo periodo, como con la tendencia a aumentar dicha resistencia con el tiempo. Así, los suelos más limosos presentaron siempre valores mayores de resistencia a la penetración, además de incrementos más acusados tras la acción de las lluvias sobre el suelo quemado.

La posible pérdida de infiltración debido a la compactación superficial solamente se puso de manifiesto en las solanas margosas. En estas condiciones aparecieron ambas dinámicas degradativas, disminución de la capacidad de infiltración e incremento de la resistencia a la penetración, durante el año posterior al incendio forestal. De todos modos, hay que tener en cuenta que las parcelas utilizadas para una y otra variable fueron muy distintas (circulares de 0,24 m^2 para la infiltración, transectos de 5 m para la compactación). Probablemente las estimaciones de compactación no fueron el fiel reflejo del estado de las parcelas de infiltración, a pesar de estar situadas en lugares cercanos.

6. CONCLUSIONES

La erodibilidad del suelo presentó una gran heterogeneidad espacial. Este fenómeno pudo diluir, incluso enmascarar, algunas de las diferencias debidas a la orientación y al substrato.

Con algunas excepciones, en general se apreció una pérdida de infiltración del suelo durante el año posterior al incendio forestal.

En la localidad Sotorroni los suelos desarrollados sobre margas presentaron, en todo momento, una producción de escorrentía y un arrastre de sedimentos significativamente superiores a los formados a partir de dolomías. Esta diferencia entre substratos no se observó en la localidad Ponce.

La orientación diferenció de forma significativa la respuesta hidrológica de los suelos desarrollados a partir de margas. Sobre este substrato, hubo una clara degradación posterior al incendio en las laderas sur, algo que prácticamente no ocurrió en las orientadas al norte. Este factor no tuvo un papel tan evidente en los suelos sobre dolomías.

Las umbrías mostraron una oscilación estacional en el inicio de la escorrentía (más tardío en verano que en otoño), no observada en las solanas.

El porcentaje de carbonatos de la superficie del suelo tendió a ser superior sobre margas que sobre dolomías, y fue significativamente mayor en solanas que en umbrías. Por el contrario, el substrato y la orientación no parecieron influir, al menos de forma clara, en la textura y el porcentaje de materia orgánica de la superficie del suelo.

El porcentaje de arenas explicó parcialmente la infiltración y la producción de sedimentos estimadas 1 año después del incendio. Por el contrario, no se observaron efectos de la materia orgánica ni de los carbonatos en esta variable.

Meses después del incendio, tras la acción de las lluvias, la estabilidad estructural se relacionó significativamente con la infiltración. Contrariamente, esta variable no pareció influir en la infiltración inmediatamente posterior al fuego.

A corto plazo tras el incendio, los recubrimientos vegetales por encima del 35% estuvieron asociados a infiltraciones altas y arrastres de sedimento limitados.

La compactación superficial estuvo directamente relacionada con el porcentaje de limos de la superficie del suelo. Asimismo, los suelos más limosos incrementaron más la compactación después de las lluvias otoñales. De todos modos, en este experimento no se observaron relaciones significativas entre la compactación superficial y la infiltración.

La repelencia al agua observada tras el incendio, en general moderada, no pareció afectar ni al inicio de la escorrentía ni a la infiltración final estable.

EXPERIMENTO 3: CAMBIOS EN LA SUPERFICIE DEL SUELO A CORTO PLAZO DESPUÉS DEL FUEGO. ESTUDIO DEL CHOQUE TÉRMICO Y LA LLUVIA BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

1. INTRODUCCIÓN

Los resultados de los experimentos anteriores apuntan hacia una vulnerabilidad de los suelos margosos frente a procesos degradativos posteriores a un incendio forestal. La acción de la lluvia sobre una superficie desprotegida se mostró como agente favorecedor del encostramiento y de una disminución de la infiltración. Esto planteó el interés de profundizar en el estudio de la interacción entre fuego y lluvia sobre este tipo de suelos.

El impacto de las gotas de lluvia es un elemento iniciador de la degradación estructural de la superficie del suelo (Boiffin, 1989; Poesen y Neary, 1993; Ramos et al., 2003). La energía cinética de la lluvia puede provocar la ruptura de los agregados. El material disgregado es susceptible de depositarse en los intersticios de la superficie del suelo, taponar los poros y compactarse, formando una capa más densa y de menor permeabilidad al agua y al aire, de grosor y morfología variable (Chen et al., 1980; Valentin y Bresson, 1992; Bradford y Huang, 1996). La erosión hídrica es una consecuencia, entre otros fenómenos, del sellado superficial y posterior inicio de la escorrentía (Agassi, 1996).

La disgregación, la formación de una costra y el sellado del suelo, así como la pérdida de permeabilidad asociada, se ven modificados por los cambios en la superficie (Farres, 1987; Moore y Singer, 1990; Le Bissonnais y Singer, 1992). En lugares quemados la sensibilidad a la degradación depende, entre otros factores, de la severidad del fuego sobre la superficie, que está significativamente ligada a la transferencia de calor durante el incendio (Molina y Sanroque, 1996; Neary et al., 1999). Existe una amplia literatura sobre el efecto del incremento de la temperatura sobre el contenido en materia orgánica (Mataix et al., 2002; González-Pérez et al., 2004), la estabilidad estructural (Josa et al., 1994; Guerrero et

al., 2001), el comportamiento hidrofóbico (Giovannini y Lucchesi, 1984; de Bano, 2000a) y la capacidad de infiltración (Mallik et al., 1984; Imeson et al., 1992). Estas características tienen un importante peso en la erodibilidad y el riesgo de degradación del suelo (Morgan, 1986; Giovannini et al., 1990; Barthès y Roose, 2002).

El efecto directo del fuego sobre los sistemas del suelo es consecuencia de la severidad de la quema, que depende a su vez del combustible (vivo y muerto), la humedad, la temperatura y el tiempo de residencia (Neary et al., 1999). Asimismo, en el momento del incendio la superficie resulta alterada tanto por el flujo de calor como por la deposición de cenizas -factores de resultados concomitantes-, lo que dificulta distinguir las causas de los cambios en los parámetros del suelo (Giovannini et al., 1988). Por otra parte, el efecto de la lluvia variará en función de las características del evento y del estado hídrico del suelo (Le Bissonnais et al., 1989; Van Dijk et al., 2002; Salles et al., 2002). Los experimentos en el laboratorio, bajo condiciones controladas, permiten ajustar las condiciones ambientales, controlar la intensidad de los factores y aislarlos de otras fuentes de variabilidad.

Generalmente, en los estudios de laboratorio sobre el efecto de la temperatura en el suelo se utilizan muestras tamizadas previamente. Entre otros ejemplos podemos citar a Giovannini et al. (1988), Soto et al. (1991), Josa et al. (1994), Doerr et al. (2004) y García-Corona et al. (2004). Algo parecido ocurre en el examen de la formación de costras superficiales por medio de lluvia simulada en el laboratorio (Ben-Hur et al., 1990; Slatterry y Bryan, 1994; Aubertot et al., 2002; de Lima et al., 2003 y muchos otros). Con este método se consigue una mayor homogeneidad de la muestra. Por el contrario, es poco habitual el uso de muestras inalteradas en experimentos en los que se analiza el efecto del calor y lluvia posterior, en condiciones controladas de laboratorio. De esta forma se pierde homogeneidad de la muestra, pero se conserva la macroestructura. Asimismo la energía (calorífica o cinética, según el caso) incide de forma similar a las condiciones naturales. Este hecho hizo considerar el interés de trabajar con muestras inalteradas.

Una vez identificados los procesos de degradación post-incendio en el campo (ver Experimentos 1 y 2), el objetivo general del Experimento 3 es hacer un seguimiento, en condiciones controladas, de la posible degradación a causa del fuego y la lluvia, en un suelo potencialmente sensible a estas perturbaciones. Se

desdobla en dos objetivos específicos. El primero es evaluar el efecto de la intensidad del choque térmico en la materia orgánica, la estabilidad estructural, la repelencia al agua y la infiltración. El segundo consiste en observar las consecuencias de la lluvia, en términos de compactación superficial e infiltración, en función de la intensidad del choque térmico.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El experimento de simulación de fuegos de distinta intensidad y el efecto posterior de la lluvia, bajo condiciones controladas, se realizó en muestras inalteradas obtenidas en la umbría del barranco Planets, Término Municipal de Onil (Alicante) (coordenadas UTM YH 704 4282). Basándonos en las estaciones meteorológicas más cercanas (Alcoi y Banyeres), la zona presenta un clima mesotérmico subhúmedo-seco, con una precipitación media anual cercana a los 500 mm y una temperatura media anual de 14,5ºC (Pérez-Cueva, 1994). El substrato litológico está formado por margas blancas miocénicas (IGME, 1978), sobre las que desarrollan suelos del tipo *Calcaric Cambisol* (FAO, 2001), *Lithic Xerocrept* según USDA (2003). Son suelos carbonatados, de textura franco-arenosa (Giovannini et al., 2001) y bien estructurados, con agregados subangulares finos.

En la ladera se distinguían antiguas terrazas de cultivo, abandonadas hace al menos 40 años y muy desdibujadas. Sobre ellos se desarrolló un pinar, que cuando ya era maduro sufrió un incendio forestal en 1985 (Baeza, 2001). En el momento del muestreo la vegetación estaba formada por un aulagar denso, con un 100% de recubrimiento, dominado por *Ulex parviflorus* y con la presencia de *Cistus albidus*, *Juniperus oxycedrus*, *Quercus coccifera*, *Brachypodium retusum* y *B. phoenicoides*. La biomasa aérea se estimó en 30,8 ± 8,4 Mg ha^{-1}, y la de los horizontes orgánicos, básicamente L y F, en 6,3 ± 0,6 Mg ha^{-1} (Giovannini et al., 2001).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras inalteradas se obtuvieron mediante tubos de acero de 20 cm de diámetro y 10 cm de profundidad. Se clavaron, evitando movimientos bruscos que pudiesen perturbar el suelo, hasta una profundidad de 8 cm del horizonte mineral. Se extrajeron excavando una zanja exterior y se llevaron al

laboratorio. Una muesca de 3 x 3 cm, en la parte superior de la pared de los cilindros, indicaba el lado de la muestra situado pendiente abajo. Esta operación fue hecha en 40 puntos repartidos entre 4 antiguas terrazas, a razón de 10 en cada uno, distribuidos al azar pero evitando la cercanía de los antiguos muros y las acumulaciones de piedras superficiales. De todos modos, la ladera estaba muy regularizada, de forma que las inclinaciones de los distintos puntos de muestreo oscilaron entre los 2º y los 28º, siendo 10º el valor medio. Una vez en el laboratorio, se eliminó cuidadosamente la vegetación restante y los horizontes orgánicos para dejar desnuda la superficie del suelo mineral. Se descartaron aquellas muestras que parecían presentar alguna alteración importante de cara a la infiltración (hormigueros, pedregosidad superficial mayor que el resto, trastorno producto de la manipulación, etc), quedando al final 30 muestras válidas.

Se aplicaron 2 tratamientos. El primero consistió en un choque térmico, simulando un incendio, con 3 niveles (nulo, quema suave y quema intensa). Las 10 muestras para cada nivel fueron distribuidas al azar. El método es una modificación de Cruz (1997) y se llevó a cabo mediante un soplete de boca ancha (diámetro 5 cm) conectado a una bombona de butano (Figura 3.1). La llama se aplicó desde una altura de 50 cm por encima de la superficie de las muestras, balanceando y moviendo circularmente el soplete para repartir homogéneamente el fuego. Los tiempos de tratamiento fueron 40 segundos (quema suave) y 100 segundos (quema intensa). Rodeando la muestra y la llama había otro cilindro metálico de 40 cm de diámetro para minimizar las fugas laterales de calor. Las temperaturas se midieron mediante termopares de aluminio-cromo (tipo K), registrándose los valores cada 30 segundos mediante un termómetro digital modelo 51 K/J. Se colocaron 2 termopares en la superficie, 2 a 0,5 cm de profundidad y 2 a 1 cm de profundidad. En la Figura 3.2 se muestran las temperaturas registradas durante el tratamiento. La pauta fue comparable a las descritas en fuegos experimentales realizados sobre formaciones vegetales semejantes a las del área de estudio (Baeza et al., 2002; Gimeno et al., 2004; Mataix, 1999). Cabe destacar la notable disminución de la temperatura máxima con pequeñas diferencias en profundidad, reflejo de la baja conductividad del suelo, fenómeno bien estudiado por diferentes autores. Asimismo, entre los 2 tratamientos aparecen diferencias en las máximas, pero sobre todo en el tiempo en el que la muestra se mantuvo por encima de distintos umbrales de temperatura. Esta última variable -el tiempo de residencia de una temperatura concreta- determina el impacto del fuego, es decir, su severidad (Pérez y Moreno, 1998). Estos autores consideran el tiempo en el que la superficie del suelo está por encima de

los 150ºC como un buen indicador de la severidad del fuego. En nuestro caso, los tiempos de residencia por encima de los 150ºC estuvieron alrededor de los 2 minutos (quema suave) y de los 4 minutos (quema intensa). A pesar de distinguir claramente los 2 niveles de quema (el tiempo de residencia en la intensa fue el doble que el de la suave), en ningún caso se llegó a valores obtenidos en incendios severos.

El segundo tratamiento consistió en lluvia simulada. Se utilizó un simulador de lluvia fijo, instalado en un pequeño patio interior (Figura 3.3). El aparato consistió en un grupo de presión eléctrico (bomba de superficie modelo LOWARA PSAM70), con la salida conectada a un regulador de presión, una válvula de retorno y un manómetro. El agua fue impulsada hasta una unidad de aspersión (Hardi, 2000) como la descrita en el Experimento 1. Ésta se situó a una altura de 7,5 m, junto con otro manómetro para controlar la presión de salida. La intensidad de lluvia y la homogeneidad de su distribución espacial se calibraron mediante una batería de 15 pluviómetros repartidos homogéneamente. De esta forma, con una presión a la entrada de la boquilla de 0,9 bares, se estimó que la intensidad de lluvia durante el tratamiento fue de 76,6 mm h^{-1}, con un coeficiente de homogeneidad de Christiansen (Grierson y Oades, 1977) de al menos el 85%. El tamaño de las gotas se estimó mediante papel impregnado de rojo neutro, que con el impacto de las mismas da lugar a manchas circulares de diámetro proporcional al diámetro de las gotas (Brandt, 1989). En la Figura 3.4 se aprecia que la mayoría de las gotas presentaron un diámetro equivalente (suponiendo forma esférica) entre 0,5 y 1,5 mm. Este tamaño es inferior al que correspondería a una lluvia natural de esta intensidad en la zona de estudio (Cerdà, 1997), tal como acostumbra a ocurrir con este tipo de simuladores de lluvia. Asumiendo que la velocidad final de las gotas, para estos diámetros y altura de caída, no sería superior a los 6 m s^{-1} (Epema y Riezebos, 1983), se puede considerar que la energía cinética por unidad de superficie y de tiempo fue como máximo 1400 J m^{-2} h^{-1}. Se llevaron a cabo dos series de simulaciones de 30 minutos cada una de ellas, en todas las muestras. La primera fue una vez concluido el tratamiento quema y haber realizado las mediciones y tomas de muestras correspondientes. La segunda serie tuvo lugar 18 días más tarde. Las muestras, que en ningún momento se sacaron de los cilindros metálicos usados para obtenerlas del campo, se colocaron bajo el simulador con una inclinación de 6º. De esta forma se evitó la acumulación de agua no infiltrada sobre la superficie, drenándose a través de la muesca de la pared descrita anteriormente.

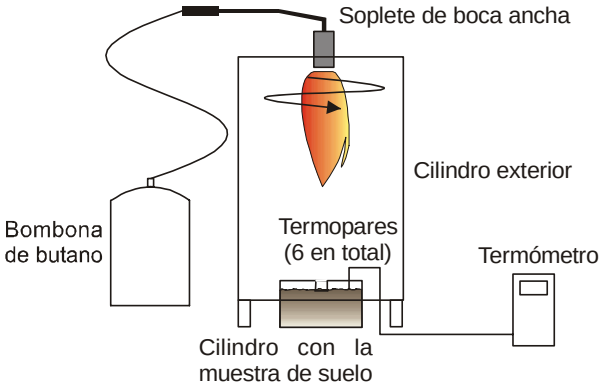


Figura 3.1. Esquema del equipo utilizado para el tratamiento de quema.

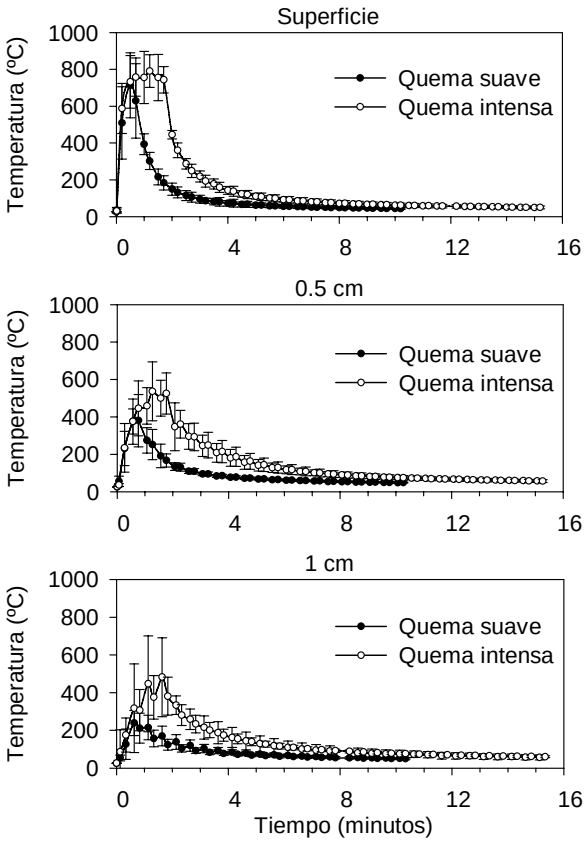


Figura 3.2. Temperaturas obtenidas durante las simulaciones de incendios en laboratorio. Las gráficas corresponden a la superficie del suelo, a 0,5 cm de profundidad y a 1 cm de profundidad. En cada gráfica aparecen las temperaturas correspondientes a la quema suave y a la quema intensa. Valores medios y desviaciones estándar, n=10.

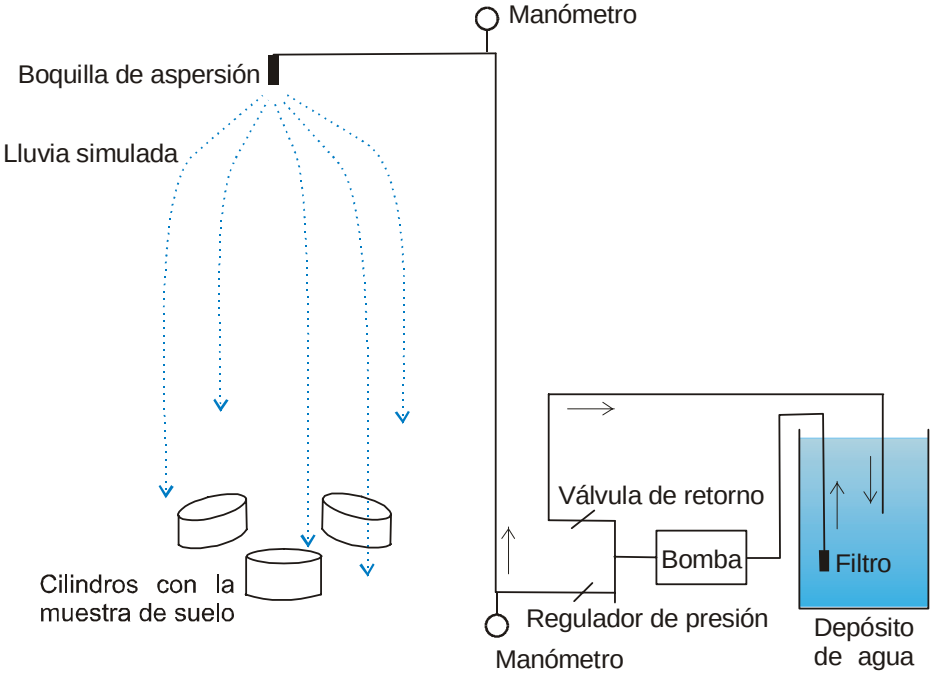


Figura 3.3. Esquema del simulador de lluvia fijo utilizado en el presente experimento.

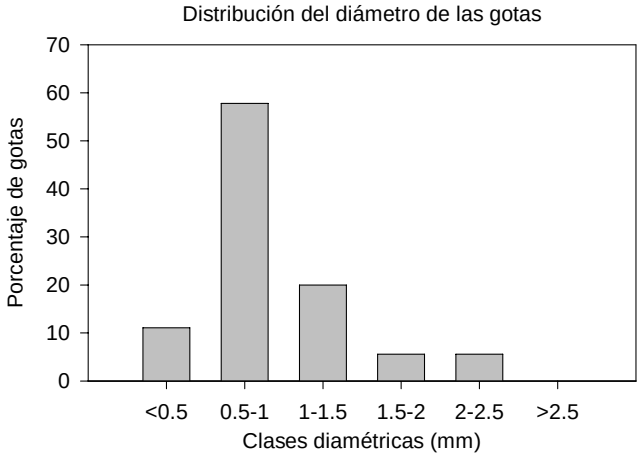


Figura 3.4. Distribución por frecuencias de las gotas de agua generadas por el simulador de lluvia fijo, en función del diámetro equivalente.

Después de la quema y antes del tratamiento con lluvia simulada se obtuvo una muestra por parcela de 0-1 cm de profundidad para su posterior análisis. El hueco resultante se rellenó con arena embebida en resina de poliéster, con el fin de preservar el resto de la parcela de posibles alteraciones. El porcentaje de agregados estables se realizó siguiendo el método descrito en el Experimento 2, aunque en este caso se utilizaron agregados de diámetros entre 4 y 1 mm. La repelencia al agua se estimó según el WDPT, en muestras de diámetro inferior a 1 mm, fracción que se mostró más susceptible a manifestar hidrofobicidad (ver Experimento 2). El carbono orgánico se determinó mediante oxidación con dicromato (Walkley y Black, 1934).

Tanto antes del tratamiento Lluvia como después del mismo se determinó la compactación superficial y la capacidad de infiltración. Para la primera se usó un penetrómetro de cono Eijkelkamp, modelo 06.06 (Eijkelkamp, 2002). Se tomaron 10 medidas por muestra y se trabajó con sus valores medios. La capacidad de infiltración se evaluó con un infiltrómetro de anillo. El infiltrómetro consistió en un cilindro abierto de 10 cm de diámetro, que se introdujo en el suelo hasta una profundidad de 2 cm. Seguidamente se llenó de agua hasta conseguir una columna de agua de 10 cm de altura. El agua se aplicó haciéndola resbalar por la pared interna del cilindro para evitar que golpease la superficie del suelo. La altura de la columna se mantuvo constante mediante aportes continuos de agua. El volumen de agua necesario se apuntó a intervalos de 2 minutos (durante los primeros 10 minutos) o cada 5 minutos (desde ese momento hasta el minuto 60, final de la prueba). Los datos recogidos se ajustaron a la ecuación de Horton (1940) para calcular la infiltración final estable (*fc*). Se realizó una determinación por muestra antes y otra después del tratamiento lluvia, una vez secadas al aire.

Los resultados del carbono orgánico, la estabilidad estructural y la repelencia al agua se analizaron mediante un ANOVA de un factor (quema) con 3 niveles (nula, suave, intensa). Los porcentajes fueron transformados angularmente y presentaron homogeneidad de varianzas. La compactación superficial y la infiltración se analizaron por medio de un ANOVA para medidas repetidas en el tiempo, con quema (nula, suave, intensa) como factor inter-sujetos y 2 niveles para el factor intra-sujetos (pre y post lluvia simulada). No pudo asumirse la esfericidad de la matriz varianza-covarianza (prueba de Mauchly). En caso de no cumplirse esta asunción, se sobrestima el estadístico F para el factor intra-sujetos y podría considerarse como significativo un efecto que en realidad no lo es (von Ende, 1993). Por este motivo, las

significaciones debidas al factor lluvia deberán tomarse con cautela. Las relaciones entre las variables se evaluaron mediante análisis de correlación y regresión. En todos los casos se utilizó el programa estadístico SPSS 9.0 para Windows (SPSS, 1993).

4. RESULTADOS

4.1. Efecto de la intensidad de quema sobre el carbono orgánico, la estabilidad estructural y la repelencia al agua

Los porcentajes de carbono orgánico oscilaron entre el 4,5% y el 11,9% en los controles no quemados, mientras que ambas intensidades de quema presentaron valores entre alrededor del 4% y el 6,5%. Se observó una tendencia suave a la disminución de carbono orgánico con la quema, cuyas medias pasaron del 6,3% (control) al 5,4% (quema suave) y al 5,3% (quema intensa) (Figura 3.5, izquierda). De todos modos, el ANOVA no mostró diferencias debidas a este factor (Tabla 3.1). En otras palabras, la variabilidad entre los distintos niveles de quema no fue significativamente mayor a la encontrada dentro de cada nivel.

La Figura 3.5 (derecha) muestra los porcentajes de agregados estables después de la aplicación del tratamiento quema. Las medias fueron superiores al 90% en todos los casos y las diferencias, tanto dentro de un mismo tratamiento como entre ellos, muy escasas. Los valores tendieron a ser ligeramente inferiores en las muestras no quemadas que en las quemadas (92,8% y 94,5% de agregados estables, respectivamente), aunque en absoluto de forma significativa (Tabla 3.1).

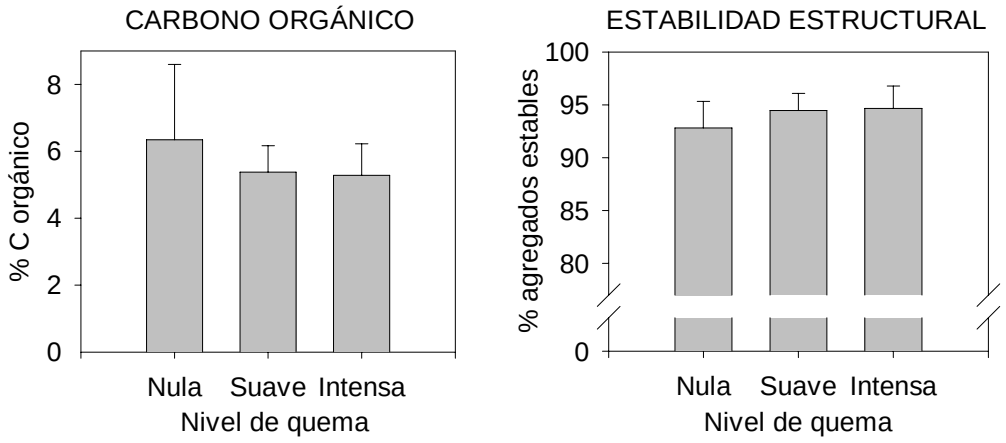


Figura 3.5. Porcentaje de carbono orgánico (izquierda) y estabilidad estructural (derecha) en función de la intensidad del tratamiento quema. Medias y desviaciones estándar. n=9.

En la Figura 3.6 se puede observar la distribución por clases de repelencia al agua, según la clasificación propuesta por de Bano (1981), en muestras de 0-1 cm de profundidad y diámetro inferior a 1 mm. En todos los casos hubo una cierta hidrofobia: el suelo nunca se mostró como hidratable (tiempo de absorción de la gota de agua inferior a los 6 segundos). La distribución por clases de repelencia al agua fue muy parecida entre las parcelas no quemadas y las quemadas con la intensidad más elevada. Contrariamente, las quemadas con baja intensidad presentaron más casos de repelencia moderada y menos de repelencia ligera y extrema. Las medias por tratamiento estuvieron dentro de la categoría repelencia moderada (60-600 segundos) en todos los casos. El valor menor correspondió a la quema suave (137 ± 39 segundos, media y error estándar), seguido de control sin quemar (169 ± 74 segundos), mientras que el mayor tiempo de absorción del agua lo tuvo la quema intensa (230 ± 121 segundos). De todos modos, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Tabla 3.1).

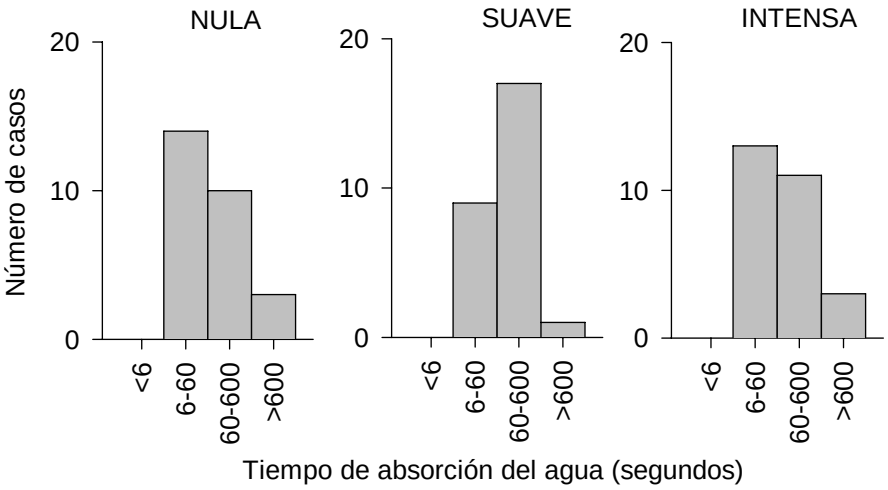


Figura 3.6. Distribución por clases de repelencia al agua en función de la intensidad del tratamiento quema. Clasificación basada en de Bano (1981). Suelo superficial (0-1 cm de profundidad) e inferior a 1 mm de diámetro.

Tabla 3.1. Resultados del análisis de la varianza para evaluar el efecto del tratamiento Quema (nula, suave, intensa) en el carbono orgánico, la estabilidad estructural y la repelencia al agua.

C orgánico (1)	Agregados estables (1)	WDPT
F=1,328 sig.=0,285	F=2,229 sig.=0,129	F=0,306 sig.=0,739

(1): datos transformados angularmente
n=26 (C orgánico), n=27 (agregados estables y WDPT)

4.2. Efecto del choque térmico y la lluvia sobre la compactación superficial y la infiltración

No se observó ningún efecto de los tratamientos en la compactación de la superficie de las parcelas estudiadas (Figura 3.7, izquierda). Las medias fueron bastante parecidas, oscilando entre los 985 kPa (quema intensa, pre lluvia) y los 1236 kPa (quema suave, pre lluvia), mientras que las desviaciones fueron relativamente altas (desviaciones estándar entre un 13% y un 51% de las medias). En consecuencia, el análisis estadístico no mostró significaciones de la quema ni de la lluvia sobre la resistencia a la penetración (Tabla 3.2).

La Figura 3.7 (derecha) muestra la infiltración final estable (*fc*) estimada para las 3 intensidades de quema, antes y después del tratamiento con lluvia simulada. Esta variable no se vio afectada por el choque térmico, pero respondió claramente a la acción de la lluvia. De las 23 muestras analizadas, solamente 1 presentó un incremento posterior a la lluvia, mientras que en el extremo opuesto se situó un caso con una disminución de *fc* del 91%, ambas parcelas correspondientes a la quema suave. Previamente a la lluvia, la *fc* media estuvo alrededor de los 24 mm min^{-1}, tanto en las parcelas no quemadas como en las quemadas suave o intensamente. En la segunda serie de mediciones, tras la lluvia, la disminución de *fc* (medias por nivel de quema) osciló entre el 42% y el 55%, para tomar valores de alrededor de los 11 mm min^{-1} en los 3 casos. El ANOVA mostró un efecto muy significativo del factor lluvia ($F=40.579$, $p<0.001$), que no se vio modificado por el choque térmico (Tabla 3.2).

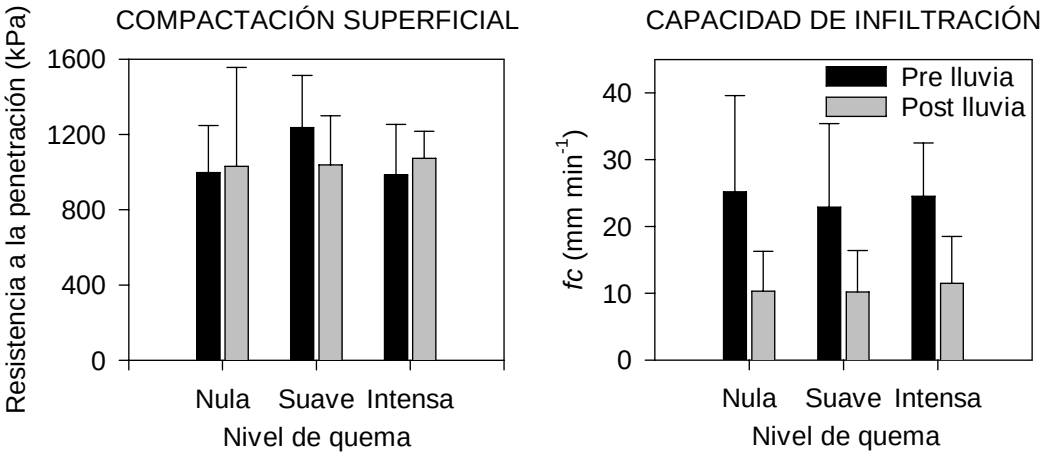


Figura 3.7. Compactación de la superficie del suelo (izquierda) y capacidad de infiltración (derecha), antes y después del tratamiento Lluvia. Se diferencian los 3 niveles del tratamiento quema. Medias y desviaciones estándar. n=9.

Tabla 3.2. Resultados del análisis para medidas repetidas en el tiempo. Se evalúa el efecto del nivel de quema sobre los cambios en la compactación superficial y la capacidad de infiltración debidos a la lluvia.

	Compactación superficial (1)	Capacidad de infiltración (2)
Inter-sujetos		
Nivel de quema	F=0,554 sig.=0,582	F=0,073 sig.=0,930
Intra-sujetos		
Lluvia	F=0,197 sig.=0,661	F=40,579 sig.<0,001
Lluvia X Quema	F=2,273 sig.=0,125	F=0,098 sig.=0,907

(1): No pudo asumirse la esfericidad de la matriz varianza-covarianza. Varianzas no homogéneas. n=27 (9 por nivel inter-sujetos)
(2): No pudo asumirse la esfericidad de la matriz varianza-covarianza. n=24 (8 por nivel inter-sujetos)

4.3. Relaciones entre las variables estudiadas

La Tabla 3.3 muestra las relaciones (Rho de Spearman) entre las características de la superficie del suelo (materia orgánica, estabilidad estructural, compactación antes y después del tratamiento Lluvia, e hidrofobia) y las infiltraciones previa y posterior a dicho tratamiento, así como con índices del cambio en la infiltración debido a la lluvia. Se han considerado todas las muestras, independientemente del nivel del tratamiento Quema. Hubo una relación significativa entre el porcentaje de materia orgánica y la infiltración estimada antes de la aplicación de la lluvia. Esta correspondencia desapareció en el muestreo posterior a la lluvia. Asimismo, la materia orgánica estuvo positivamente relacionada con la pérdida de capacidad de infiltración (diferencia entre los valores de *fc* obtenidos antes y después del tratamiento Lluvia). Es decir, aquellas muestras con mayor infiltración pre-lluvia (a su vez, con mayores porcentajes de materia orgánica) fueron las que sufrieron una pérdida absoluta de infiltración más elevada y serían las más vulnerables a los eventos de lluvia post-quema (Figura 3.8).

Previamente a la acción de la lluvia, hubo una tendencia a la disminución de *fc* al aumentar la compactación superficial (Tabla 3.3). Este comportamiento no se observó en el muestreo posterior a la

lluvia. El análisis mostró también una relación significativa entre la compactación previa al tratamiento Lluvia y la infiltración posterior a dicho tratamiento. La validez de esta última es cuestionable, ya que se compara la compactación frente a la infiltración en 2 situaciones diferentes: antes de la lluvia en el primer caso y después de la lluvia en el segundo.

Tabla 3.3. Coeficientes de correlación de Spearman entre distintas características de la superficie del suelo y las infiltraciones estimadas antes y después del tratamiento de lluvia, así como índices del cambio de infiltración debidos a dicho tratamiento.

	fc pre-lluvia	*fc* post-lluvia	*fc* pre – *fc* post	*fc* post / *fc* pre
Materia orgánica	0,497* p = 0,016	0,255 p = 0,241	0,441 p = 0,035*	-0,172 p = 0,431
Agregados estables	0,343 p = 0,109	0,080 p = 0,717	0,220 p = 0,313	-0,128 p = 0,559
Penetrometría pre-lluvia	-0,402 p = 0,057	-0,436 p = 0,038*	-0,302 p = 0,147	0,119 p = 0,590
Penetrometría post-lluvia	-0,106 p = 0,631	-0,280 p = 0,196	0,037 p = 0,867	-0,222 p = 0,308
Hidrofobia	0,085 p = 0,701	0,257 p = 0,236	-0,040 p = 0,858	0,008 p = 0,971

*: relaciones significativas al 5%
n = 23

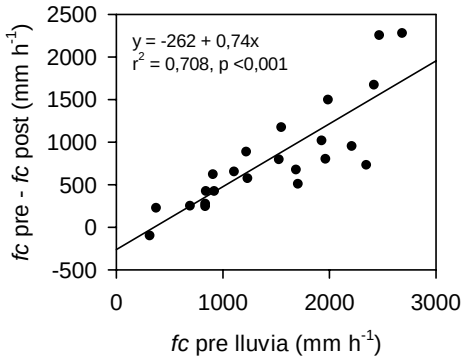


Figura 3.8. Relación entre la capacidad de infiltración previa al tratamiento Lluvia y la pérdida absoluta de infiltración debida a dicho tratamiento.

5. DISCUSION

Las temperaturas alcanzadas durante el tratamiento de quema simularon bien la dinámica propia de los incendios en el campo, tal como se comenta en el apartado "Materiales y métodos" de este capítulo. De todos modos, las muestras sujetas a una quema intensa presentaron unos tiempos de residencia, para los distintos umbrales de temperatura, inferiores a los que corresponderían a un fuego severo. En incendios experimentales realizados en aulagares maduros de la provincia de Alicante, se han observado temperaturas de la superficie del suelo por encima de 200ºC durante 15 minutos (Baeza et al., 2002) y durante 20 minutos (Mataix, 1999). En coscojares de la provincia de Valencia, Gimeno et al. (2004) registraron temperaturas superiores a los 100ºC, en la superficie del suelo, durante 18 minutos y 36 minutos, en función de la cantidad de combustible aportado. En el experimento descrito en el presente capítulo, los tiempos medios de residencia por encima de los 200ºC superaron ligeramente el minuto y medio y los 3 minutos (quema suave e intensa, respectivamente). La superficie permaneció a más de 100ºC, como media, durante 2'50'' (quema suave) y durante 5'30'' (quema intensa). Por este motivo, el máximo nivel del tratamiento quema debe considerarse equivalente a un incendio moderado, no excesivamente severo.

Tanto el método utilizado para estimar el porcentaje de agregados estables, como el usado para el tratamiento de lluvia, está basado en la colisión de gotas de agua sobre la muestra. En un principio cabría esperar procesos semejantes en la desagregación medida con el análisis de estabilidad estructural y en la observada con el tratamiento de lluvia simulada, pero hay diferencias evidentes. El porcentaje de agregados estables se determinó en muestras homogéneas y los agregados se dispusieron sueltos y diseminados. Por el contrario, el tratamiento Lluvia se realizó en muestras inalteradas, que conservaban la macroestructura, mientras que la energía cinética aplicada fue unas 5 veces superior a la del primer caso.

Los porcentajes de agregados estables fueron cercanos entre tratamientos y en general mayores al 90%. En comparación con otros trabajos, la estabilidad estructural puede considerarse alta, algo que también se observó en matorrales y pinares de Ponce, Sotorroni y Guadalest (ver Experimentos 2 y 4). Martínez-Mena (1995) encontró, en matorrales y espartales semiáridos, sobre diversos substratos carbonatados en

Abanilla (Murcia), medias entre el 41% y el 53%, analizando agregados entre 1 y 2 mm de diámetro. En pinares de repoblación en Santomera (Murcia), con suelos carbonatados de textura franco-limosa y usando agregados entre 0,2 y 4 mm, Albaladejo et al. (1998) describen valores del 80% de agregados estables, que descendieron hasta el 56% a los 55 meses de haber eliminado la vegetación. Guerrero (2003), en un matorral sobre antiguos cultivos de la Sierra de Solana (Bocairent), afectado por un incendio poco virulento al nivel del suelo, obtuvo porcentajes alrededor del 90% en agregados de 2 a 4 mm de diámetro, parecidos a los del presente estudio. Mataix (1999) analizó agregados de entre 0,2 y 4 mm obtenidos entre Alcoi y Cocentaina, en 3 zonas diferenciadas, afectadas en distinto grado por un fuego o no quemadas, obteniendo valores entre 81% y 89% (áreas incendiadas) y entre 58% y 87% (controles no quemados).

La resistencia de los agregados a ser disgregados por la lluvia resultó poco sensible al choque térmico, aunque fue ligeramente superior en las muestras quemadas que en las no quemadas. Este fenómeno es parecido al descrito por Mataix et al (2002): de 3 pinares estudiados, en 2 no encontraron diferencias, mientras que en un tercero hallaron una estabilidad estructural significativamente mayor con el fuego. Guerrero et al (2001) observaron un incremento logarítmico del porcentaje de agregados estables al someterlos a temperatura ambiente, 200ºC, 400ºC y 600ºC, durante tiempos superiores a los del presente estudio, utilizando un horno. Calentando muestras superficiales de suelos silícicos, a distintas temperaturas y durante 30 minutos, Josa et al (1994) no hallaron efectos por debajo de los 200-300ºC, temperaturas a partir de las cuales hubo una disminución pronunciada de la estabilidad estructural. Las escasas diferencias encontradas en este trabajo pueden ser explicadas por varias causas. Los tiempos en los que las muestras estuvieron sometidas a altas temperaturas no fueron elevados, simulando el paso del frente de llamas. Por otra parte, el choque térmico incidió sobre la superficie, para ser transmitido hacia el interior por un medio cuya conductividad térmica es baja, como ocurre generalmente en los incendios en el campo. De esta forma, la superficie nunca permaneció más de 5 minutos por encima de los 200ºC, mientras que a 1 cm de profundidad lo estuvo entre poco más de medio minuto (quema suave) y alrededor de 3 minutos (quema intensa). Por el contrario, en muchos experimentos de laboratorio los suelos se tamizan y homogeneizan previamente, para luego recibir tratamientos de temperatura más prolongados y aplicados a toda la muestra por un igual. De todos modos, aunque de forma no significativa pero partiendo de unos valores muy elevados, la estabilidad estructural tendió a incrementarse

ligeramente con el choque térmico. En la localidad Guadalest, tras un incendio natural, el aumento de la estabilidad de los agregados fue más evidente (ver Experimento 4).

La materia orgánica, considerada como un gran agente cementante, aunque probablemente no tan importante en suelos de textura fina (Giovannini y Lucchesi, 1983; Giovannini et al, 1990), no descendió significativamente con el tratamiento. Las muestras quemadas tendieron a presentar porcentajes de carbono orgánico menores, pero no fueron significativamente distintos a los controles. Hay que tener en cuenta que para cada uno de los 3 niveles del tratamiento se utilizaron muestras distintas, tomadas al azar en diferentes lugares de la misma ladera. La variabilidad espacial entre los puntos de muestreo pudo haber ocultado la posible disminución del carbono orgánico por combustión. Otro fenómeno citado por los mismos autores, la reorganización y recristalización del hierro y del aluminio, que contribuiría a incrementar la resistencia de los agregados, no fue analizada en este trabajo.

De todos modos, las temperaturas alcanzadas fueron suficientes como para dar lugar a destilación y combustión de materia orgánica (de Bano et al., 1998; Neary et al, 1999). En todos los casos, las fracciones inferiores a 1 mm presentaron una cierta repelencia al agua. Comparada con el control no quemado, la quema suave produjo un incremento de casos con hidrofobia moderada a costa de los de hidrofobia suave y extrema, que prácticamente desaparecieron. Contrariamente, la quema intensa incrementó los casos de hidrofobia suave y extrema, dando lugar a una distribución parecida al control no quemado, pero con mayor valor medio de WDPT. Según diversos autores (Josa et al, 1994; de Bano, 2000a), hay una intensa formación de compuestos hidrofóbicos cuando se calienta el suelo entre 175ºC y 200ºC, mientras que prácticamente desaparecen entre 280ºC y 400ºC. Durante el tratamiento de quema, y en función de la intensidad y de la profundidad, la temperatura del suelo se movió por ambos márgenes (Figura 3.2). Pudo haberse producido tanto síntesis como destrucción de compuestos hidrofóbicos, o ambas a la vez. Por otra parte, no hubo aporte de substancias procedentes de la combustión de los horizontes orgánicos, que se extrajeron previamente al tratamiento. Estos resultados concuerdan con la escasa influencia del fuego en la repelencia al agua encontrada en un incendio natural en el campo (ver Experimento 4).

La resistencia a la penetración no se mostró afectada por ninguno de los 2 tratamientos, fenómeno consistente con la elevada estabilidad estructural encontrada. El incremento observado sobre margas en ensayos de campo (ver Experimentos 2 y 4), no apareció tras el tratamiento de lluvia en el laboratorio. La energía aplicada con el simulador de lluvia, menos de 1500 J m^{-2}, probablemente sea mucho menor a la recibida por las parcelas instaladas en el campo y que sufrieron el impacto de las lluvias naturales durante meses. Aunque no se analizó, las muestras presentaron zonas en las que se podía distinguir una costra superficial, friable y de unos 2 mm de espesor. La lluvia habría producido una cierta desagregación y redistribución de partículas, para dar lugar a un horizonte superficial de estructura laminar, mucho más delgado que la profundidad de muestreo del penetrómetro (0-1 cm), que no fue suficientemente sensible como para detectarlo. Por otra parte, en este experimento se excluyó la vegetación y su efecto protector, factor que quedó incorporado en los ensayos de campo.

La lluvia produjo una disminución notable de *fc*, independientemente del nivel del tratamiento quema. Tanto las muestras a las que solamente se extrajo la vegetación y los horizontes orgánicos, como las que además sufrieron un choque térmico, redujeron el valor de esta variable a la mitad. En el análisis de resultados no se superó la prueba de Mauchly (esfericidad de la matriz varianza-covarianza), sobrestimándose entonces el estadístico F para el factor intra-sujetos (Lluvia en nuestro caso), con el consiguiente riesgo de considerar significativo un efecto que en realidad no lo es (von Ende, 1993). De todos modos, la significación del factor Lluvia fue muy elevada, lo que refuerza la hipótesis de que, efectivamente, ésta produjo una reducción de la capacidad de infiltración. A pesar de la elevada estabilidad estructural, la aplicación de una precipitación con una energía total de 270 J m^{-2}, durante la determinación del porcentaje de agregados estables, dio lugar a una cierta ruptura de agregados y liberación de partículas de menor diámetro. En el caso del tratamiento de lluvia, en el que se suministró una energía unas 5 veces superior, cabe suponer que hubo una desagregación de al menos el mismo orden de magnitud o superior. Las partículas disgregadas podrían taponar los poros y formar un horizonte superficial de menor conductividad hidráulica. Este fenómeno se vería favorecido por la repelencia al agua moderada, observada en la fracción inferior a 1 mm de diámetro. Una costra delgada, no detectable con el penetrómetro, habría sido suficiente para disminuir notablemente la infiltración. Esto explicaría que la relación entre la resistencia a la penetración y *fc* que se insinuó antes de la lluvia y a la formación de esta costra, se desvaneciese en el muestreo posterior.

La respuesta a la lluvia, semejante en los 3 niveles de quema, coincide con las escasas o nulas diferencias encontradas en la cantidad de materia orgánica, grado de hidrofobia y porcentaje de agregados estables. De todos modos, cabe destacar que los casos de mayor pérdida de infiltración a causa de la lluvia fueron aquéllos que presentaron una infiltración mayor antes de este tratamiento.

6. CONCLUSIONES

El método de quema utilizado permitió aplicar un choque térmico comparable a incendios suaves y moderados. En fuegos severos de campo, el tiempo de residencia de temperaturas altas puede ser superior. De todos modos, el primer centímetro de suelo estuvo sometido a temperaturas entre 200ºC y 700ºC (quema suave), y entre 450ºC y 800ºC (quema intensa). Los tiempos de residencia de temperaturas superiores a los 200ºC fueron entre 40 segundos y 1 minuto 20 segundos (quema suave), y alrededor de los 3 minutos (quema intensa).

No se observaron efectos significativos de la quema en la estabilidad estructural ni en la repelencia al agua, pero sí una ligera tendencia, no significativa, a la pérdida de materia orgánica. Probablemente, la elevada heterogeneidad espacial de estas variables (y por lo tanto diversidad entre las muestras) ocultó posibles cambios debidos al choque térmico.

El penetrómetro de cono no puso de manifiesto ninguna formación de una costra superficial a causa de la lluvia. Si hubo algún fenómeno de este tipo, el método utilizado no fue capaz de detectarlo.

La lluvia sobre el suelo desprotegido dio lugar a una disminución notable y significativa de la infiltración. Este comportamiento tuvo lugar con independencia del tratamiento térmico: la pérdida de infiltración fue significativa tanto en los controles como en ambas intensidades de quema.

Una infiltración inicial más elevada se mostró asociada a una mayor vulnerabilidad a la pérdida de infiltración debida a la lluvia.

Se aventura como posible causa de la reducción de la infiltración el desarrollo de un horizonte delgado y friable, formado por material disgregado por la lluvia, que fue observado pero no cuantificado.

EXPERIMENTO 4: CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y EROSIÓN POST-INCENDIO. EL EFECTO DE LA EDAD DE ABANDONO EN LADERAS ATERRAZADAS

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico durante los siglos XVIII y XIX dio lugar a un gran incremento en España de la necesidad de tierras para dedicarlas a la producción de alimentos, básicamente a la agricultura. Este fenómeno supuso el laboreo de laderas de montaña hasta cotas altas, que en el caso de poseer una pendiente elevada comportaron la construcción de terrazas (Padilla, 1998). En las últimas décadas ha habido una notable recesión de la superficie dedicada a la agricultura en la Europa mediterránea. Ha afectado principalmente a las zonas de montaña y especialmente a las laderas aterrazadas, que presentan grandes limitaciones para la mecanización y el regadío (Margaris et al., 1996; Hernández-Hernández, 1997). El abandono de las actividades agrícolas da lugar a un mayor desarrollo de la vegetación y de su capacidad para proteger el suelo, pero también a un mayor riesgo de degradación estructural y funcional de las terrazas. Representa un nuevo cambio en los condicionantes hidrológicos de las laderas.

Las laderas aterrazadas son un ambiente muy modificado por la actividad humana. Como antiguos cultivos, los suelos presentan limitaciones en materia orgánica y actividad biológica, desequilibrios en el estado nutricional, empobrecimiento de la estructura, escasez de propágulos, mezcla de horizontes, etc. A estos efectos se suman cambios en la morfología de las laderas que representa el aterrazamiento. Las consecuencias hidrológicas son muy importantes, ya que estas estructuras se construyeron, precisamente, para el control y mayor aprovechamiento de los flujos de agua. Modifican drásticamente la hidrología de las laderas, regulando la infiltración y el transporte de sedimentos, aunque para su buen funcionamiento son necesarios continuos trabajos de mantenimiento (remoción del suelo, limpieza de acequias, reparación de muros caídos, restitución de la tierra perdida) (Rodríguez y Lasanta, 1992). Sin la

intervención humana, hay una tendencia a recuperar la dinámica hidromorfológica natural. De todos modos, su evolución está muy influida por las intensas alteraciones provocadas tanto por las actividades agrícolas en sí, como por la modificación del relieve y de la red hidrológica primigenia debido a las terrazas. Asimismo, mientras que fenómenos de degradación incipientes pueden ser enmendados por el agricultor, siempre y cuando la terraza mantenga el uso agrícola, tras su abandono no son subsanados y pueden ampliarse en intensidad y extensión.

A partir del momento en que un cultivo se abandona, la vegetación espontánea comienza a colonizarlo, modificando tanto la composición de las comunidades como su configuración espacial (Barbero et al., 1990). Este proceso está sujeto tanto a las condiciones ambientales y la vegetación circundante como a los usos del suelo, previo y posteriormente al abandono. La tendencia es hacia un incremento de la cobertura y biomasa vegetal, a menos que la profundidad de suelo útil sea limitante para el desarrollo de la vegetación, o que la presión ganadera sea excesiva (Lasanta et al., 1996; Kosmas et al., 2000). De todos modos, y a pesar de los beneficios de la vegetación en la conservación del suelo, aparecen dos efectos potencialmente negativos. Por una parte hay un aumento del combustible y del riesgo de incendio. Por la otra, se acentúa la infiltración y la pérdida de agua por evapo-transpiración a costa de una menor producción de escorrentía (Puigdefábregas y Mendizábal, 1998; Bellot at al., 2001). A nivel de indicadores de calidad y estabilidad del suelo, el abandono de las actividades agrícolas favorece el incremento de la materia orgánica, la estabilidad estructural y la capacidad de retención de agua, sobre todo si no son sustituidas por la ganadería (Martínez-Fernández et al., 1995; Kosmas et al., 2000; Dunjó et al., 2003). La erosión laminar tiende a disminuir, mientras que aumenta la presencia de acarcavamientos y de movimientos en masa (García-Ruíz et al., 1995; Lasanta et al., 2001).

Las laderas aterrazadas, sin intervención humana de mantenimiento, pueden considerarse como sistemas inestables. Tras el abandono se ponen en marcha diversos mecanismos, algunos tendentes a la degradación y otros a la regeneración del suelo y de la vegetación. La dinámica puede verse gravemente alterada en el caso de un incendio forestal. Tal y como se ha comentado en capítulos anteriores, el fuego es un elemento de riesgo de degradación. En el caso de laderas aterrazadas, se unen los riesgos heredados de las antiguas actividades agrícolas y los debidos a la modificación del relieve. Por otra parte, la edad de abandono influye en la composición y desarrollo de la vegetación, en la acumulación de

combustible, en las características del suelo y en el estado de conservación de las terrazas. Por lo tanto, cabe esperar que los efectos del fuego y la respuesta del sistema varíe entre áreas abandonadas en distintos momentos.

Gran parte de los estudios de erosión en terrazas agrícolas abandonadas se ha basado en diseños extensivos con muestreos puntuales, mediante transectos geomorfológicos, microperfiladores, cuantificación del material desplazado, etc. De esta forma se puede repetir la toma de datos en muchos lugares y considerar la variabilidad espacial, pero presenta limitaciones a la hora de analizar la dinámica temporal. La utilización de parcelas de erosión cerradas, a una escala de decenas de metros cuadrados, se ha centrado en laderas más o menos homogéneas (véase la recopilación bibliográfica de Rodríguez y Lasanta, 1992, así como la de Cerdà, 2001). Existen casos, poco frecuentes, de uso de parcelas de erosión cerradas en zonas aterrazadas para la preparación del terreno en repoblaciones forestales (Sánchez et al., 1994; Williams et al., 1995; Ternan et al., 1996). En antiguos cultivos en terraza, la recogida directa de los sedimentos transportados por la escorrentía se ha realizado fundamentalmente en microparcelas (por ejemplo Rodríguez-Aizpeolea et al., 1991; Ruiz-Flaño, 1993; Dunjó et al., 2003) o a nivel de cuenca (por ejemplo Llorens y Gallart, 1992; García-Ruiz et al., 2005). Por el contrario, hay una falta de estudios de erosión, mediante parcelas cerradas, a escala de terraza de cultivo. Con este método se aísla la parcela del resto de la ladera y no se consideran formas erosivas de gran importancia en este tipo de situaciones (movimientos en masa, cárcavas, entubamientos, etc.). De todos modos, permite un registro de la respuesta de la terraza a cada una de las lluvias, en términos de producción de escorrentía y sedimentos arrastrados. Además, ofrece la oportunidad de analizar la evolución temporal de dichas respuestas y de diversos parámetros que pueden influir en las mismas.

El experimento descrito en este capítulo persigue diversos objetivos. El primero es analizar la influencia de la edad de abandono en la respuesta de antiguos cultivos al fuego, en términos de hidrología superficial. Asimismo, se pretende estudiar la vulnerabilidad de estos sistemas a la perturbación, evaluando la capacidad de retorno a las condiciones previas al incendio. Por último, se intenta examinar distintos parámetros que pueden influir en la respuesta hidrológica, con el fin de comprender algo mejor los mecanismos que desencadenan una dinámica degradativa después de un incendio forestal.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio Guadalest está situada en la vertiente sur de la Serra de la Xortà o l'Aixortà, a la altura del embalse de Guadalest. Pertenece a los Términos Municipales de Benimantell y Beniardà, comarca de la Marina Baixa. Las coordenadas geográficas son 38º41'N, 0º12'O, quedando limitada por las cuadrículas UTM YH 743 4286 e YH 744 4285. La altitud oscila entre los 400 y los 500 m.

Esta localidad fue parcialmente afectada por un incendio forestal los días 8 y 9 de agosto de 1998. Según datos del Servicio de Prevención de Incendios Forestales (Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana), la superficie del mismo fue 170 ha, de las cuales 119 correspondieron a superficie rasa y las 51 restantes a arbolada.

Según la estación termo-pluviométrica de Callosa d'en Sarrià (38º39'N, 0º07'O, 247 m), la precipitación media anual es de 475 mm y la temperatura media anual 15,6ºC. La clasificación de Thornthwaite indica un clima semiárido, mesotérmico, con superávit hídrico en invierno escaso o nulo (Pérez-Cueva, 1994). Hay estaciones meteorológicas más cercanas a la zona de estudio, en el propio embalse, pero no tienen registro de temperaturas y funcionan desde 1989. No fueron válidas para establecer índices climáticos, pero sí más adecuadas para analizar las precipitaciones durante el periodo de estudio.

Morfológica y litoestratigráficamente, pertenece al anticlinal complejo de La Serrella, dentro del frente de cabalgamiento del Prebético interno de la Font Roja. La estratigrafía corresponde a Mioceno indiferenciado, predominantemente margoso (IGME, 1975b). La topografía es abrupta, con pendientes medias y numerosos barrancos que vierten las aguas, sólo en caso de precipitaciones al menos moderadas, al embalse de Guadalest.

Según USDA (2003) los suelos dominantes son *Inceptisoles*, en concreto *Xerochrepts* (Ruíz de la Torre, 1996). Según la clasificación FAO (2001), corresponden a un *Cambisol calcáreo*. De todos modos, las profundas modificaciones debidas a la actividad agrícola han dado lugar a suelos tipo *Leptosol ántrico*.

Excepto las partes más escarpadas, donde afloran rocas calizas prácticamente desnudas, las laderas están ocupadas por terrazas agrícolas (Figura 4.1). A diferencia de lo que ocurre en otras localidades, los taludes son básicamente de tierra. Los agricultores comentan que el motivo principal es la escasez de material para construirlos de piedra seca. Las piedras tienen que recogerse en zonas alejadas y su transporte es difícil, por lo que se reserva su uso para reforzar algunos puntos inestables o degradados del talud. Según informaciones facilitadas por vecinos de la zona, antiguamente se cultivaba básicamente cereal, vid, algarrobo y olivo. Los años posteriores a la Guerra Civil representaron un momento álgido en la explotación agrícola. Hacia mitad del siglo XX gran parte de los cultivos fueron abandonados, convirtiéndose con el tiempo en área forestal. En los que se mantuvieron en uso, el cereal se dejó de producir y la vid perdió importancia. Contrariamente el almendro, mayoritario en la actualidad, irrumpió con fuerza hace 40-50 años. En las últimas décadas ha habido un nuevo incremento en el abandono de terrazas agrícolas, mientras que unas pocas siguen todavía en explotación. Debido a la gran fragmentación en la propiedad de la tierra, se intercalan situaciones contrastadas:

a. Áreas dejadas de cultivar hace décadas y ocupadas por pinar de *Pinus halepensis* de regeneración natural, con algunos casos de explotación maderera.
b. Bancales yermos dominados por herbáceas, acompañados de arbustos, pies residuales de frutales y pinos jóvenes.
c. Cultivos en uso, básicamente de almendro, olivo y algarrobo.

En la actualidad, los usos de suelo más frecuentes en las laderas aterrazadas son, por este orden, el pinar, el recién abandonado y el cultivo en uso (López-Poma, 2004).

La zona de estudio pertenece a la serie de vegetación mesomediterránea manchega y basófila de *Quercus rotundifolia* o encina (*Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae signetum)*, en la faciación termófila murciano-manchega con *Pistacia lentiscus* (Rivas Martínez, 1987). La vegetación potencial corresponde a encinares, pero de esta especie tan sólo hay algunos ejemplares aislados, aunque bien desarrollados. Tal como se ha comentado anteriormente, la vegetación actual varía en función del estado de abandono de los cultivos. En los más antiguos, *Pinus halepensis* puede estar acompañado por individuos de *Ceratonia siliqua* y de *Olea europaea*. Estos pinares acostumbran a tener un estrato arbustivo denso, con *Rosmarinus officinalis*, *Erica multiflora*, *Rhamnus alaternus*, *Ulex parviflorus*, este último en estado senescente, entre otros. El estrato herbáceo está dominado por *Brachypodium retusum*. Los cultivos

abandonados más recientemente mantienen pies vivos de olivo, algarrobo y almendro. Junto a ellos aparecen *Pinus halepensis* jóvenes. El estrato arbustivo tiende a estar poco desarrollado, mientras que el herbáceo cubre la práctica totalidad de la superficie. Además de la dominancia de *Brachypodium retusum*, destaca la diversidad de leguminosas.

La localidad Guadalest goza de una serie de características que se consideraron adecuadas para realizar este experimento:

- La intercalación espacial de antiguos cultivos con edades de abandono y formaciones vegetales muy diferentes.
- El perímetro irregular del incendio, que hace que se entremezclen áreas quemadas y no quemadas.
- La posibilidad de instalar parcelas experimentales muy poco tiempo después del fuego.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Inmediatamente después del incendio se realizaron varias prospecciones por la zona, con el fin de encontrar emplazamientos adecuados para las parcelas de este experimento. Debían de ser antiguos cultivos con 2 edades de abandono contrastadas, afectados y no afectados por el fuego, para dar lugar a un total de 4 categorías o combinaciones de estado de abandono e incidencia del fuego. Para clasificar las antiguas terrazas por edades de abandono, se entrevistó a agentes forestales, propietarios y antiguos trabajadores agrícolas. Teniendo en cuenta esta información, y considerando el nivel de desarrollo de las especies leñosas (Bonet y Pausas, 2004) y la edad de los pinos, se preseleccionaron terrazas que pudieron considerarse, con una garantía suficiente, como abandonadas 8-15 años atrás (abandono reciente) y >35 años atrás (abandono antiguo con pinar adulto). En la selección de las zonas a muestrear se primaron aquéllas que, perteneciendo a una misma categoría, quedasen intercaladas espacialmente con las de otras, con el fin de minimizar efectos asociados a las variaciones espaciales. Asimismo, se evitaron terrazas degradadas, cercanas a canales de drenaje, situadas en áreas de fuerte pendiente y aquéllas cuya distancia entre la base del talud y la terraza inferior fuese inferior a 3,5 m.

Con el fin de describir los perfiles de suelo, se abrieron un total de 6 catas, abarcando distintas edades de abandono e incidencia del incendio de 1998. La caracterización físico-química de la superficie del suelo se determinó a partir de muestras de 0-1 cm de profundidad. Se diferenciaron pinares y cultivos de

abandono reciente no quemados, seleccionándose 5 parcelas distintas para cada caso. En cada parcela se tomaron 5 muestras distribuidas al azar para obtener una muestra compuesta. Se determinó el carbono orgánico (Walkley y Black, 1934), el nitrógeno total (Bremmer, 1965), el fósforo asimilable (Olsen y Sommers 1982) y la textura (Day, 1965). Las muestras para la densidad aparente se extrajeron mediante un cilindro de 5 cm de diámetro y 5 cm de altura. Una vez en el laboratorio, se separó el primer centímetro, que fue el que se utilizó, del resto. Se quitaron las gravas y su volumen se estimó mediante inmersión en agua. El material fino se pesó una vez seco (60ºC, peso constante). Para el cálculo se consideró el peso de tierra fina y se descontó el volumen ocupado por las gravas.

Las variables estructurales del suelo y la repelencia al agua se estimaron en un total de 22 parcelas, repartidas como sigue:

- Cultivo recientemente abandonado, no quemado: 5 parcelas
- Cultivo recientemente abandonado, quemado: 6 parcelas
- Pinar sobre antiguo cultivo, no quemado: 5 parcelas
- Pinar sobre antiguo cultivo, quemado: 6 parcelas

En septiembre de 1998, 1 mes después del incendio, se tomaron muestras de 0-1 cm de profundidad de suelo mineral (2 por parcela en las no quemadas, 4 por parcela en las afectadas por el fuego). Las muestras fueron utilizadas para estimar la distribución de agregados por clases diamétricas, la estabilidad estructural y la hidrofobia. Esta última variable se determinó por separado en las distintas clases diamétricas de los agregados. La metodología utilizada se describe en el capítulo correspondiente al Experimento 2.

Finalmente se seleccionaron 12 terrazas (3 para cada combinación de estado de abandono y fuego). En ellas se instalaron las parcelas para el seguimiento de las producciones de escorrentía y sedimentos, la respuesta de la vegetación, la resistencia a la penetración y la capacidad de infiltración. Fueron nombradas de la siguiente forma:

- Cultivo recientemente abandonado, no quemado: AC1, AC2 y AC3.
- Cultivo recientemente abandonado, quemado: AQ1, AQ2 y AQ3.
- Pinar sobre antiguo cultivo, no quemado: PC1, PC2 y PC3.

- Pinar sobre antiguo cultivo, quemado: PQ1, PQ2 y PQ4 (una cuarta parcela en el pinar quemado -PQ3- quedó alterada por una tala a los 3 meses del incendio y se desestimó).

El estudio de la producción de escorrentía y sedimentos se hizo mediante parcelas de erosión cerradas (Figura 4.2). En su diseño se consideró que el aterrazamiento da lugar a una modificación profunda de la hidrología de la ladera. Podría decirse que su morfología, así como los flujos superficiales de agua y sedimentos, pasan a tener una distribución espacial en forma de células más o menos interconectadas (terrazas). Por este motivo, en el presente estudio se consideró la integración del talud y la base como unidad hidrológica y cada parcela incluyó ambos elementos de una misma terraza. Los bordes se demarcaron con láminas de hierro galvanizado, de 20 cm de altura, enterrados 5 cm en el suelo. La unión entre la lámina metálica y el suelo se selló con resina de poliéster. Los límites se trazaron en función de la microtopografía del terreno, intentando no alterar los flujos naturales de escorrentía superficial. El vértice por donde drenaría el agua se conectó, mediante una tubería de PVC, a un depósito de 500 o 1000 L de capacidad, en función de las producciones de escorrentía previstas.

Figura 4.1. Imágenes de la zona de estudio Guadalest.
Izquierda: Bosquetes de pino entremezclados con cultivos de abandono reciente.
Derecha: Antiguas terrazas agrícolas colonizadas por pinar, afectadas por el incendio de 1998.
Las elipses indican el emplazamiento de parcelas de erosión.

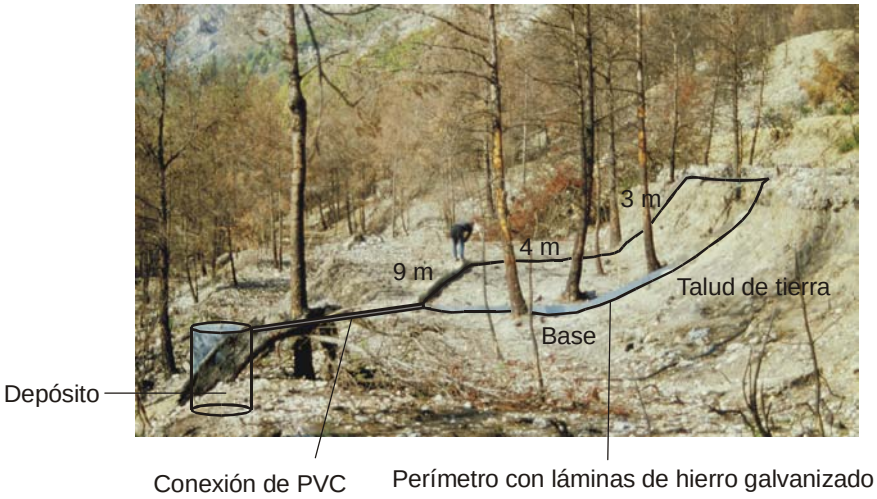


Figura 4.2. Parcela de erosión en pinar quemado.
Se han resaltado los límites y el sistema de recogida de escorrentía y sedimentos.
Las cifras son ilustrativas de las dimensiones de la parcela.

A pesar de ser relativamente homogéneas, las distintas terrazas presentaban algunas diferencias en la altura del talud, el área drenada hacia el desagüe, etc. Esto provocó que la superficie de las parcelas no fuese idéntica (Tabla 4.1), aunque todas siguieron el mismo diseño básico.

Tabla 4.1. Superficie de las parcelas de erosión. En cada caso se especifica la correspondiente al talud, a la base o área cultivable, y la total. Valores en m^2.

	AC1	AC2	AC3	AQ1	AQ2	AQ3	PC1	PC2	PC3	PQ1	PQ2	PQ4
Talud	26	26	25	47	31	10	34	29	23	29	56	37
Base	47	42	45	29	29	40	53	37	45	32	42	42
Total	73	68	70	76	60	50	87	66	68	61	98	79

El grado de conservación de las terrazas se estimó mediante una modificación del método descrito por Ortigosa (1991) y Ruíz-Flaño (1993). Consistió en transectos lineales, separados 1 m entre ellos y extendidos en posición transversal a la ladera. En cada transecto, a distancias de 50 cm, se tomó nota del estado de la superficie, atendiendo a las siguientes categorías erosivas:

- Sin síntomas de erosión evidentes
- Zonas con erosión localizada (pequeños descalzamientos, acumulación de gravas, pequeñas incisiones, arroyada difusa)
- Deslizamientos y movimientos en masa
- Áreas de sedimentación

Esta determinación se realizó en las parcelas afectadas por el incendio. En las no quemadas, la extremada cubierta vegetal no permitió una adecuada observación de la morfología de la superficie. Se consideró que para llevarlo a cabo se tendría que haber perturbado la vegetación, con el consiguiente riesgo de alterar las producciones de escorrentía y sedimentos, objeto principal del estudio.

La distribución de pendientes se calculó a partir de una malla regular de 1 m de lado registrando, en cada vértice, la inclinación de la superficie siguiendo la línea de máxima pendiente. Al igual como ocurrió con el grado de conservación de las terrazas, sólo pudo llevarse a cabo en las parcelas quemadas.

Después de cada lluvia productiva se midió el volumen de escorrentía recogida en los depósitos. En los casos en los que los tanques fueron insuficientes y se desbordaron, la escorrentía producida se consideró igual a la capacidad total de los depósitos. Los sedimentos se transportaron sucesivamente al laboratorio para su secado en estufa (60ºC hasta peso constante) y posterior pesado. Las parcelas de erosión fueron funcionales a partir de noviembre de 1998, a los 3 meses del incendio. Hasta ese momento tan sólo hubo un evento lluvioso post-fuego de consideración, entre el 22 y 23 de septiembre, con un volumen total de 21,2 mm. El estudio finalizó en agosto de 2003, a los 5 años de la perturbación.

La respuesta de la vegetación se evaluó mediante estimaciones del recubrimiento vegetal con el método de puntos interceptados (Greig-Smith, 1983; Kent y Coker, 1992). Los puntos de muestreo se dispusieron sobre una malla regular de 50 cm de lado distribuida a lo largo de las parcelas de erosión. Se contabilizaron los contactos con una varilla de 4 mm de diámetro, colocada perpendicularmente a la superficie. Con esta densidad de muestreo, se obtuvo un mínimo de 242 mediciones por parcela. Se diferenció las especies vegetales y el recubrimiento por piedras y restos orgánicos. Asimismo, se anotó la posición dentro de la terraza (base, pie de talud, talud) de cada punto. En las parcelas afectadas por el fuego, los muestreos se llevaron a cabo en abril de 2000, diciembre de 2000, junio de 2001, junio de 2002 y mayo de 2003 (a los 20, 28, 34, 46 y 57 meses del incendio, respectivamente). Los controles no quemados se muestrearon en junio de 2001. Hasta las mediciones de abril de 2000 -las primeras posteriores al incendio- se evitó transitar por las parcelas, debido a que el bajo recubrimiento en algunas de ellas y las altas pendientes de las paredes podrían haber provocado alteraciones. Para tener una aproximación del estado de la vegetación en un momento intermedio, se muestrearon 5 terrazas de cada combinación de edad de abandono e incidencia del fuego (20 en total), de condiciones parecidas a las de las parcelas de erosión, entre mayo y junio de 1999 (10 meses después del incendio).

La compactación superficial se midió como resistencia a la penetración, mediante un penetrómetro de cono (Eijkelkamp, 2002), a una profundidad de 0-1 cm. En cada muestreo se tomaron 50 medidas por parcela, distribuidas en 5 puntos dispuestos linealmente a una distancia regular de 1 m. Todas las parcelas de erosión fueron muestreadas en octubre de 1998, agosto de 1999, agosto de 2000, agosto de 2002 y julio de 2003 (a los 2, 12, 24, 48 y 59 meses del incendio, respectivamente). Con el fin de

minimizar el efecto de la humedad edáfica, se escogieron periodos secos. El porcentaje de agua del suelo se calculó a partir de muestras de 0-1 cm secadas en estufa a 105ºC hasta peso constante.

Entre el 14 y el 18 de febrero de 2000 se evaluó la capacidad de infiltración en todas las parcelas de erosión. Para ello se utilizó un infiltrómetro de doble anillo, con diámetros de 10 cm (cilindro interior) y 20 cm (cilindro exterior). Se introdujeron a 2 cm de profundidad, y se mantuvo constantemente una altura de agua de 10 cm. Se midió el volumen de agua añadido al anillo interior para conservar esta altura, a intervalos de 2 minutos (durante los primeros 10 minutos) y de 5 minutos (el tiempo restante). Las determinaciones duraron un mínimo de 60 minutos, y se alargaron en aquellos casos en los que no se había llegado claramente a una tasa de infiltración constante. Los datos de campo se ajustaron a la ecuación de Horton (1940), estimando a partir de ella la infiltración final estable (*fc*). Previamente se tomaron muestras de suelo (0-5 cm y 5-15 cm) por medio de una sonda y a partir de ellas se calculó el porcentaje de humedad (105ºC, peso constante).

Los datos pluviométricos proceden del SAIH (CHJ). Se trabajó con los registros de la estación Embalse Guadalest (38º41'N, 0º12'O, altitud 377 m). En caso de anomalía se consideraron los de la estación Abdet (38º42'N, 0º15'O, 630 m) y Callosa d'en Sarrià (38º39'N, 0º07'O, 247 m). Estas estaciones ofrecen intensidades de lluvia cada 5 minutos. A partir de este dato pueden calcularse diversos índices pluviométricos. Se escogió trabajar con AI30 (Precipitación total X Intensidad máxima durante 30 minutos). Un análisis exploratorio de estos índices y las producciones de sedimentos, en estas mismas parcelas, concluyó que AI30 se relaciona directa y significativamente (Llovet y Ruíz-Valera, 2002). Con el fin de suavizar el efecto de variabilidad interanual de la precipitación, en el análisis de las producciones anuales de escorrentía se utilizaron los porcentajes respecto al volumen de lluvia.

La parcela AQ2 fue puesta de nuevo en explotación agrícola en verano de 2001, a los 3 años del incendio. Las labores consistieron en el control de la vegetación espontánea mediante herbicida y la poda de dos olivos adultos que sobrevivieron sin problemas aparentes al incendio. Durante el periodo de estudio la parcela no fue sujeta a labrado. Todo ello produjo grandes cambios en el recubrimiento vegetal y la producción de escorrentía y sedimentos, que se comentan en los apartados correspondientes.

Los resultados de las características físico-químicas se analizaron mediante un análisis de la varianza con 1 sólo factor (edad de abandono) y 2 niveles (abandono reciente y pinar). Para las variables estructurales (diámetro medio ponderado y estabilidad de los agregados), la capacidad de infiltración y la hidrofobia se utilizó un análisis de la varianza con 2 factores (edad de abandono e incidencia del fuego). El análisis de resultados de la resistencia a la penetración, el coeficiente de escorrentía y la producción de sedimentos se hizo por medio de un análisis para medidas repetidas, con la edad de abandono y el fuego como factores inter-sujetos y el tiempo como factor intra-sujetos. En el texto se cita cuándo fue necesario transformar los datos, así como los casos en los que no se consiguió la homogeneidad de las varianzas (prueba de Levene). En el análisis para medidas repetidas se comprobó la hipótesis de esfericidad de la matriz varianza-covarianza transformada y ortonormalizada (prueba de Mauchly). Cuando no pudo asumirse el supuesto de esfericidad, se corrigieron los grados de libertad mediante el estimador ε de Greenhouse-Geisser, que es muy conservativo (von Ende, 1993). La relación entre las características de las lluvias y la producción de sedimentos se evaluó mediante regresión lineal y análisis de los residuales. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa SPSS 9.0 para Windows (SPSS, 1993).

4. RESULTADOS

4.1. Precipitación

En los 5 años posteriores al incendio (desde agosto de 1998 hasta julio de 2003, ambos inclusive) la precipitación total fue de 2609 mm. Corresponde a 522 mm anuales, cifra un 10% superior a la media de la localidad. La variedad interanual fue muy elevada. Los 2 años posteriores al fuego fueron muy secos, sobre todo el primero, con precipitaciones totales de 285 mm y 411 mm, respectivamente. Durante todo el periodo de estudio los valores fueron en aumento, hasta llegar a 694 mm en el último año (Figura 4.3).

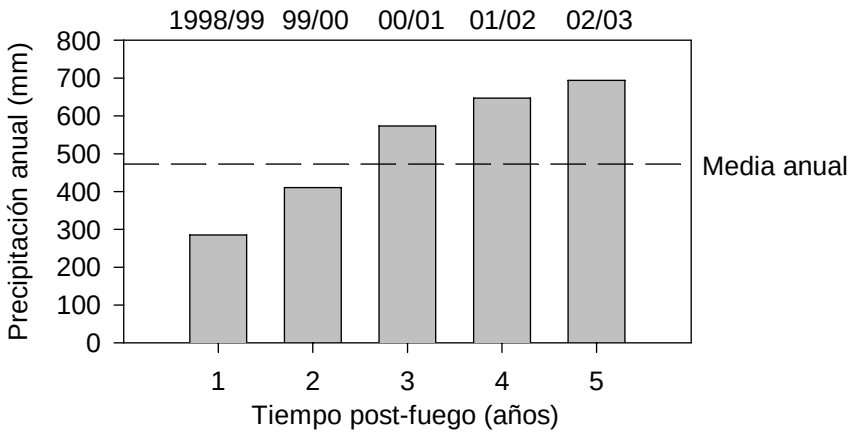


Figura 4.3. Precipitación anual durante los 5 años posteriores al incendio.
Localidad Guadalest, periodo agosto 1998-julio 2003.

De los 1825 días analizados, se registró lluvia en 350, superándose los 5 mm en 98 de ellos (Figura 4.4). Los casos de precipitación superior a los 50 mm diarios no fueron raros: 11 días en 5 años. En 4 ocasiones la precipitación fue mayor a 100 mm (15 febrero 2001, 19 septiembre 2001, 16 febrero 2003 y 16 abril 2003), sin llegar nunca a los 150 mm. Si se considera dentro de un mismo evento lluvioso varias jornadas consecutivas con períodos sin precipitación inferiores a 8 horas, el número de lluvias de más de 100 mm se eleva a 8, con un máximo de 188 mm (del 14 al 19 de febrero de 2001). Al igual como ocurrió con el volumen total anual, las lluvias copiosas fueron mucho más frecuentes a partir del segundo año posterior al incendio.

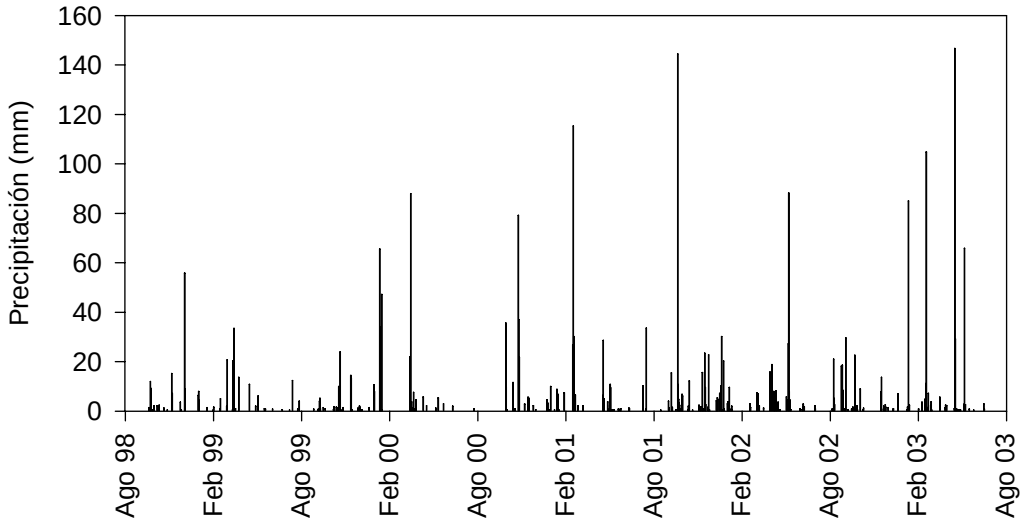


Figura 4.4. Precipitaciones diarias registradas en el área de estudio Guadalest. Periodo comprendido entre el 1 de agosto de 1998 y el 31 de julio de 2003.

4.2. Morfología y grado de conservación de las terrazas

La Figura 4.5 muestra la frecuencia de los signos erosivos observados en las parcelas quemadas a los dos años del incendio. Las terrazas agrícolas abandonadas recientemente presentaron una mayor superficie sin indicios evidentes de erosión (entre el 73% y el 87% del total) que las dejadas de cultivar más antiguamente y ocupadas por pinar (entre el 66% y el 72% de la superficie). Respecto a las zonas con signos de emigración de poca extensión, en los pinares fueron algo más abundantes (entre el 7% y el 12% de la superficie), aunque no excesivamente mayores que en los cultivos recientemente abandonados (entre el 2% y el 9% de la superficie). Cabe destacar que el talud de la parcela AQ1 estaba parcialmente hundido, sin colapsar la base de la terraza, fenómeno que debió ocurrir mucho antes del incendio. Esto hizo que la superficie afectada por deslizamientos y movimientos en masa representase el 18% del total de la parcela, mientras que en las demás el porcentaje fue inferior al 4%. Las zonas con deposición de materiales, situadas generalmente al pie del talud, representaron entre el 1% y el 10% de la superficie de las parcelas en cultivo de abandono reciente, y entre el 17% y el 22% de las situadas en el pinar. Aunque no se cuantificó, en los pinares no afectados por el incendio también se observaron

áreas de acumulación en la base de los taludes, en general más extensas que en las terrazas agrícolas de abandono reciente. Tal como se comentó en el apartado Materiales y Métodos, para este experimento se rechazaron las terrazas degradadas o muy estrechas. Por este motivo las parcelas presentaron un talud relativamente bien conservado, lo que no tiene por qué ser indicativo de la situación general en esta localidad.

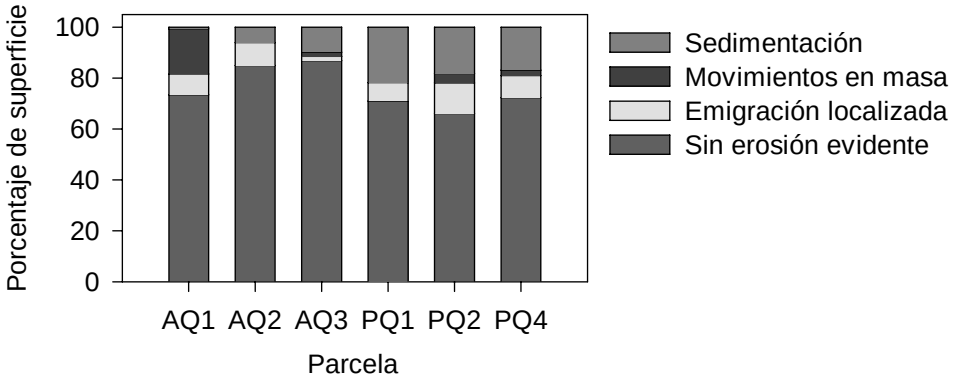


Figura 4.5. Porcentaje de superficie ocupada por las distintas categorías erosivas. Parcelas sobre cultivos abandonados recientemente (AQ) y ocupadas por pinar (PQ), todas ellas afectadas por el incendio forestal.

Los valores de pendiente de los más de 140 puntos medidos en cada parcela se ordenaron en 6 categorías: inferior a 5º, de 5º a 15º, de 15º a 30º, de 30º a 45º, de 45º a 60º y superior a 60º. La distribución por frecuencias entre las distintas categorías, separando las zonas correspondientes a la base y al talud de las terrazas, puede observarse en la Figura 4.6. La mayor parte de la base de las terrazas presentó una pendiente inferior a 5º y no se observó ningún valor superior a los 15º, independientemente de la edad de abandono de los cultivos. En los taludes las categorías predominantes fueron de 15º a 30º (parcela AQ2), de 30º a 45º (parcelas AQ1, PQ2 y PQ4) y de 45º a 60º (parcelas AQ3 y PQ1). La superficie de talud con menos de 15º de pendiente fue superior en los cultivos de abandono reciente (entre el 15% y el 23%) que en el pinar (entre el 9% y el 15%). Los puntos con pendiente superior a 60º representaron entre el 11% y el 17% del talud de todas las parcelas excepto PQ2, en la que solamente el 2% del talud tuvo una inclinación mayor a 60º.

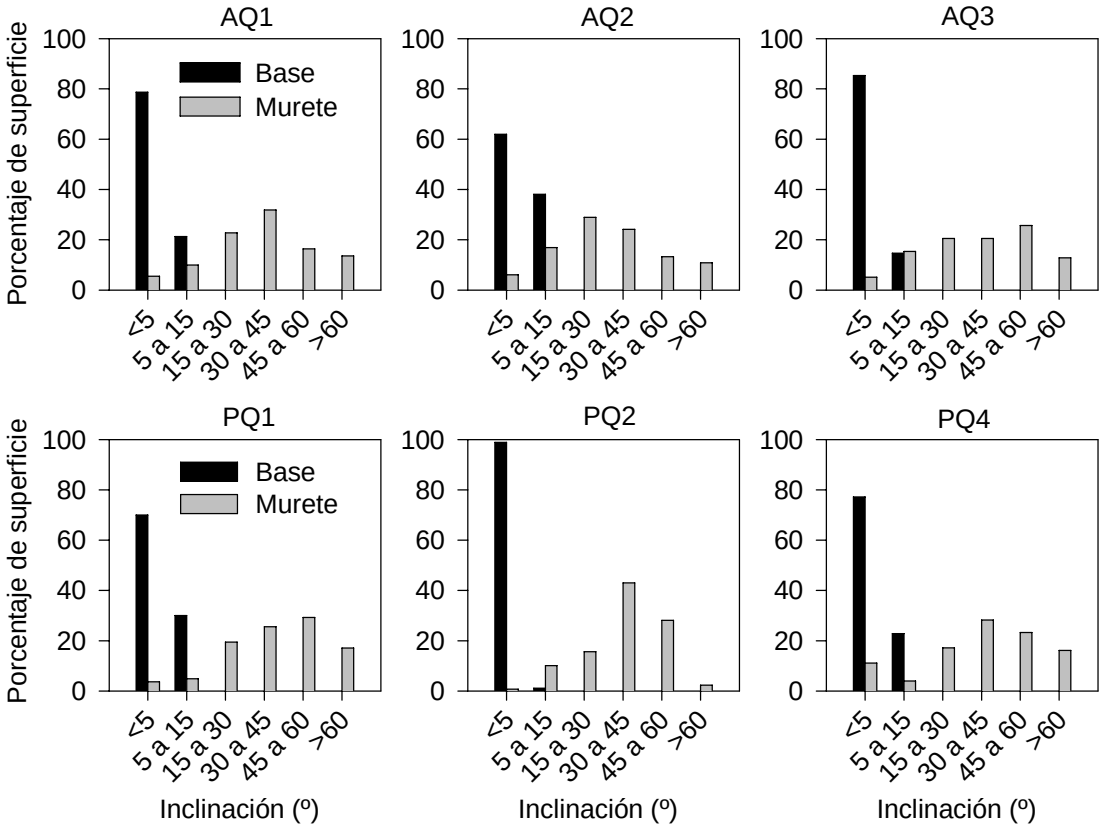


Figura 4.6. Distribución por categorías de pendiente de la superficie de las parcelas afectadas por el fuego, instaladas sobre cultivos de abandono reciente (AQ) o antiguo (PQ). En cada parcela, se presenta por separado la zona ocupada por la base de la terraza, de la perteneciente al talud.

4.3. Suelos

En pinares aparece un horizonte L+F (normalmente de menos de 3 cm de profundidad) sobre un H muy poco desarrollado o inexistente. Los horizontes minerales están poco diferenciados. De todos modos, puede distinguirse un horizonte superficial, de entre 10 y 20 cm de profundidad, mejor estructurado y con mayor cantidad de raíces finas que el subyacente. Por debajo se debilita el grado de estructuración y el aspecto se vuelve más lítico, diminuyendo las raíces finas pero apareciendo algunas gruesas. Por debajo de los 35 cm, aproximadamente, hay un horizonte de marga alterada, muy compacto, prácticamente sin raíces. En cultivos abandonados más recientemente también aparece un horizonte superficial mejor estructurado, mientras que en profundidad la estructura se va haciendo más litica hasta llegar a marga

alterada. Los límites acostumbran a ser más claros que en los pinares. Probablemente estos horizontes estén asociados -al menos parcialmente- a la profundidad del labrado, herencia de prácticas agrícolas del pasado. Por otra parte, en los pinares quemados se distinguió un horizonte superficial compactado de 0,5 a 1,5 cm de espesor, con mezcla de cenizas y material mineral.

La superficie de las antiguas terrazas ocupadas por pinar presentó mayores porcentajes de carbono orgánico y de fósforo asimilable, una relación C/N más elevada, así como una densidad aparente inferior, que la de los cultivos de abandono reciente (Tablas 4.2 y 4.3). Estas diferencias están en consonancia con el mayor desarrollo de la vegetación y de los horizontes orgánicos. Por otra parte, los pinares mostraron una textura más gruesa, aunque las significaciones estadísticas fueron poco acentuadas. El empobrecimiento en limo fino y el enriquecimiento en arena fina pudo ser debido a una remoción selectiva de las partículas de pequeño tamaño y poco tendentes a formar agregados (limo fino), y una deposición preferencial de otras más gruesas (arena fina en nuestro caso). Este fenómeno afectaría solamente a la superficie, y el labrado del suelo y la consecuente mezcla de horizontes, lo desvanecería. Por este motivo la pérdida de partículas finas se manifestaría con mayor claridad en aquellos lugares en los que las labores agrícolas fueron abandonadas hace más tiempo y por lo tanto, tuvieron un período de evolución más largo.

Tabla 4.2. Características físico-químicas de la superficie del suelo (0-1 cm) de la zona de estudio Guadalest. Se diferencian distintos estados de abandono del cultivo. Medias y desviaciones estándar. n=5 (excepto a, n=3).

	C (%)	N (%)	C/N	P (mg kg^{-1})	DA (a) (g cm^{-3})	AG (%)	AF (%)	LG (%)	LF (%)	A (%)
Abandonado	2,4 (0,4)	0,21 (0,03)	11,5 (0,9)	14 (3)	1,20 (0,16)	2,6 (2,2)	12,1 (5,5)	11,3 (1,8)	45,2 (4,8)	28,8 (4,4)
Pinar	3,9 (1,1)	0,25 (0,06)	16,0 (3,4)	21 (4)	0,84 (0,13)	5,7 (3,4)	26,5 (11,5)	11,9 (2,1)	32,0 (11,7)	23,9 (4,3)

C: carbono orgánico, N: nitrógeno total, P: fósforo asimilable, DA: densidad aparente, AG: arena gruesa (2-0,5 mm de diámetro), AF: arena fina (0,5-0,05 mm de diámetro), LG: limo grueso (0,05-0,02 mm de diámetro), LF: limo fino (0,02-0,002 mm de diámetro), A: arcilla (<0,002 mm de diámetro).

Tabla 4.3. Resultados del análisis de la varianza de las características físico-químicas de la superficie del suelo

	C	N	C/N	P	DA	AG	AF	LG	LF	A
F	10,008	1,891	9,599	9,527	9,542	2,505	6,030	0,222	5,420	3,144
sig.	0,013*	0,206	0,015*	0,015*	0,037*	0,152	0,040*	0,650	0,048*	0,114

Factor inter-grupos: edad de abandono.
Variables: carbono orgánico (C), nitrógeno total (N), relación entre carbono orgánico y nitrógeno (C/N), fósforo asimilable (P), densidad aparente (DA), arena gruesa (AG), arena fina (AF), limo grueso (LG), limo fino (LF), arcilla (A).
Valores transformados angularmente, excepto DA.
n=5 (excepto DA, n=3)
*: diferencias significativas.

4.4. Características estructurales

La Figura 4.7 muestra la distribución del peso de los agregados por clases diamétricas. Se ha separado la edad de abandono del cultivo y la incidencia o no del fuego. Corresponde a muestras superficiales (0-1 cm) obtenidas 1 mes después del incendio. Los agregados superiores a los 4,76 mm de diámetro formaron la fracción más abundante en todos los casos. En los cultivos de abandono reciente representaron entre el 64% y el 60%, mientras que en el pinar no quemado llegaron al 56% del peso total de suelo. En los pinares afectados por el fuego, este porcentaje se redujo al 40%. Los diámetros intermedios no presentaron diferencias debidas a los factores estudiados. Tanto el peso de los agregados entre 4,76-4 mm, como entre 4-3 mm, osciló entre el 5% y el 10% del total. Las fracciones 3-2 mm, 2-1 mm y 1-0,5 mm equivalieron, cada una de ellas, a porcentajes entre el 8% y el 16% del suelo. La fracción inferior a 0,5 mm fue muy escasa, siempre inferior al 1%.

El diámetro medio ponderado (MWD) (Kemper y Rosenau, 1986) sintetiza la distribución de los pesos de los agregados por clases diamétricas. Las terrazas cultivadas hasta hace poco tiempo presentaron unos valores significativamente superiores (F=11,726, p=0,003) que las colonizadas por el pinar (medias y desviaciones estándar 3,8±0,2 mm y 3,4±0,4 mm, respectivamente) (Figura 4.8, izquierda y Tabla 4.4). El fuego tendió a disminuir el tamaño de los agregados, sobre todo en el pinar, con una significación marginal (F=3,271, p=0,087). Estas diferencias estuvieron claramente marcadas por los agregados superiores a 4,76 mm de diámetro. Si se excluyen del análisis, tal como muestra la Figura 4.8 (derecha), se desvanecen las diferencias debidas a la edad de abandono y al fuego (Tabla 4.4).

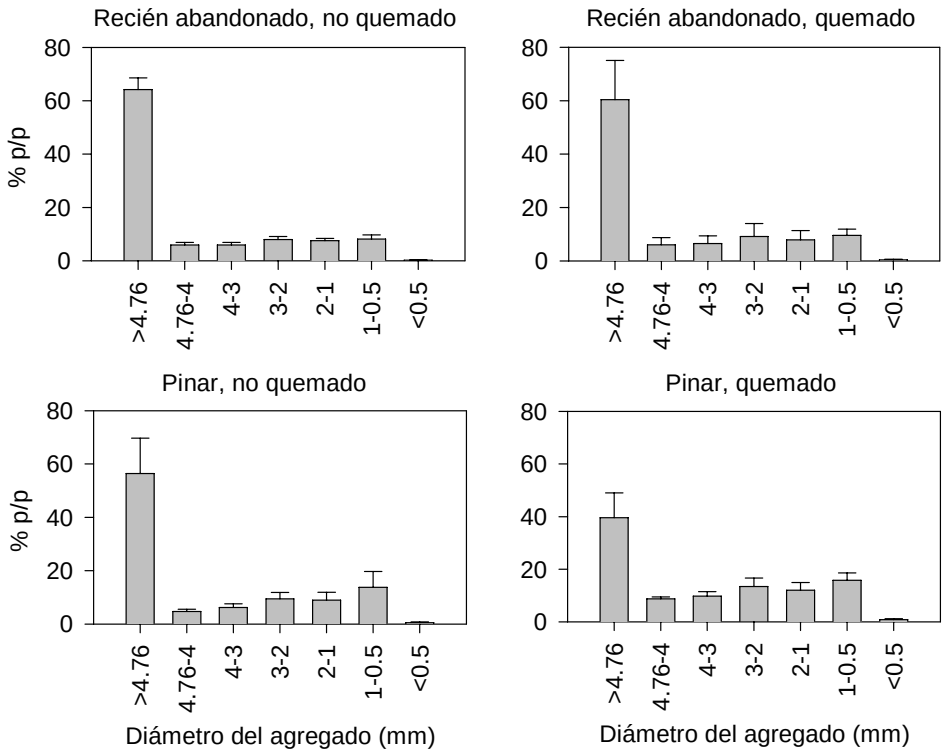


Figura 4.7. Distribución de los agregados por clases diamétricas. Las gráficas superiores corresponden a cultivos abandonados recientemente, y las inferiores a antiguos cultivos ocupados por un pinar adulto. A la izquierda se representan parcelas no quemadas, y a la derecha las afectadas por el fuego.

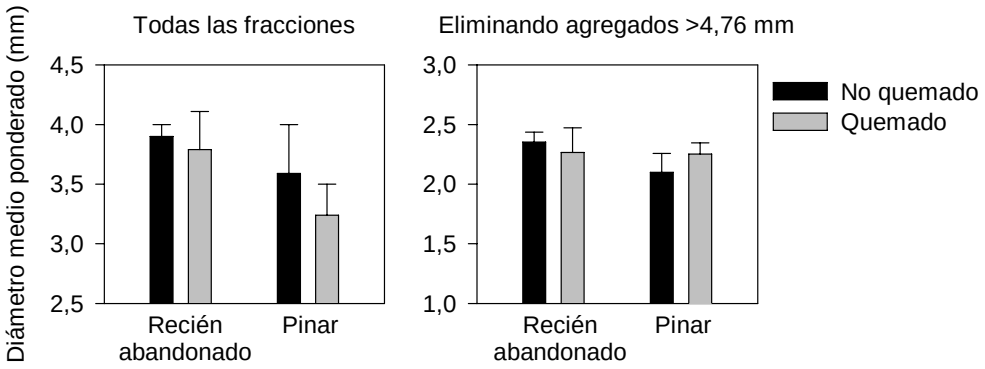


Figura 4.8. Diámetro medio ponderado de los agregados de la superficie del suelo, en función de la edad de abandono del cultivo y del incendio forestal. En el gráfico de la izquierda se consideraron todas las fracciones granulométricas. En el de la derecha se descartaron los agregados de diámetro superior a 4,76 mm.
Medias y desviaciones estándar.
n=5 (recién abandonado) y n=6 (pinar)

Poco después del incendio, los dos factores estudiados, edad de abandono del cultivo y fuego, ayudaron a explicar la varianza encontrada en la estabilidad estructural (Figura 4.9 y Tabla 4.4). El porcentaje de agregados estables fue significativamente menor en las terrazas agrícolas recientemente abandonadas que en las dejadas de cultivar hace décadas (F=30,672, p<0,001). Las medias y desviaciones estándar fueron 80±5% frente a 89±4%, respectivamente. Por su parte, el fuego provocó un incremento significativo de la estabilidad estructural (F=9,631, p=0,006). La media y la desviación estándar pasó de 82±7% de agregados estables en las parcelas no quemadas, a 87±5% en las afectadas por el fuego. Previamente al análisis los datos fueron sometidos a una transformación angular.

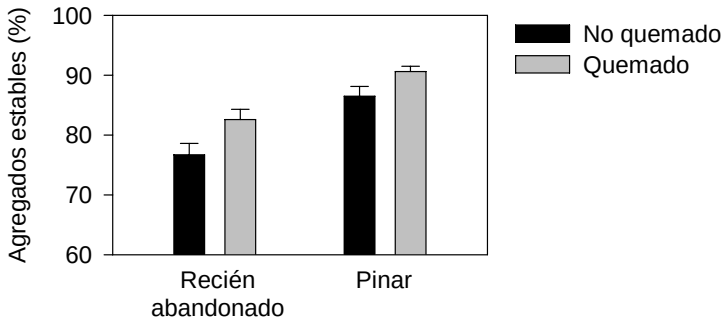


Figura 4.9. Estabilidad estructural, medida como porcentaje de agregados estables, en terrazas agrícolas abandonadas. Se diferencian en función de la edad de abandono y por haber sufrido, o no, un incendio forestal.
Medias y desviaciones estándar.
n=5 (recién abandonado) y n=6 (pinar)

4.5. Capacidad de infiltración

La Figura 4.10 muestra la infiltración final estable observada al año y medio del incendio. Los cultivos recientemente abandonados y no quemados presentaron la mayor infiltración, 646±171 mm h^{-1} (media y desviación estándar), bajando hasta 350±39 mm h^{-1} en el caso de los afectados por el fuego. Las terrazas ocupadas por pinar no quemado tuvieron una media y desviación de 516±161 mm h^{-1}, pasando a 164±92 mm h^{-1} en las quemadas. El ANOVA mostró que la infiltración fue muy significativamente inferior en las parcelas afectadas por el incendio (F=19,333, p=0,002), mientras que la de los cultivos de abandono reciente fue marginalmente superior a la del pinar (F=4,597, p=0,064) (Tabla 4.4).

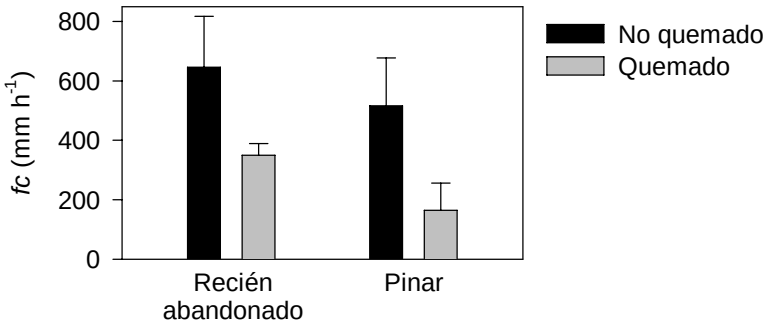


Figura 4.10. Infiltración final estable estimada ajustando a la ecuación de Horton los datos obtenidos con un infiltrómetro doble anillo. Valores medios y desviaciones estándar, según la edad de abandono del cultivo y el fuego.
n=5 (recién abandonado) y n=6 (pinar)

Justo antes de medir la infiltración, la humedad de la superficie del suelo (0-5 cm) fue algo mayor en las parcelas control que en las quemadas (medias y desviaciones estándar 14%±4% y 9%±3%, respectivamente). A mayor profundidad (5-15 cm) no se observaron diferencias (las medias oscilaron entre el 12% y el 16%).

4.6. Repelencia al agua

La Figura 4.11 muestra los valores de WDPT observados en el primer centímetro de suelo de la localidad Guadalest. Previamente al análisis, los agregados se separaron por clases diamétricas. La variabilidad fue muy elevada, tanto entre las distintas muestras, como entre los diferentes tamaños de agregado de un mismo punto de muestreo. A pesar de ello, se pusieron claramente de manifiesto algunas tendencias. La repelencia al agua fue más intensa en las fracciones más pequeñas, fundamentalmente la menor a 0,5 mm, o en los agregados mayores a 4,76 mm. Los diámetros intermedios no presentaron apenas síntomas de hidrofobia. En todas las parcelas estudiadas, la fracción inferior a 0,5 mm mostró una hidrofobia al menos moderada. De todos modos, y tal como se explica anteriormente, esta clase diamétrica representó un porcentaje muy pequeño del peso total de suelo. Los agregados superiores a 4,76 mm, los más abundantes, fueron hidratables o ligeramente hidrofóbicos en los cultivos recientemente abandonados. En el caso de los pinares, los agregados mayores que 4,76 mm fueron moderadamente hidrofóbicos, con WDPT superiores en los no quemados que en los afectados por el fuego.

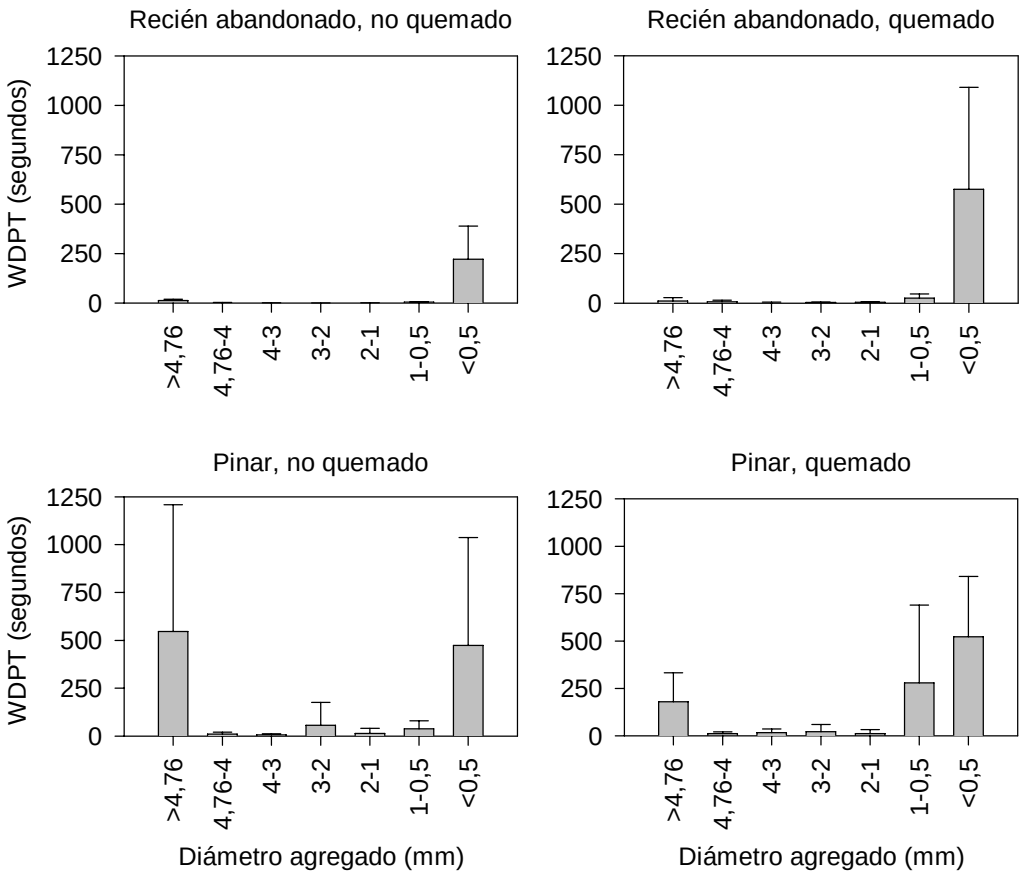


Figura 4.11. Tiempo de absorción de una gota de agua (WDPT) en función del tamaño de agregado. Muestras de suelo superficial (0-1 cm de profundidad) obtenidas en antiguas terrazas de cultivo, afectadas o no por el fuego, diferenciando dos edades de abandono (reciente y pinar).
Medias y desviaciones estándar.

Con el objetivo de tener una síntesis de la repelencia al agua en el conjunto de la superficie del suelo, se calculó el WDPT medio de todas las fracciones granulométricas, ponderando los pesos relativos de cada una de ellas (Figura 4.12). La superficie del pinar presentó una repelencia significativamente mayor (208±265 segundos, media y desviación estándar) que los cultivos recientemente abandonados (11±8 segundos, media y desviación estándar) ($F=22.194$, $p<0.001$, valores con transformación logarítmica) (Tabla 4.4). Por otra parte, el fuego no mostró un efecto significativo en esta variable. Los cultivos de abandono reciente no vieron prácticamente modificados los valores de WDPT (9±4 segundos las parcelas no quemadas, 13±10 segundos las afectadas por el fuego). En los pinares se observó una

tendencia a la disminución de la repelencia al agua a causa del fuego, aunque no fue significativa (301±369 segundos frente 131±126 segundos, respectivamente).

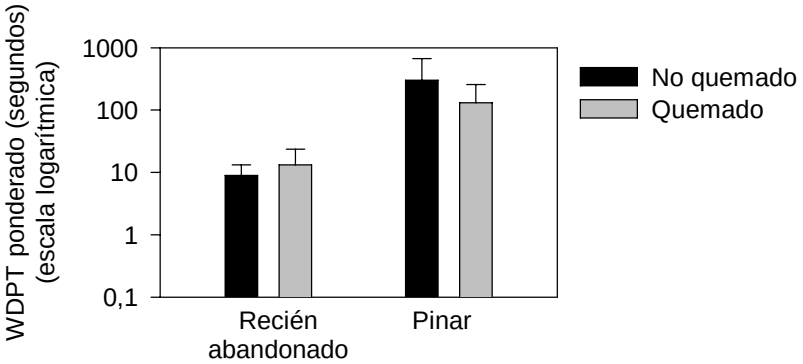


Figura 4.12. WDPT medio ponderado en función de la frecuencia de cada una de las clases diamétricas de los agregados.
Medias y desviaciones estándar.
n=5 (no quemado) y n=6 (quemado)

Tabla 4.4. Resultados del análisis de la varianza para evaluar el efecto de la edad de abandono y el fuego en el tamaño y estabilidad de los agregados, la capacidad de infiltración y la repelencia al agua. Área de estudio Guadalest.

	MWD	MWD (<4,76 mm)	Estabilidad estructural (1)	Capacidad de infiltración	Repelencia al agua (2)
Abandono	F=11,726 sig=0,003**	F=3,828 sig=0,066	F=30,672 sig<0,001**	F=4,597 sig=0,064	F=22,194 sig<0,001**
Fuego	F=3,271 sig=0,087	F=0,315 sig=0,582	F=9,631 sig=0,006**	F=19,333 sig=0,002**	F=0,051 sig=0,824
Abandono X Fuego	F=0,848 sig=0,369	F=4,024 sig=0,060	F=0,054 sig=0,818	F=0,144 sig=0,714	F=0,098 sig=0,758

MWD: diámetro medio ponderado de los agregados considerando todas las fracciones. MWD(<4,76): diámetro medio ponderado excluyendo la fracción >4,76 mm.
Para cada nivel del factor fuego: n=5 (abandono reciente) y n=6 (pinar)
(1): datos transformados angularmente
(2): datos transformados logarítmicamente
*: diferencia significativa al 5%
**: diferencia significativa al 1%

4.7. Respuesta de la vegetación

Previamente al incendio, el recubrimiento vegetal era muy elevado en toda la zona de estudio. Las parcelas no quemadas presentaron porcentajes totales superiores al 85% (Figura 4.13). En cultivos recientemente abandonados la vegetación cubría entre el 79% y el 100% de la base de la terraza, y entre el 75% y el 100% del talud. En antiguas terrazas ocupadas por pinar, el recubrimiento vegetal osciló entre el 72% y el 100% (parte basal), y entre el 87% y el 99% (talud).

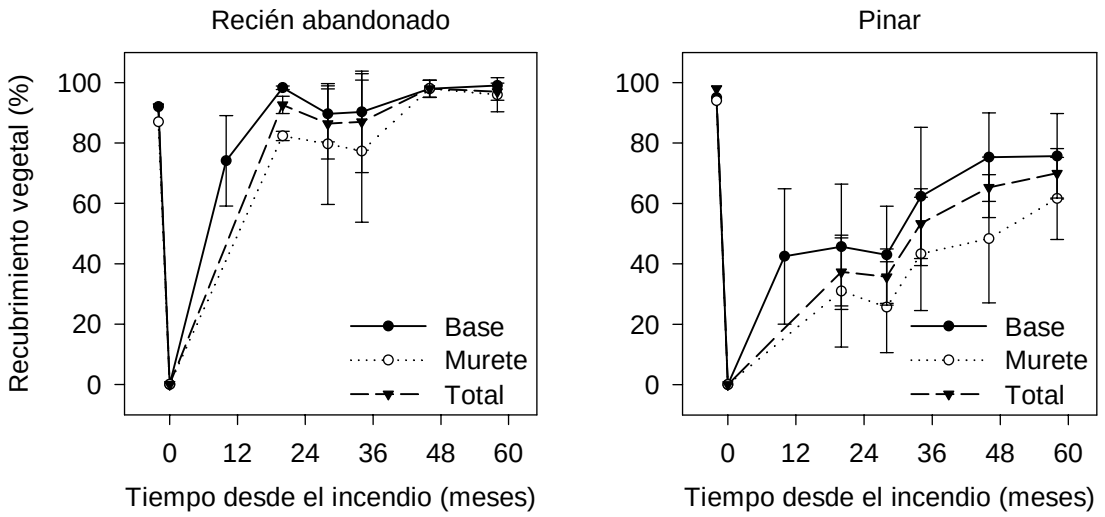


Figura 4.13 Recubrimiento vegetal en antiguas terrazas de cultivo, en función del tiempo transcurrido desde un incendio forestal. A la izquierda se muestran terrazas de abandono reciente y a la derecha cultivos abandonados desde hace décadas y ocupadas por un pinar maduro.
Medias y desviaciones estándar.
n=3 (excepto muestreo a los 11 meses del fuego, donde n=5, y el cultivo recientemente abandonado, a partir de los 46 meses del incendio, donde n=2)

La especie dominante en los cultivos recientemente abandonados, no quemados, fue *Brachypodium retusum*. En estas parcelas, sus porcentajes de recubrimiento oscilaron entre el 24% y el 75%. Las demás especies presentaron valores inferiores; algunas fueron relativamente abundantes, pero ninguna de ellas tuvo un recubrimiento superior al 5% en las tres réplicas (Tabla 4.5). En el caso de los pinares no afectados por el fuego, hubo cuatro especies ampliamente representadas en todas las parcelas: *B. retusum* (recubrimientos entre el 18% y el 36%), *Rosmarinus officinalis* (entre el 28% y el 58%), *Ulex*

parviflorus (entre el 9% y el 20%) y *Pinus halepensis* (entre el 15% y el 57%) (Tabla 4.6). Cabe destacar que, de las especies mencionadas, tan sólo *B. retusum* es capaz de rebrotar después de un incendio, el resto acostumbra a morir con la perturbación y a germinar tras la misma.

Tabla 4.5. Recubrimiento de las especies con al menos un 5% de cobertura en alguna de las parcelas. Cultivos recientemente abandonados no afectados por el fuego.

	Parcela		
	AC1	AC2	AC3
Brachypodium phoenicoides	0%	0%	5%
B. retusum	58%	75%	24%
Calicotome spinosa	2%	0%	13%
Dactylis glomerata	<1%	0%	5%
Globularia alypum	6%	0%	0%
Helichrysum stoechas	<1%	0%	5%
Medicago minima	6%	9%	1%
Olea europaea	0%	17%	0%
Phagnalon saxatile	5%	0%	1%
Pinus halepensis	19%	<1%	17%
Plantago lanceolata	3%	5%	1%
Sedum sediforme	9%	0%	1%
Stipa parviflora	0%	23%	11%
Thymus vulgaris	6%	2%	8%

Tabla 4.6. Recubrimiento de las especies con al menos un 5% de cobertura en alguna de las parcelas. Pinares sobre antiguas terrazas agrícolas no afectados por el fuego.

	Parcela		
	PC1	PC2	PC3
Brachypodium retusum	36%	26%	18%
Ceratonia siliqua	0%	29%	0%
Hedysarum confertum	0%	0%	7%
Pinus halepensis	57%	57%	15%
Rosmarinus officinalis	40%	28%	58%
Stipa parviflora	0%	15%	0%
Ulex parviflorus	16%	9%	20%

Después del incendio, la vegetación se desarrolló con mayor rapidez en la base de las terrazas que en el talud. Este fenómeno fue más evidente, prolongándose durante todo el periodo de estudio, en las antiguas terrazas ocupadas por pinar (Figura 4.13, derecha). Estas parcelas presentaron, a su vez, una respuesta vegetal más lenta. En los muestreos realizados a los 10, 20 y 28 meses del incendio, el recubrimiento de la vegetación, en el total de la terraza, apenas superó el 40%. A partir de entonces se observó un incremento continuo, pasando del 53%, al 65% y al 70% de recubrimiento (34, 46 y 58 meses del incendio, respectivamente). El escaso desarrollo de la vegetación durante los dos años posteriores al fuego coincidió con un periodo seco, descrito anteriormente.

Por el contrario, las terrazas abandonadas recientemente presentaron una respuesta de la vegetación mucho más rápida (Figura 4.13, izquierda). A los 10 meses del incendio, más del 70% de la base de las terrazas estaba cubierto. Antes de los dos años del fuego, el recubrimiento vegetal medio alcanzaba el 90% de la totalidad de la terraza. Desde ese momento se mantuvieron valores parecidos, con pequeñas fluctuaciones. La excepción fue la parcela AQ2, que a partir del tratamiento con herbicida mantuvo unos recubrimientos, incluyendo la vegetación muerta, de entre un 30% y un 60% de la superficie.

Las Figuras 4.14 y 4.15 muestran, para las especies que obtuvieron al menos un 10% de recubrimiento en alguna de las parcelas quemadas, la cobertura media durante la segunda, tercera, cuarta y quinta

primaveras posteriores al incendio. En las terrazas de cultivo recientemente abandonadas, *Brachypodium retusum* en todas las parcelas, y *Calicotome spinosa* en alguna de ellas, ambas rebrotadoras, mostraron una presencia destacable durante todo el periodo de estudio. *Psoralea bituminosa* fue relativamente abundante en los primeros muestreos, tendiendo a remitir con el tiempo. Otras leguminosas herbáceas, pertenecientes a los géneros *Medicago*, *Vicia* y *Ononis*, fluctuaron durante el periodo de estudio sin una tendencia clara (Figura 4.14).

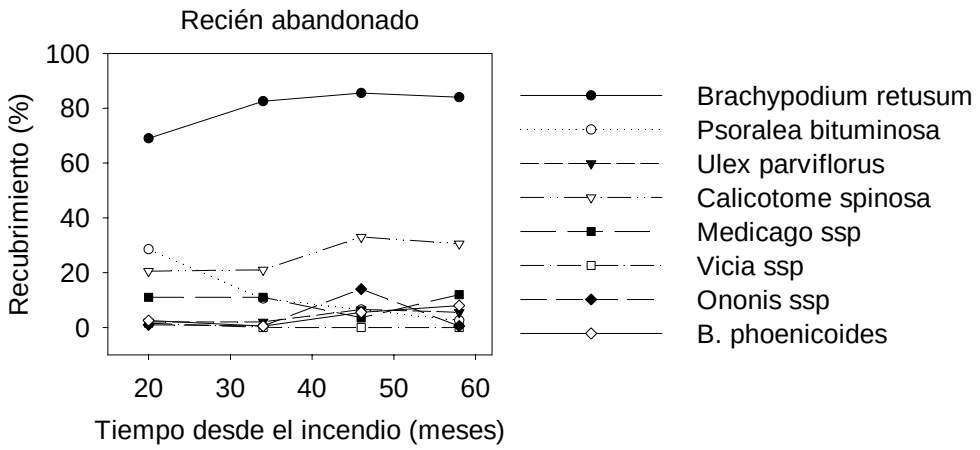


Figura 4.14. Evolución temporal del recubrimiento medio de las especies que, en al menos un muestreo, presentaron una cobertura igual o mayor al 10% en alguna de las parcelas. Terrazas de cultivo recientemente abandonadas y afectadas por el incendio.
n=3

En el caso de los pinares afectados por el fuego, *Brachypodium retusum* fue la especie típicamente rebrotadora más abundante después del incendio. Especies germinadoras, sobre todo, y en este orden, *Cistus salviifolius*, *Ulex parviflorus* y *Helianthemum syriacum*, fueron aumentando su presencia a lo largo del periodo de estudio. Esta dinámica también fue observada en *Hedysaum confertum*. Tal como ocurrió en los cultivos de abandono reciente, *Psoralea bituminosa* presentó mayores coberturas en los primeros muestreos post-fuego, decayendo posteriormente (Figura 4.15).

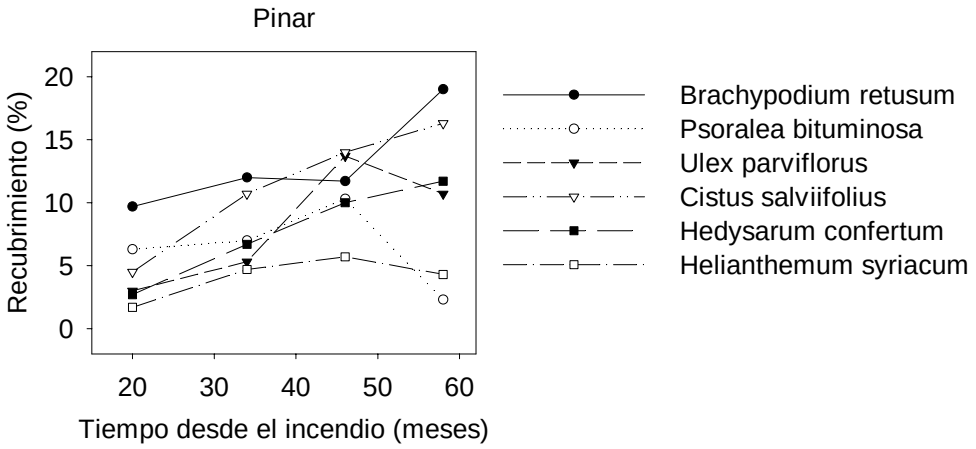


Figura 4.15. Evolución temporal del recubrimiento medio de las especies que, en al menos un muestreo, presentaron una cobertura igual o mayor al 10% en alguna de las parcelas. Antiguas terrazas de cultivo ocupadas por pinar y afectadas por el incendio
n=3

4.8. Compactación superficial

Las dos edades de abandono estudiadas mostraron diferencias en la compactación superficial (0-1 cm), estimada como resistencia a la penetración. Limitándonos a las parcelas no quemadas, los cultivos recientemente abandonados (Figura 4.16 A) presentaron unas medias mayores que las antiguas terrazas ocupadas por pinar (Figura 4.16 B) en todos los muestreos realizados. En el primer caso, las medias y desviaciones estándar oscilaron entre 2493±294 kPa (muestreo de julio de 2003) y 3518±353 kPa (muestreo de agosto de 2002). En el pinar no quemado, los valores extremos fueron 1642±204 kPa (muestreo de agosto de 2002) y 2824±244 kPa (muestreo de agosto de 2000). En ambos niveles de abandono hubo una variación interanual que pareció asociada a la humedad del suelo.

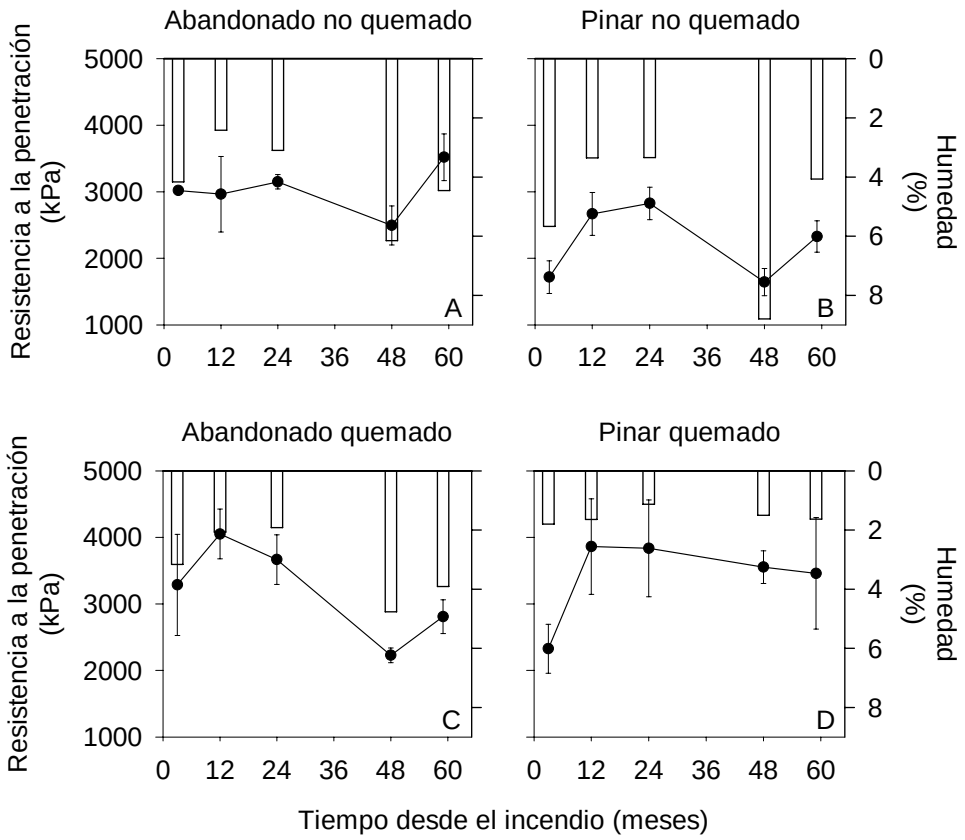


Figura 4.16. Dinámica temporal de la resistencia a la penetración, desde octubre de 1998 (3 meses del incendio) hasta julio de 2003 (59 meses del incendio). Medias y desviaciones estándar diferenciando cultivos recientemente abandonados (izquierda) y ocupados por pinar (derecha), no afectados por el fuego (arriba) y quemados (abajo). n=3

La evolución temporal tras el incendio fue distinta en función de la edad de abandono. En todos los casos hubo un incremento entre los muestreos llevados a cabo a los 3 y a los 12 meses del fuego, pasando de 3286±761 kPa a 4050±373 kPa (abandonado) y de 2325±368 kPa a 3861±719 kPa (pinar). A partir de este momento, en los cultivos recientemente abandonados descendió, hasta emparejarse a la de la parcelas no quemadas, entre el segundo y el cuarto año del incendio. La dinámica temporal también pareció relacionada con la humedad del suelo, tal como sucedió en la zona no afectada por el fuego (Figura 4.16 C). Contrariamente, el pinar afectado por el incendio mantuvo unas medias cercanas o superiores a los 3500 kPa, sensiblemente mayores que las del no quemado, durante todo el periodo de estudio (Figura 4.16 D). Asimismo, no presentó oscilaciones temporales, sino un descenso suave a partir

del máximo obtenido al año del incendio. En el pinar quemado la humedad de la superficie del suelo fue extremadamente baja, por debajo del 3%, en todas las parcelas y muestreos.

El análisis de medidas repetidas en el tiempo mostró un efecto significativo del factor Fuego (F=23,403, p=0,002) y de la interacción Abandono X Fuego (F=9,779, p=0,017) (Tabla 4.7). La interacción indicaría un efecto distinto del fuego según la edad de abandono. El factor Tiempo resultó significativo (F=10,469, p=0,001), pero también lo fueron todas sus interacciones con los factores inter-sujetos (Tabla 4.7). La evolución temporal se vería modificada en función de la edad de abandono, del fuego y de sus interacciones.

Tabla 4.7. Resultado del análisis para medidas repetidas en el tiempo, para evaluar el efecto de la edad de abandono y del fuego en la dinámica temporal de la resistencia a la penetración.

inter-sujetos	gl	F	p
Edad abandono	1	3,141	0,120
Fuego	1	23,403	0,002
Abandono X Fuego	1	9,779	0,017

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	10,469	0,001
Tiempo X Abandono	4	4,317	0,008
Tiempo X Fuego	4	2,757	0,047
Tiempo X Abandono X Fuego	4	4,263	0,008

Para poder diferenciar el efecto del incendio en cada edad de abandono estudiada, se realizó un nuevo análisis de medidas repetidas en el tiempo, pero separando los cultivos recientemente abandonados (Tabla 4.8) de los antiguos cultivos ocupados por pinar (Tabla 4.9).

En el análisis de los cultivos de abandono reciente no se pudo asumir la hipótesis de esfericidad, por lo que se utilizó el estadístico ε de Greenhouse-Geisser para estudiar los efectos intra-sujetos (Tabla 4.8). El factor Fuego no manifestó ninguna relación con la variable. Por otra parte, la resistencia a la

penetración se mostró marginalmente influida por el factor Tiempo (F=5,605, p=0,062) y por la interacción Tiempo X Fuego (F=5,260, p=0,069). Puede interpretarse como reflejo de la oscilación temporal comentada anteriormente, más marcada en los cultivos abandonadas quemados que en los controles.

Tabla 4.8. Análisis para medidas repetidas en el tiempo, para evaluar el efecto del fuego en la dinámica temporal de la resistencia a la penetración. Cultivos recientemente abandonados.

inter-sujetos	gl	F	p
Fuego	1	3,312	0,171

intra-sujetos	gl	F	p (G-G) (1)
Tiempo	4	5,605	0,062
Tiempo X Fuego	4	5,260	0,069

(1): Greenhouse-Geisser (ε=0.488)

Tabla 4.9. Análisis para medidas repetidas en el tiempo, para evaluar el efecto del fuego en la dinámica temporal de la resistencia a la penetración. Antiguos cultivos colonizados por pinar.

inter-sujetos	gl	F	p
Fuego	1	24,737	0,008

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	9,607	<0,001
Tiempo X Fuego	4	1,865	0,166

Los antiguos cultivos con pinar presentaron una respuesta distinta: Tanto el factor inter-sujetos Fuego (F=24,737, p=0,008), como el factor intra-sujetos Tiempo (F=9,607, p<0,001), explicaron la varianza encontrada en esta variable (Tabla 4.9). Por una parte, la resistencia a la penetración mostró valores significativamente mayores en las parcelas quemadas que en las no afectadas por el fuego, durante todo el periodo de estudio. Según el muestreo, las medias fueron entre un 26% y un 54% más altas en el pinar quemado que en el control. Por lo que respecta a la dinámica temporal, en ambos casos hubo un incremento inicial, para seguir con una tendencia más bien sinuosa (pinar no quemado) o con un descenso poco acentuado pero constante (pinar quemado).

4.9. Producción de escorrentía

La Figura 4.17 muestra la escorrentía acumulada obtenida en cada una de las 12 parcelas de erosión, durante los 5 años de estudio. Muy pocas lluvias dieron lugar a escorrentía en las parcelas no quemadas (entre 5 y 9 eventos en los cultivos recientemente abandonados, entre 3 y 6 en el pinar). Asimismo, las producciones fueron ínfimas. En los cultivos de reciente abandono oscilaron entre 0,05 mm y 0,32 mm anuales (equivalente a unos porcentajes de escorrentía del 0,01% y del 0,06%, respectivamente). En el pinar variaron entre 0,02 mm y 0,08 mm anuales (porcentajes de escorrentía del 0,004% y del 0,015%, respectivamente).

El fuego incrementó la escorrentía, pero mucho más en las antiguas terrazas ocupadas por pinar adulto que en las dejadas de cultivar recientemente. En estas últimas, no sujetas a ninguna otra alteración, las producciones oscilaron entre 0,43 mm y 1,45 mm anuales. Estos valores corresponden a unos porcentajes de escorrentía siempre inferiores al 0,3%, que son bajos pero más de 5 veces superiores a los de las parcelas no afectadas por el incendio. Por otra parte, cabe destacar el gran incremento observado en la parcela AQ2 a partir del tratamiento con herbicida. Hasta ese momento, su producción fue parecida a la de las otras parcelas instaladas en cultivos recientemente abandonados afectados por el fuego. A partir de entonces, la escorrentía recogida superó los 20 mm anuales, que equivale a un porcentaje, respecto a la lluvia, algo superior al 3,7%. Para evitar la interferencia de este tratamiento, la parcela AQ2 fue eliminada de los análisis estadísticos a partir de la aplicación de herbicida. El número de lluvias productivas fue 14 (parcela AQ1), 24 (parcela AQ2, incluyendo el tratamiento con herbicida) y 16 (parcela AQ3).

La escorrentía fue considerablemente mayor en las antiguas terrazas colonizadas por pinar y afectadas por el fuego. El número de lluvias productivas fue 55 (parcela PQ1), 34 (parcela PQ2) y 59 (parcela PQ4). La producción de escorrentía media anual alcanzó los 36,9 mm (parcela PQ1), 17,5 mm (parcela PQ2) y 52,0 mm (parcela PQ4), lo que equivale a unos porcentajes de escorrentía del 7,1%, 3,3% y 10,0%, respectivamente. Asimismo, hay que tener en cuenta que estas cifras están infravaloradas, ya que en diversas ocasiones los depósitos se desbordaron: 5 en PQ1, 5 en PQ2 y 9 en PQ4, que corresponde a un 9%, 15% y 15% del total de lluvias productivas, respectivamente.

El análisis para medidas repetidas mostró una gran significación para todos los factores, sean inter-sujetos (Edad de abandono y Fuego) o intra-sujeto (Tiempo), así como todas sus interacciones (Tabla 4.10). Las interacciones indicarían que la respuesta al fuego se vio significativamente modificada por la edad de abandono, y que la dinámica temporal varió en función de la edad de abandono, de la incidencia o no del fuego, y de la acción conjunta de la edad de abandono e incidencia o no del fuego. Puesto que tanto el efecto del fuego como la dinámica temporal fueron distintos para cada edad de abandono, se analizaron por separado los cultivos abandonados recientemente de los dejados de explotar hace mucho y colonizados por el pinar.

En los cultivos abandonados recientemente, ninguno de los factores considerados ayudaron a explicar la varianza encontrada. Tanto Fuego y Tiempo, como su interacción, estuvieron muy lejos de la significación (Tabla 4.11). En estas condiciones, el fuego no hizo cambiar significativamente los coeficientes de escorrentía anuales, que tampoco mostraron una variación interanual significativa (Figura 4.18).

En al caso de las antiguas terrazas colonizadas por pinar, los 2 factores estudiados y su interacción fueron muy significativos (Tabla 4.12). Las parcelas quemadas presentaron unos coeficientes de escorrentía mayores a los de las no afectadas por el fuego (medias y desviaciones estándar 3,27%±2,82% y 0,02%±0,02%, respectivamente). Asimismo, los coeficientes disminuyeron significativamente con el tiempo, linealmente según la prueba de contrastes intra-sujetos ($F=371,201$, $p<0,001$, 1 gdl). De todos modos, esta dinámica no fue igual en los pinares quemados y no quemados, como lo muestra la interacción Tiempo X Fuego. En las parcelas sobre pinar quemado se observó una disminución continua del coeficiente de escorrentía, pasando de algo más del 11% durante el primer año después del fuego a menos del 4% al quinto año. El pinar no quemado presentó una tendencia ascendente, pero con oscilaciones interanuales y valores siempre inferiores al 0,1% (Figura 4.18).

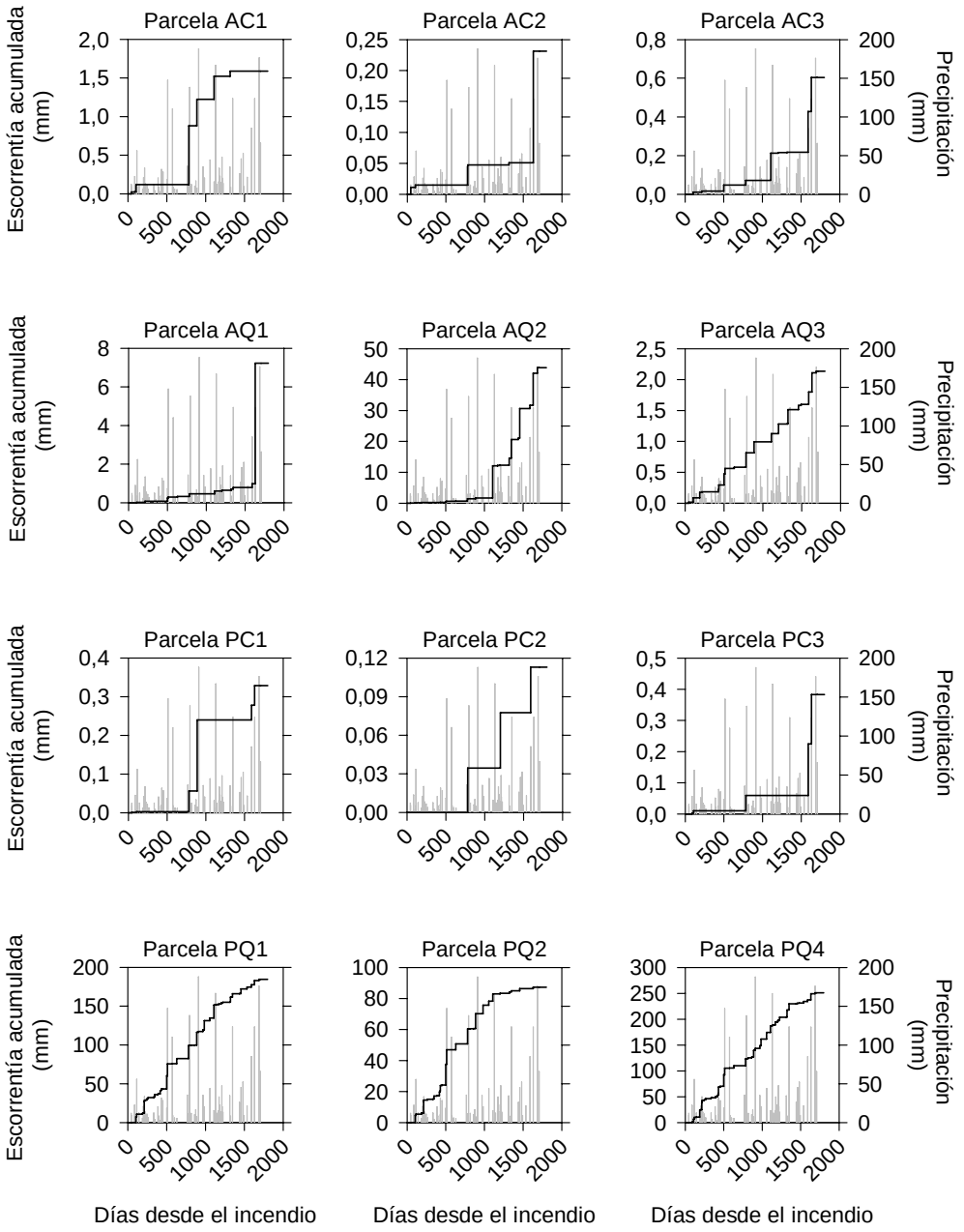


Figura 4.17. Escorrentía acumulada (líneas) y volúmenes de precipitación (barras finas) en las 12 parcelas de erosión instaladas en la zona de estudio Guadalest.
AC: Cultivo de abandono reciente, no quemado
AQ: Cultivo de abandono reciente, quemado
PC: Antiguo cultivo colonizado por pinar, no quemado
PQ: Antiguo cultivo colonizado por pinar, quemado

Tabla 4.10. Análisis para medidas repetidas en el tiempo, de los coeficientes de escorrentía anuales. Se evalúa, como factores entre sujetos, la edad de abandono y el fuego. Datos sometidos a transformación angular.

inter-sujetos	gl	F	p
Abandono	1	19,775	0,003
Fuego	1	29,694	0,001
Abandono X Fuego	1	23,839	0,002

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	5,269	0,003
Tiempo X Abandono	4	15,049	<0,001
Tiempo X Fuego	4	9,452	<0,001
Tiempo X Abandono X Fuego	4	13,577	<0,001

Tabla 4.11. Análisis para medidas repetidas en el tiempo. Se evalúa el efecto del fuego en la dinámica interanual del coeficiente de escorrentía. Cultivos recientemente abandonados. Datos transformados angularmente.

inter-sujetos	gl	F	p
Fuego	1	4,083	0,113

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	2	1,513	0,277
Tiempo X Fuego	2	0,977	0,417

Tabla 4.12. Análisis para medidas repetidas en el tiempo. Se evalúa el efecto del fuego en la dinámica interanual del coeficiente de escorrentía. Antiguos cultivos colonizados por pinar. Datos transformados angularmente

inter-sujetos	gl	F	p
Fuego	1	35,014	0,004

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	21,288	<0,001
Tiempo X Fuego	4	25,539	<0,001

La Tabla 4.13 muestra los resultados del ANOVA con el factor Fuego, separando las 5 anualidades y los 2 estados de abandono estudiados. En el caso de las terrazas agrícolas abandonadas recientemente, en general no se encontraron diferencias significativas, en correspondencia con los resultados del análisis de medidas repetidas. Solamente durante el segundo año posterior al fuego, el coeficiente de escorrentía fue significativamente mayor en las parcelas afectadas por el incendio (0,08%±0,02%, media y desviación estándar) que en las no quemadas (0,01%±0,02%, media y desviación estándar).

Por el contrario, en las antiguas terrazas ocupadas por pinar, las afectadas por el fuego presentaron coeficientes de escorrentía significativamente mayores durante todo el período de estudio (Tabla 4.13). El aumento de producción se puso de manifiesto tanto al analizar las anualidades por separado, como al considerar el global de los 5 años de estudio. De todos modos, las diferencias tendieron a perder significación a partir del cuarto año del incendio.

Tabla 4.13. Resultados del análisis de la varianza de los coeficientes de escorrentía para el factor Fuego, segregando las parcelas en función de la edad de abandono. Se presentan los resultados de considerar por separado los distintos años de seguimiento, así como el global de todo el periodo de estudio.

	Sep 1998 Ago 1999	Sep 1999 Ago 2000	Sep 2000 Ago 2001	Sep 2001 Ago 2002	Sep 2002 Ago 2003	Total periodo
Abandonado	F=3,923 sig=0,119	F=11,681 sig=0,027	F=0,289 sig=0,619	F=1,124 sig=0,349 (1)	F=2,534 sig=0,187	F=2,855 sig=0,166
Pinar	F=36,165 sig=0,004	F=125,670 sig<0,001	F=79,497 sig=0,001 (1)	F=15,378 sig=0,017	F=7,982 sig=0,048	F=43,263 sig=0,003

(1): varianzas no homogéneas
n=6, excepto Abandonado Sep2001-Ago2002 y Abandonado Sep2002-Ago2003, donde n=5

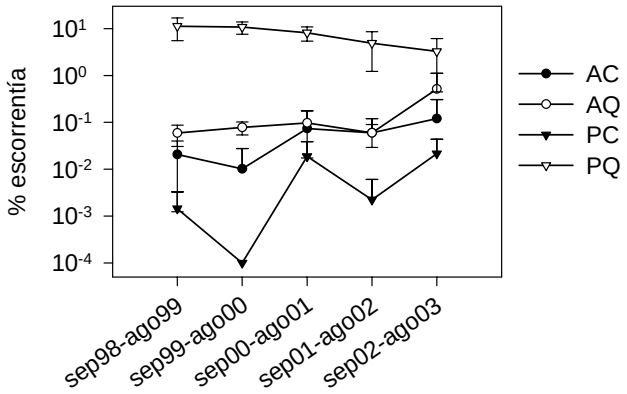


Figura 4.18. Dinámica anual de los coeficientes de escorrentía en función de la edad de abandono y la incidencia del fuego.
AC: Recientemente abandonado no quemado.
AQ: Recientemente abandonado quemado.
PC: Pinar no quemado.
PQ: Pinar quemado.
Medias y desviaciones estándar.
n=3 (excepto AQ en los 2 últimos períodos, en los que n=2)

4.10. Producción de sedimentos

La Figura 4.19 muestra los sedimentos acumulados, obtenidos en cada una de las 12 parcelas de erosión. Por su parte, la Tabla 4.14 recoge los totales anuales de las distintas parcelas. Tal como ocurrió con la escorrentía superficial, en las parcelas no alteradas se obtuvo sedimentos en muy escasas ocasiones, y la cantidad de los mismos fue ínfima. Los pinares no quemados produjeron, durante los 5 años de estudio, entre 0,01 g m^{-2} y 0,06 g m^{-2}, cantidad que equivale a menos de 0,01 g m^{-2} $año^{-1}$, con solamente 3 eventos lluviosos productivos en todo el periodo. Los cultivos recientemente abandonados y no quemados dieron lugar a sedimentos entre 2 y 5 ocasiones, según la parcela. La producción total osciló entre 0,07 g m^{-2} y 0,34 g $^{-2}$, con un valor medio de 0,03 g m^{-2} $año^{-1}$.

Los cultivos recientemente abandonados, afectados por el fuego, presentaron una producción de sedimentos unas 10 veces superiores a los no quemados, aunque siguieron manteniendo unas cifras muy bajas. Sin ninguna otra perturbación añadida, la producción media anual fluctuó entre 0,1 g m^{-2} $año^{-1}$ y 0,9 g m^{-2} $año^{-1}$. La parcela AQ2, a partir del tratamiento con herbicida, vio incrementada su producción de sedimentos hasta los 30 g m^{-2} $año^{-1}$. La cantidad de lluvias productivas fueron 14, 24 y 16 (parcelas AQ1, AQ2 y AQ3, respectivamente).

La cantidad de sedimentos recogidos fue muy superior en las antiguas terrazas agrícolas ocupadas por pinar y afectadas por el incendio. En los 5 años de estudio se obtuvo entre 84,35 g m^{-2} (parcela PQ2) y 444,36 g m^{-2} (parcela PQ1). La producción media anual pasó a ser cerca de 6 g m^{-2} $año^{-1}$. Los mayores valores se produjeron entre septiembre de 2000 y agosto de 2001, al tercer año del incendio, cuando se recogió más de 240 g m^{-2} $año^{-1}$ (parcela PQ1), 46 g m^{-2} $año^{-1}$ (parcela PQ2) y 169 g m^{-2} $año^{-1}$ (parcela PQ4). En total hubo 51, 34 y 58 lluvias productoras de sedimentos (PQ1, PQ2 y PQ4, respectivamente). Cabe destacar la tormenta acaecida entre el 23 y el 25 de octubre de 2000, con un volumen de lluvia total de 138 mm y una intensidad máxima, durante 30 minutos, superior a los 75 mm $hora^{-1}$. En esta ocasión se recogió, en función de la parcela sobre pinar quemado, entre el 28% y el 42% del total registrado durante los 5 años.

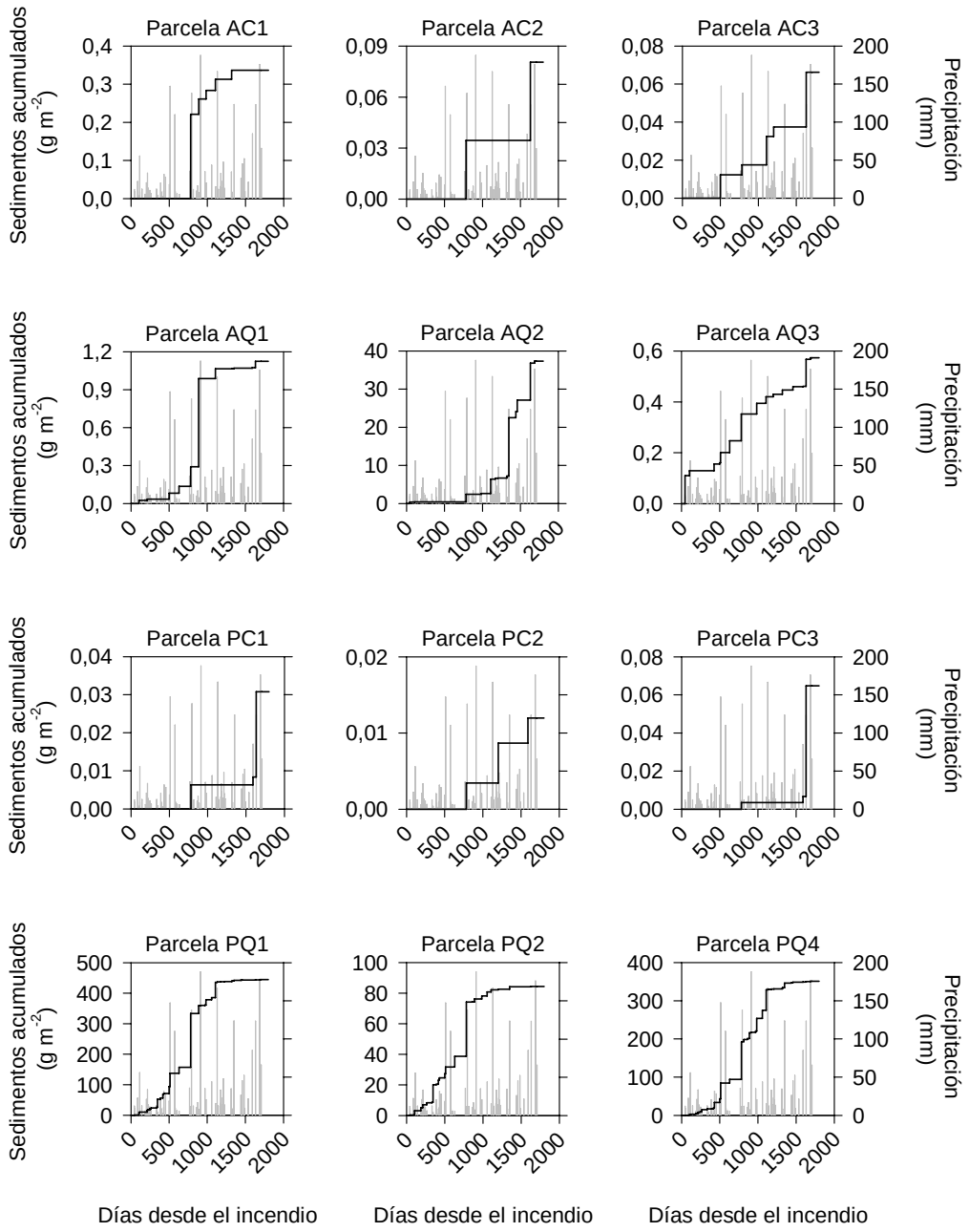


Figura 4.19. Sedimentos acumulados (líneas) y volúmenes de precipitación (barras finas) en las 12 parcelas de erosión instaladas en la zona de estudio Guadalest.
AC: Cultivo de abandono reciente, no quemado.
AQ: Cultivo de abandono reciente, quemado.
PC: Antiguo cultivo colonizado por pinar, no quemado.
PQ: Antiguo cultivo colonizado por pinar, quemado.

Tabla 4.14. Producción anual de sedimentos en las parcelas de erosión instaladas en la zona de estudio Guadalest. Valores en g m^{-2}.

	Sep 1998 Ago 1999	Sep 1999 Ago 2000	Sep 2000 Ago 2001	Sep 2001 Ago 2002	Sep 2002 Ago 2003	Total periodo
AC1	0	0	0,28	0,05	0	0,34
AC2	0	0	0,03	0	0,05	0,08
AC3	0	0	0,01	0,01	0,02	0,07
AQ1	0,03	0,05	0,91	0,08	0,06	1,13
AQ2	0,41	0,01	2,20	4,56	30,18	37,36
AQ3	0,13	0,07	0,19	0,05	0,13	0,57
PC1	0	0	0,01	0	0,02	0,03
PC2	0	0	<0,01	0,01	<0,01	0,01
PC3	0	0	<0,01	0	0,06	0,06
PQ1	25,60	112,07	240,62	61,45	4,62	444,36
PQ2	8,75	22,98	46,46	4,34	1,83	84,35
PQ4	16,83	67,89	169,29	80,12	16,56	350,69

AC: Recientemente abandonado no quemado.
AQ: Recientemente abandonado quemado.
PC: Pinar no quemado.
PQ: Pinar quemado.

La Figura 4.20 muestra la dinámica interanual de cada combinación de edad de abandono e incidencia del fuego. En los cultivos recientemente abandonados y no quemados no hubo producción de sedimentos durante los 2 primeros años de seguimiento. Al tercero se recogió una media de 0,1 g m^{-2}, y en los 2 siguientes alrededor de 0,02 g m^{-2}. En los afectados por el fuego se observó un máximo al tercer año, con un valor medio de 1,10 g m^{-2}. Durante el resto del período, sin considerar la parcela AQ2 tras el tratamiento con herbicida, las medias anuales oscilaron entre 0,19 g m^{-2} (primer año) y 0,04 g m^{-2} (tercer año), con valores intermedios al cuarto y quinto años.

En el pinar no afectado por el fuego, las medias anuales tendieron a aumentar con el tiempo (Figura 4.20), en consonancia con la precipitación registrada. De todos modos, y tal como se ha comentado

anteriormente, las cifras fueron siempre muy bajas. Se pasó de unas producciones nulas en los 2 primeros años a algo menos de 0,03 g m^{-2} en el último año de estudio. En el pinar quemado se apreció un incremento continuo durante los 3 años posteriores al fuego, pasando de 17,06 g m^{-2}, a 67,65 g m^{-2} y a 152,12 g m^{-2}, respectivamente. Posteriormente, la producción de sedimentos disminuyó de forma progresiva, obteniéndose unas medias de 48,63 g m^{-2} (cuarto año) y de 7,67 g m^{-2} (quinto año).

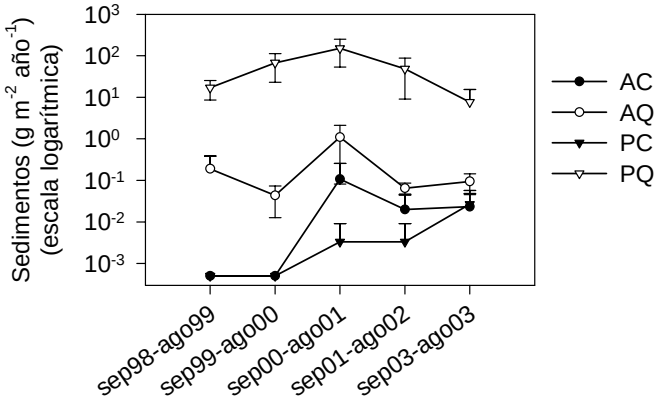


Figura 4.20. Dinámica temporal de la producción anual de sedimentos, en función de la edad de abandono y del fuego.
AC: Recientemente abandonado no quemado.
AQ: Recientemente abandonado quemado.
PC: Pinar no quemado.
PQ: Pinar quemado.
Medias y desviaciones estándar.
n=3 (excepto AQ en los 2 últimos períodos, en los que n=2)

El análisis para medidas repetidas mostró una gran significación en todos los factores considerados: Edad de abandono, Fuego y Tiempo (Tabla 4.15). Asimismo, fueron significativas las interacciones Abandono X Fuego y Tiempo X Fuego, mientras que la interacción triple presentó una significación marginal. Estos resultados son indicativos, respectivamente, de una respuesta diferente al incendio según la edad de abandono y de una evolución temporal distinta en función de que la parcela hubiese estado, o no, afectada por el fuego. Por último, y de forma marginal, la combinación de edad de abandono y fuego afectaron la evolución temporal de la producción de sedimentos. Tal como ocurrió con la compactación superficial y el coeficiente de escorrentía se analizaron por separado los cultivos recientemente

abandonados y los pinares, debido a la interacción entre la edad de abandono y el fuego. Se evaluó el efecto del fuego y la dinámica temporal de la producción anual de sedimentos en cada uso de suelo.

Tabla 4.15. Análisis para medidas repetidas en el tiempo, de las producciones anuales de sedimentos. Se evalúa, como factores entre sujetos, la edad de abandono y el fuego. Datos sometidos a transformación logarítmica.

inter-sujetos	gl	F	p
Abandono	1	63,561	<0,001
Fuego	1	211,945	<0,001
Abandono X Fuego	1	86,612	<0,001

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	7,071	<0,001
Tiempo X Abandono	4	1,687	0,181
Tiempo X Fuego	4	4,370	0,007
Tiempo X Abandono X Fuego	4	2,462	0,068

En el análisis de datos procedentes de los cultivos abandonados recientemente, no pudieron aceptarse las hipótesis de homogeneidad de varianzas ni de esfericidad de la matriz varianza-covarianza. Para este último caso se ajustaron los grados de libertad (ε de Greenhouse-Geisser). Tras este ajuste, el factor Tiempo no resultó significativo (Tabla 4.16). Respecto al factor Fuego, las parcelas quemadas presentaron una producción de sedimentos muy significativamente superior a la de las no quemadas (F=64,966, p=0,004), aunque no pudo conseguirse la homogeneidad de varianzas.

Tabla 4.16. Análisis para medidas repetidas en el tiempo. Se evalúa el efecto del factor fuego en la dinámica interanual de la producción de sedimentos. Terrazas agrícolas de abandono reciente. Datos sometidos a transformación logarítmica.

inter-sujetos	gl	F	p (1)
Fuego	1	64,966	0,004

intra-sujetos	gl	F	p (G-G) (2)
Tiempo	1,314	3,645	0,129
Tiempo X Fuego	1,314	0,263	0,696

(1): varianzas no homogéneas
(2): Greenhouse-Geisser (ε=0.329)

En el caso del pinar, el análisis mostró una gran significación de los factores Fuego y Tiempo, así como de su interacción (Tabla 4.17). Las parcelas sobre pinar quemado presentaron producciones de sedimentos muy superiores a las instaladas en áreas no afectadas (F=199,390, p<0,001). La producción total media, durante los 5 años de estudio, fue casi 8800 veces mayor (Tabla 4.14). La diferencia entre las producciones anuales, significativa (F=4,832, p=0,010), fue muy significativamente distinta en función de la incidencia o no del fuego (F=11,479, p<0,001). Mientras que los no quemados presentaron un suave incremento interanual, los afectados por el incendio tuvieron un máximo evidente al tercer año (Figura 4.20 y Tabla 4.14).

Tabla 4.17. Análisis para medidas repetidas en el tiempo. Se evalúa el efecto del factor fuego en la dinámica interanual de la producción de sedimentos. Antiguos cultivos colonizados por pinar. Datos sometidos a transformación logarítmica.

inter-sujetos	gl	F	p
Fuego	1	199,390	<0,001

intra-sujetos	gl	F	p
Tiempo	4	4,832	0,010
Tiempo X Fuego	4	11,479	<0,001

Tabla 4.18. Resultados del análisis de la varianza de las producciones de sedimentos para el factor Fuego, segregando las parcelas en función de la edad de abandono. Se presentan los resultados de considerar por separado los distintos años de seguimiento, así como el global de todo el periodo de estudio.

	Sep 1998 Ago 1999	Sep 1999 Ago 2000	Sep 2000 Ago 2001	Sep 2001 Ago 2002	Sep 2002 Ago 2003	Total periodo
Abandonado	F=3,255 sig=0,146 (1)	F=7,288 sig=0,054	F=3,650 sig=0,129	F=3,747 sig=0,148	F=5,222 sig=0,106	F=7,095 sig=0,076
Pinar	F=92,872 sig=0,001	F=78,265 sig=0,001	F=95,107 sig=0,001 (1)	F=15,394 sig=0,017 (1)	F=12,074 sig=0,025	F=153,139 sig<0,001

Valores sometidos a transformación logarítmica
(1): varianzas no homogéneas
n=6, excepto Abandonado Sep2001-Ago2002 y Abandonado Sep2002-Ago2003, donde n=5

Los valores de sedimentos anuales (g m^{-2} $año^{-1}$) se transformaron para obtener las variables *ln (producción anual + 1)* y *ln (producción total +1)*. Para este cálculo se excluyó la parcela AQ2 a partir del cuarto año, a causa del tratamiento con herbicida comentado en el apartado Materiales y Métodos. Estas variables fueron sometidas a un ANOVA considerando el factor Fuego, separando las 5 anualidades y los 2 estados de abandono (Tabla 4.18). Los cultivos de abandono reciente tan sólo mostraron una significación marginal en el segundo año y en el total del periodo de estudio. En el resto de anualidades las producciones de sedimentos no se diferenciaron en función del fuego. Contrariamente, el pinar quemado presentó unas producciones superiores a las del no quemado en cada uno de los 5 años de seguimiento y en el total del periodo. Las diferencias fueron muy significativas (p<1%) en el total y durante los primeros años, para perder significación (p<5%) a partir del cuarto año del fuego.

4.11. Relación entre la precipitación y la producción de sedimentos. evolución temporal en el pinar quemado

El análisis de las relaciones entre las características de la precipitación y la producción de sedimentos, así como la evolución temporal de dichas relaciones, se centró en el pinar quemado. En esta situación hubo un número suficiente de lluvias productivas (entre 34 y 58, según la parcela), algo que no ocurrió en la zona no quemada ni en los cultivos de abandono reciente. La Figura 4.21 muestra la relación entre el índice pluviométrico AI30 y la producción de sedimentos en las parcelas sobre el pinar afectado por el

incendio. Al considerar los 4 años posteriores al fuego, este índice explicó gran parte de la varianza en la producción de sedimentos (r^2 entre 0,70 y 0,88). Si se incluyen las lluvias del quinto y último año de estudio, el grado de asociación disminuye considerablemente (r^2 entre 0,50 y 0,63). Este comportamiento es debido a las bajas producciones de sedimentos obtenidas durante este año, incluso con precipitaciones de valores relativamente elevados de AI30.

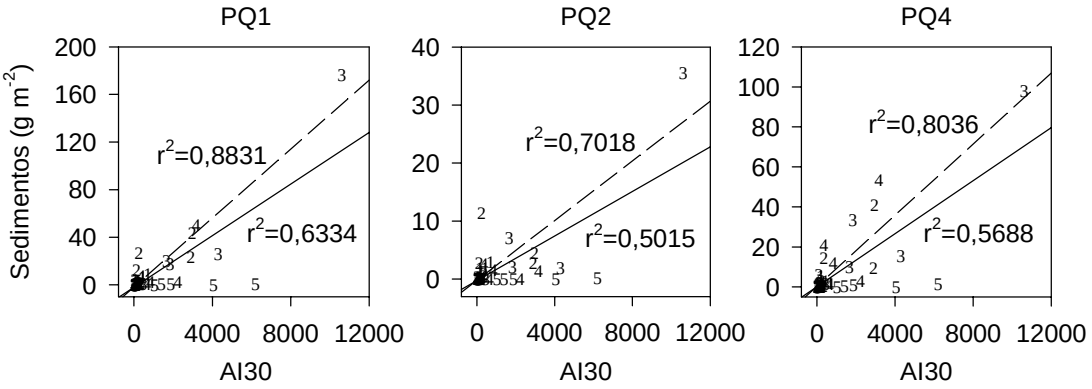


Figura 4.21 Relación entre el índice pluviométrico AI30 y la producción de sedimentos en las parcelas instaladas en el pinar quemado. Los números indican la anualidad post-incendio en la que se produjo cada lluvia productiva, con valores desde 1 (septiembre 1998-agosto 1999) hasta 5 (septiembre 2002-agosto 2003).
Línea continua: Considerando los 5 años de seguimiento.
Línea discontinua: Excluyendo el quinto año posterior al incendio.
En todos los casos el modelo fue muy significativo ($p<0.001$)

Representando los residuales de la regresión entre AI30 y la producción de sedimentos, respecto al tiempo transcurrido desde el incendio (Figura 4.22), se manifiestan algunas tendencias. Los residuales positivos más elevados se situaron en el periodo comprendido entre algo menos de 400 días y alrededor de 1100 días después del incendio. En estos casos la erosión fue superior a la que cabría esperar según el índice pluviométrico. Por otra parte, los residuales tendieron a ser más negativos a partir de los 1300 días del fuego. Cada vez las producciones de sedimentos fueron decreciendo respecto a las deducidas utilizando este índice.

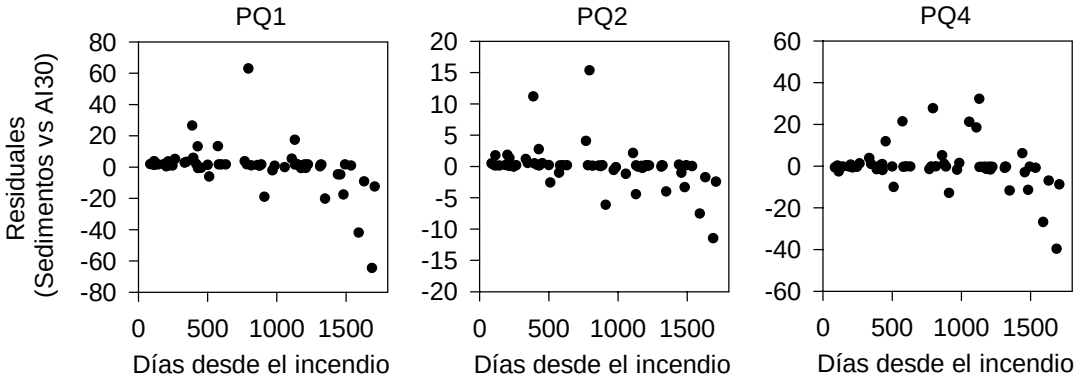


Figura 4.22. Dinámica temporal de los residuales de la regresión entre el índice pluviométrico AI30 y los sedimentos recogidos. Parcelas de erosión instaladas en el pinar quemado.

La Figura 4.23 muestra la evolución temporal del cociente entre la producción de sedimentos y AI30. En las parcelas PQ1 y PQ4, esta relación tendió a mantenerse, e incluso a subir ligeramente, durante los 800-1000 días posteriores al incendio. A partir de este momento, los valores fueron descendiendo progresivamente. En la parcela PQ2, el cociente tendió a disminuir desde el principio, aunque el descenso fue más marcado en la segunda mitad del periodo de estudio.

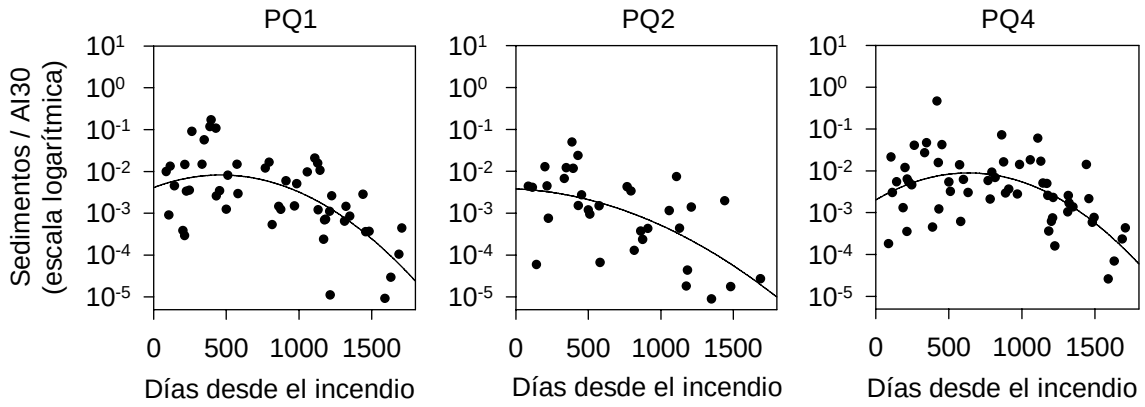


Figura 4.23. Evolución temporal del cociente entre la producción de sedimentos y el índice pluviométrico AI30. Parcelas de erosión instaladas en el pinar afectado por el fuego.

5. DISCUSIÓN

Las antiguas terrazas no afectadas por el fuego ejercieron un control intenso de la escorrentía y del transporte de sedimentos hacia el exterior. Durante los 5 años de estudio, todas las parcelas no quemadas tuvieron una producción total de escorrentía inferior a 2 mm, y la mayor parte presentaron valores mucho menores a 1 mm. A pesar de haber habido lluvias copiosas (8 eventos de más de 100 mm) e intensas (en 4 eventos se superaron los 40 mm h^{-1} durante 30 minutos), los coeficientes de escorrentía fueron muy bajos. Por parcela y evento lluvioso, el mayor coeficiente de escorrentía fue inferior a 0,6% en los cultivos recientemente abandonados, y algo superior a 0,1% en los antiguos cultivos colonizados por pinar. Este comportamiento se vio reflejado en el arrastre de sedimentos. En todo el período de estudio, se recogieron menos de 0,5 g m^{-2} de sedimentos en las parcelas sobre cultivos de abandono reciente, y menos de 0,1 g m^{-2} en las instaladas en el pinar.

Este control de la escorrentía coincidió con un recubrimiento vegetal muy elevado, tanto en la base de las terrazas como en los taludes. En todas las parcelas instaladas en zonas no afectadas por el fuego, la vegetación cubría al menos el 85% de la superficie, quedando los porcentajes de suelo desnudo siempre por debajo del 10%. De todos modos, la estructura y composición específica de la vegetación fue muy distinta según la edad de abandono (López-Poma, 2004). En el caso de las terrazas que estuvieron cultivadas hasta tiempos más recientes, el dominio correspondió a la herbácea rebrotadora *Brachypodium retusum*, especie que con frecuencia coloniza los antiguos cultivos en los primeros años de abandono (Padilla, 1998; Caturla, 2002). En las de abandono más antiguo, *B. retusum* pasó a compartir la dominancia con otras especies, arbustivas y arbóreas, todas ellas germinadoras (*Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflous* y *Pinus halepensis*). Esto dio lugar a diferencias muy elevadas en la biomasa vegetal y la cantidad de combustible. López-Poma (2004) describe, en esta misma zona de estudio, una acumulación de biomasa aérea total y fina significativamente mayor en el pinar. Giovannini et al. (2001) estimaron en el Barranc dels Planets, localidad cercana y de condiciones ambientales comparables, unas cargas de combustible fácilmente inflamable más de 3 veces superior en antiguas terrazas ocupadas por pinar que en cultivos de abandono reciente.

Las parcelas mostraron algunas evidencias erosivas presumiblemente anteriores al incendio forestal. En terrazas agrícolas abandonadas son habituales los movimientos en masa por desplome de los taludes y ligeros desprendimientos, así como la formación de convexidades o resaltes al pie del talud, que pueden identificarse con la ladera original, el afloramiento de un estrato o con acumulaciones de material erosionado (Arnáez et al., 1992; Lasanta et al., 1996). En la zona de estudio Guadalest, según el testimonio de agricultores, las terrazas en uso también pueden sufrir desplomes, aunque en este caso son reparados. El abandono de las faenas agrícolas da lugar a la desaparición de las tareas de mantenimiento de los taludes. En este experimento, solamente la parcela AQ1 presentó un desmoronamiento de importancia, muy anterior al incendio, pero que no colapsó la base de la terraza ni pareció influir en la producción de escorrentía y sedimentos de la parcela. Respecto a las acumulaciones al pie del talud, fueron muy comunes en la zona de estudio, y más desarrollados en las terrazas de abandono más antiguo. Con toda probabilidad, se correspondieron con depósitos de material procedente, al menos en buena parte, de los propios taludes de tierra. En las parcelas no afectadas por el fuego, no hubo ninguna evidencia de transporte de estos materiales a lo largo de la base de las terrazas. Los signos erosivos localizados (pequeños descalzamientos e incisiones, acumulaciones de gravas –probablemente por pérdida de finos- y lugares con arroyada difusa) fueron más abundantes en el pinar quemado, pero no se pudo diferenciar el efecto del incendio del de la edad de abandono.

En la localidad estudiada, los agregados más abundantes correspondieron a la fracción diamétrica mayor (>4,76 mm), mientras que la fracción inferior a 0,5 mm fue prácticamente inexistente. Asimismo, las diferencias en el diámetro medio ponderado estuvieron más asociadas a la proporción de agregados de mayor tamaño que a la distribución de las demás clases diamétricas. Las terrazas abandonadas recientemente presentaron un porcentaje de agregados de más de 4,76 mm de diámetro y un diámetro medio ponderado superior a las abandonadas de antiguo. Martínez Fernández et al. (1995) encontraron, en El Ardal (Murcia), una tendencia a la disminución del porcentaje de agregados de mayor tamaño entre cultivos en uso, abandonados hacía 4 años y abandonados hacía 10 años, aunque el valor aumentó considerablemente al analizar las zonas de matorral. En nuestro caso, la estructura de los agregados grandes fue con frecuencia de tipo laminar, indicadora de un encostramiento superficial que también se puso de manifiesto en la resistencia a la penetración. Por otra parte, los rizomas de *Brachypodium retusum* y las raíces de otras herbáceas, dominantes en los cultivos de abandono reciente, pudieron

colaborar en la gran abundancia de agregados de tamaño grande. El efecto del fuego en la disminución del tamaño de los agregados solamente presentó una significación marginal y fue de mayor entidad en el pinar. Este comportamiento se corresponde con los resultados obtenidos por Josa et al. (1994), quienes encontraron una disminución del diámetro medio ponderado al calentar el suelo en el laboratorio por encima de los 200ºC, pero no a temperaturas inferiores, mientras que en muestras de campo procedentes de un incendio experimental, observaron una disminución en el tamaño de los agregados, no significativa, debida al fuego.

La mayor estabilidad estructural en los pinares que en los cultivos recientemente abandonados pudo estar relacionada con la cantidad de materia orgánica y con la actividad de raíces, hongos y microorganismos (Marshall y Holmes, 1988). Por otra parte, el fuego incrementó el porcentaje de agregados estables en ambas edades de abandono. Este fenómeno ha sido descrito por otros autores (Ibáñez et al., 1983; Guerrero et al., 2001), atribuyéndose a la reorganización interna y la recristalización de compuestos de hierro y aluminio (Giovannini, 1994).

La elevada capacidad de infiltración de los cultivos abandonados, sin ninguna alteración posterior, ha sido descrita por otros autores, por ejemplo Rodríguez-Aizpeolea et al. (1991) y López-Bermúdez et al. (1996). En las terrazas ocupadas por pinar y no quemadas, aunque se mantuvo alta, la infiltración media fue un 20% menor. Esta diferencia, poco significativa, puede explicarse por la mayor repelencia al agua de la superficie del suelo del pinar, a la que se uniría la abundancia de macroagregados, raíces y rizomas superficiales en los cultivos de abandono reciente. Al año y medio del incendio, la infiltración final estable se redujo a la mitad (cultivos recientemente abandonados) y a la tercera parte (pinar), comparada con la de las parcelas no quemadas. Este descenso puede deberse tanto al incendio propiamente dicho como a procesos de degradación posteriores. Este experimento no permitió separar ambos factores, que han sido analizados con más detalle en otros capítulos de esta misma memoria. La formación de compuestos hidrofóbicos a consecuencia del fuego no parece haber tenido una gran importancia en la pérdida de infiltración, ya que la repelencia al agua prácticamente no varió en los cultivos recientemente abandonados, e incluso tendió a descender ligeramente en el pinar. De todos modos, no hay que descartar la posible influencia de los agregados de menor tamaño, en los que sí se observó un

incremento de la hidrofobia, y que tras la acción de la lluvia podrían haber obturado parcialmente los poros.

Tras el fuego, los dos estados de abandono presentaron una respuesta vegetal muy diferente. La carga de combustible y la composición específica previa, la virulencia del fuego y la escasez de lluvias durante los dos años posteriores al incendio fueron factores determinantes. Los cultivos recientemente abandonados, en los que el fuego fue poco severo, presentaron un rápido rebrote de *B. retusum*, como acostumbra a ocurrir en estas comunidades (Caturla et al., 1995), y antes del primer año ya tuvieron un recubrimiento vegetal notable, alcanzando el 90% al segundo año. En el pinar la carga de combustible fue más elevada y la severidad del fuego mayor (López-Poma, 2004). Esto pudo dañar parcialmente los rizomas de *B.retusum*, el único rebrotador abundante antes del incendio. A pesar de no perder importancia relativa en los pinares quemados, esta especie no alcanzó el recubrimiento observado en los pinares no afectados por el fuego, durante los 5 años de seguimiento. En estas parcelas, el resto de especies con un recubrimiento superior al 10% en algún momento del período de estudio poseen una estrategia reproductora germinadora. En las comunidades dominadas por germinadoras, la recuperación es más aleatoria y depende más de las condiciones meteorológicas (Ferran et al., 2002). En el experimento descrito en este capítulo, la sequía posterior al incendio pudo limitar la germinación y crecimiento de la vegetación en el pinar, que tardó 3 años en alcanzar el 50% de recubrimiento, coincidiendo con una etapa más lluviosa.

La resistencia a la penetración diferenció claramente las dos edades de abandono, tanto en las parcelas no afectadas por el fuego como en la evolución post-incendio. En la zona no quemada, las terrazas abandonadas recientemente presentaron unos valores elevados, reflejo de una mayor densidad aparente y estructura más laminar. Una vez afectadas por el incendio, mostraron un incremento suave durante el primer año, pero a partir del segundo tendieron a presentar el mismo comportamiento que las no quemadas. En el pinar el aumento inicial, mucho más acusado, se mantuvo a lo largo de los 5 años de seguimiento, sin mostrar signos claros de regreso a la situación pre-incendio. Esta respuesta se produjo a pesar de la elevada estabilidad estructural de la superficie, y muy probablemente fue debida a la lenta respuesta de la vegetación. La mitad o más de la superficie del suelo quedó expuesta durante 2 años, y a los 5 años aún hubo cerca de un 30% de suelo desnudo. La posibilidad de encostramiento de la

superficie del suelo provocado por la primeras tormentas tras un incendio, es un fenómeno ya señalado en otros trabajos (Bautista, 1999; Mills y Fey, 2004), así como en los Experimentos 1, 2 y 3 de la presente memoria. En el caso de las terrazas recientemente abandonadas de Guadalest, este fenómeno remitió a corto plazo y al igual que la zona no afectada por el incendio, las oscilaciones interanuales estuvieron asociadas a pequeños cambios en la humedad del suelo. Contrariamente, el pinar resultó especialmente sensible al fuego y el encostramiento superficial perduró en el tiempo.

La respuesta al incendio, en términos de producción de escorrentía y sedimentos, también varió sensiblemente entre las edades de abandono. En el caso de los cultivos recientemente abandonados, el porcentaje de escorrentía no difirió del observado en las parcelas no quemadas, manteniendo unos valores prácticamente despreciables. Sin ninguna otra perturbación, el máximo porcentaje de escorrentía se registró en la parcela AQ1, durante una lluvia de 176 mm, en el que este valor llegó al 3,5%. En ninguna otra parcela ni evento lluvioso la escorrentía representó más del 1% de la precipitación. Respecto a la exportación de sedimentos, aunque fue significativamente mayor en las terrazas recientemente abandonadas afectadas por el fuego que en las no quemadas, los valores no pasaron de ser ínfimos. Si excluimos el tratamiento con herbicida, la máxima producción anual se obtuvo en la parcela AQ1 al tercer año del incendio, que fue de tan sólo 0,9 g m^{-2}. Las bajas producciones post-fuego en los cultivos de reciente abandono pueden explicarse por la poca severidad del incendio (Giovannini y Lucchesi, 1993; Kutiel y Inbar, 1993; Úbeda y Sala, 1996), la rápida respuesta de la vegetación (Naveh, 1974; Díaz-Fierros et al., 1994) y la ausencia de tormentas intensas durante los meses posteriores a la perturbación. Se podría decir que las terrazas siguieron teniendo un papel regulador de la escorrentía superficial y del transporte de sedimentos. El efecto protector del estrato vegetal se puso de manifiesto tras la aplicación de herbicida en una de las parcelas recientemente abandonadas, a los 3 años del incendio. En los 2 años posteriores, el porcentaje de escorrentía y los sedimentos arrastrados anualmente fueron 12 y 170 veces superiores, respectivamente, que las parcelas con el mismo estado de abandono e incidencia del fuego, pero conservando la vegetación natural.

En el pinar, el incendio incrementó extremadamente las producciones de escorrentía y sedimentos. Los totales de los 5 años de estudio fueron entre 3 y 4 órdenes de magnitud superiores a los de los pinares no quemados, y entre 40 y 150 veces mayores a los de las terrazas recientemente abandonadas y también

afectadas por el fuego. Es difícil equiparar los valores absolutos obtenidos con los procedentes de otros trabajos a causa de la gran variedad de métodos de medida, diseños de parcela y periodos de observación. A esto se unen diferencias en el tipo de fuego, en las características del suelo y la vegetación, así como en el régimen de precipitaciones, lo que puede dar lugar a resultados incluso contradictorios (Díaz-Fierros et al., 1994). A pesar de ello, los resultados obtenidos se compararon con algunos que se consideraron ilustrativos de respuestas hidrológicas y erosivas al fuego. Inbar et al. (1998) observaron, en la primera estación lluviosa posterior a un incendio en el Monte Carmelo, unas producciones de escorrentía y sedimentos 500 y 100.000 veces superiores, respectivamente, a las correspondientes a la zona no quemada. De todos modos, la respuesta de la vegetación fue rápida y al siguiente año las producciones bajaron 1 y 2 órdenes de magnitud, respectivamente. Al noroeste de la provincia de Valencia, durante los 17 meses posteriores a incendios experimentales con distinta carga de combustible, la producción de escorrentía fue 7 veces (fuego intenso) y casi 6 veces (fuego moderado) superior a la del control no quemado, mientras que la de sedimentos fue 58 y 47 veces mayor, respectivamente (Gimeno et al., 2000). En el interior de Valencia, Giovanardi (1999), a partir de los sedimentos acumulados en diques para la prevención de avenidas, calculó una tasa de erosión unas 16 veces mayor tras el fuego, a escala de cuenca. A la vista de la magnitud de los incrementos post-fuego observados por otros autores (véase las revisiones de Bautista, 1999; Cerdà, 2001; Calvo et al., 2003), los encontrados en los pinares de Guadalest se pueden considerar como de los más elevados.

La erosión hídrica observada en las parcelas sobre pinar quemado es del mismo orden de magnitud que la procedente de otros estudios post-fuego mediante parcelas de erosión cerradas: los valores oscilaron entre 0,2 y 1,1 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ durante los 4 primeros años, y entre 0,5 y 2.4 Mg ha^{-1} en el año más productivo. En Benidorm (Alicante), entre el 9º y el 45º meses que siguieron a un incendio severo que afectó a un pinar adulto, la tasa anual fue de 1,9 Mg ha^{-1}, mientras que en el año más productivo se recogieron 2,6 Mg ha^{-1} (Bautista, 1999). Este mismo trabajo cita una única tormenta, a los 5 años del fuego, que produjo 7,2 Mg ha^{-1} de sedimentos. Tanto en Albatera como en Benidorm (Alicante), en zonas quemadas con menor severidad, las producciones quedaron por debajo de 1 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ (Sánchez et al., 1994; Bautista, 1999). En incendios experimentales con control del combustible, Giovannini y Lucchesi (1993) observaron, durante el primer año, producciones de 0,14 a 1,47 Mg ha^{-1} según la severidad del fuego, mientras que Gimeno et al. (2000) encontraron tasas anuales entre 2,3 y 2,8 Mg ha^{-1},

también en función de la severidad. Soto et al. (1994) registraron, en distintos tipos de fuego y erosividad de la lluvia, producciones desde 1,1 hasta 13,4 Mg ha^{-1} durante el año que sucedió al incendio.

A pesar de que estas tasas de erosión no parezcan excesivas, sobre todo si se comparan con las que se estiman con otros métodos (por ejemplo la USLE), producciones mayores, mediante medición de campo a escala de parcela, son muy poco comunes en áreas forestales mediterráneas. Estipular hasta qué punto es tolerable la erosión encontrada en los pinares quemados de Guadalest es difícil. Para evaluar el impacto de la erosión hay que considerar la tasa de producción de suelo y la calidad del que se pierde. Cerdà (2001) propone un límite admisible inferior a 1 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ a escala de parcela. La pérdida de suelo de los pinares estudiados, durante los 4 años posteriores al fuego, fue del orden, e incluso superó, este umbral.

Las parcelas utilizadas normalmente en estudios de erosión tienden a instalarse en laderas más o menos homogéneas. Por el contrario, las de la localidad Guadalest comprendían antiguas terrazas agrícolas. En estas parcelas, el punto de captación de la escorrentía y sedimentos se situó en la parte distal de las terrazas, antes del talud de la siguiente. Previamente a ser recogidos, la escorrentía y los materiales arrastrados tuvieron que circular a través de la base de la terraza, prácticamente horizontal y donde se potencia la infiltración y la sedimentación. A pesar de ello, las producciones fueron parecidas a las obtenidas por otros autores en parcelas instaladas en laderas no modificadas. Esto podría ser un síntoma de una pérdida de capacidad de control de la erosión por arroyada difusa y/o que la erosión podría haber sido mucho mayor si las laderas no estuviesen aterrazadas.

Las parcelas de erosión permitieron estimar el transporte debido a la arroyada difusa, pero no el producido por flujo concentrado ni tampoco el desplome de taludes, de gran importancia en terrazas agrícolas abandonadas (Padilla, 1998; Lasanta et al., 2001). Durante el periodo de estudio, ninguna de las parcelas instaladas sufrió fenómenos de este tipo, algo que sí que ocurrió, puntualmente, en otros lugares del área afectada por el incendio. Sobre todo en zonas de fuerte pendiente, en laderas parcialmente regularizadas en el momento del incendio, así como en las cercanías de barrancos y pistas forestales, se observaron derrumbes de taludes posteriores al incendio. Asimismo, y sobre todo a raíz de la tormenta del 23-25 de octubre de 2000 (precipitación total 138 mm, intensidad máxima durante 30

minutos 77 mm h^{-1}), aparecieron cárcavas e incisiones de hasta 1,5 m de profundidad en pistas forestales abandonadas y en el lecho de barrancos. Cuantificar la magnitud de estos fenómenos quedó fuera de los objetivos del presente estudio.

Respecto a la dinámica temporal de la producción de sedimentos, la literatura muestra comportamientos muy diferentes. Sala et al. (1994) observaron las mayores tasas de escorrentía entre el tercer y el sexto mes del incendio, mientras que en Pinaya et al. (1998) se cita un máximo en la producción de sedimentos alrededor del octavo mes. En esta misma línea, Soler et al. (1994) describen picos de escorrentía y concentración de sedimentos a los 3 y a los 12 meses del incendio, respectivamente. Marqués y Mora (1992) y Kutiel (1994) concluyen que en sus respectivas zonas de estudio, la erosión tendió a descender a partir del segundo año. Por su parte, Shakesby et al. (1994) afirman que la respuesta espontánea del pinar condujo, después de 5 años, a un rápido regreso a niveles de erosión bajos. García-Ruíz et al. (1995) y Cerdà y Lasanta (2005) describen, en una misma ladera antiguamente cultivada, tiempos de recuperación inferiores a 3 años y superiores a una década. Asimismo, Bautista (1999) no encontró tendencias claras entre el primer y el cuarto año del incendio.

En los pinares de Guadalest hubo un notable incremento en la erosión durante los primeros 3 años, hasta el punto de que la producción del tercero fue 9 veces mayor a la del primer año, para disminuir de forma exponencial en el cuarto y quinto. Este comportamiento puede estar asociado a las características de la precipitación (Walling, 1987; Solaris y Siccardi, 1998; Mamedov et al., 2000). Si se compara con el resto del periodo de estudio, el primer año se caracterizó por la ausencia de lluvias especialmente copiosas o intensas, lo que se tradujo en una baja producción de sedimentos. Las 3 tormentas más productivas se repartieron durante el segundo, tercer y cuarto año. Dieron lugar, respectivamente, al 10%, 35% y 12% del total recogido durante los 5 años de estudio. El evento más productivo, copioso pero no el que más, fue el que presentó la mayor intensidad. Contrariamente, la brusca bajada de la erosión en el quinto año no parece tener una relación directa con la precipitación. Durante este periodo hubo lluvias con características comparables a las de los 3 años anteriores, pero que dieron lugar a producciones de sedimentos muy inferiores.

Analizando las producciones anuales de sedimentos por volumen de lluvia, la dinámica temporal no difirió excesivamente de la obtenida con las producciones brutas, presentando también un incremento notable durante los primeros 3 años, para disminuir sensiblemente en los siguientes (Figura 4.24, izquierda). Tal como se comentó anteriormente, el índice pluviométrico AI30 se relacionó significativamente con las tasas de erosión registradas. Al ponderar las producciones anuales de sedimentos con el sumatorio de los índices AI30 de las lluvias productivas de cada año, apareció una dinámica temporal distinta (Figura 4.24, derecha). Durante los 4 años posteriores al fuego, los valores fueron bastante parecidos, de forma que no se mostró una tendencia clara. Al quinto año hubo un descenso muy acusado, y la media fue casi 20 veces inferior a las de los años anteriores. Este comportamiento ya se puso de manifiesto en la bajada del coeficiente de correlación y la disminución de la pendiente, al considerar el quinto año, en la relación entre AI30 y la producción de sedimentos (Figura 4.21). También se reflejó en los valores más negativos de los residuales de la regresión entre estas variables (Figura 4.22). Podría interpretarse como un cambio en la influencia de la lluvia en la producción de sedimentos al quinto año del incendio.

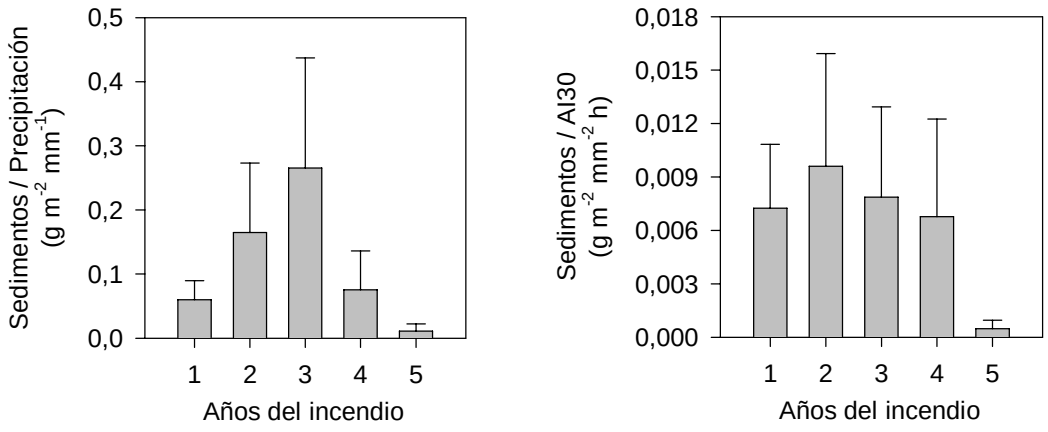


Figura 4.24. Dinámica temporal de la erosión hídrica, a nivel de terraza, en los pinares quemados de Guadalest.
Izquierda: Producciones anuales con respecto a la precipitación (g m^{-2} mm^{-1})
Derecha. Producciones anuales respecto a AI30 (g m^{-2} mm^{-2} hora)

Giovannini et al. (2001) describen los posibles cambios en la erosionabilidad del suelo, como consecuencia de un incendio forestal, en terrazas agrícolas con distintas edades de abandono y características muy parecidas a las de la zona de estudio Guadalest. Según este trabajo, en ausencia de

fuego los valores son mayores en los cultivos de abandono reciente que en los colonizados por pinar. Pero tras un incendio la erosionabilidad tiende a incrementarse mucho más en el pinar, de forma que llegaría a igualarse a la de los cultivos abandonados más recientemente, sobre todo en el caso de un fuego severo. El motivo principal sería la diferencia en la cantidad de combustible, que provocaría una severidad distinta y alteraría diferencialmente la cantidad de materia orgánica, la textura y la clase estructural. Serrasolses et al. (2004), a partir de muestras de suelo obtenidas en Guadalest, en fuego real, llegan a unas conclusiones parecidas. En el estudio presentado en este capítulo, y después del incendio, la erosión observada en el pinar no solamente se incrementó más que en los cultivos de abandono reciente hasta llegar a alcanzarla, sino que la superó ampliamente. Con toda probabilidad la respuesta de la vegetación, variable no considerada en la erosionabilidad del suelo, jugó un papel fundamental, incrementando el riesgo de degradación del pinar.

La eliminación de vegetación, aún en ausencia de fuego, puede dar lugar a un progresivo deterioro de las propiedades físicas del suelo y a un sucesivo incremento de la escorrentía y la pérdida de suelo (Castillo et al., 1997). En los pinares quemados de Guadalest, la falta de recubrimiento vegetal produjo 2 tipos de fenómenos diferenciados. Por una parte hubo una degradación estructural de la superficie, que pudo ser debida tanto al impacto directo de las gotas de lluvia como al arrastre y sedimentación de sólidos, y que se tradujo en un incremento de la resistencia a la penetración y una pérdida de capacidad de infiltración. Por otra parte, la mayor producción de escorrentía y la disminución de obstáculos a su desplazamiento aumentó la capacidad de transporte. En los taludes pudo acelerarse el desprendimiento y caída de material fino, que incrementaría el depósito a pie de talud, o pasaría directamente a la base de la terraza. Los depósitos a pie de talud tienden a producir elevadas cantidades de escorrentía y son especialmente susceptibles a la erosión (Lasanta et al., 2001), enriqueciendo en materiales disgregados y fácilmente transportables la base de la terraza. El desarrollo de la vegetación haría disminuir la intensidad de estos fenómenos. De todos modos, aún quedaría parte de sólidos altamente erosionables en la base de la terraza.

Anteriormente ya se ha comentado la coincidencia entre unos elevados recubrimientos vegetales en las parcelas no quemadas, así como una rápida respuesta en los cultivos recientemente abandonados, y unas producciones de sedimentos ínfimas. Por otra parte, el efecto de una cubierta vegetal escasa,

apuntada en la parcela tratada con herbicida, se puso de manifiesto en los pinares afectados por el incendio. En las parcelas sobre pinar quemado, los 3 años de incremento continuo de las tasas de erosión anuales coincidió con unos recubrimientos vegetales no superiores al 50% (Figura 4.25). A partir de ese momento, el aumento de la cubierta vegetal coincidió con una disminución acusada de las producciones de sedimentos. Este comportamiento podría ser indicativo del papel protector dominante de la vegetación si cubre al menos la mitad de la superficie.

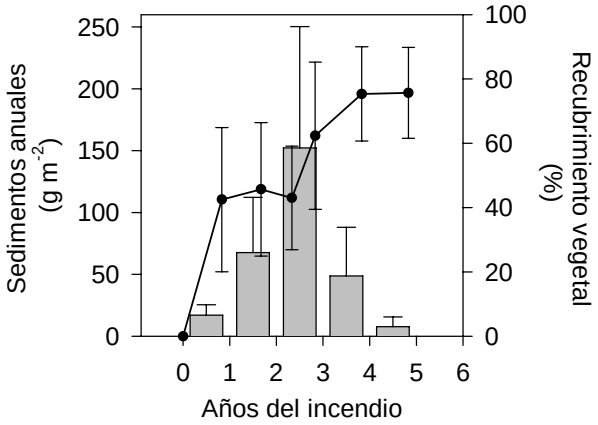


Figura 4.25. Producción de sedimentos (barras) y recubrimiento vegetal (líneas) en las parcelas instaladas en el pinar quemado de la localidad Guadalest.
Medias y desviaciones estándar, n=3.

La relación entre el índice pluviométrico AI30 y los sedimentos recogidos se mantuvo un año más, para prácticamente desaparecer al quinto año. Podría decirse que hubo un cierto retraso entre la consecución del recubrimiento vegetal propuesto como aceptable (≥50%) y la caída drástica de la influencia relativa de la lluvia en la producción de sedimentos. Puede interpretarse en términos de una herencia, o una inercia, de los procesos desencadenados a raíz del fuego y posteriores al mismo: degradación estructural de la superficie, disgregación y transporte de material fino del talud, acumulación de material fácilmente erosionable al pie del talud y en la base de la terraza, etc. Por el contrario, en las terrazas con respuesta rápida de la vegetación (cultivos de abandono reciente) los procesos degradativos post-incendio tuvieron un corto tiempo (y como consecuencia escasa magnitud) de desarrollo. De esta forma, el ecosistema

respondió con mayor rapidez al incremento en el recubrimiento vegetal y regresó, a su vez, con mayor prontitud a las condiciones previas a la perturbación.

El valor 50% de cobertura vegetal no se aleja de los resultados obtenidos por Inbar et al. (1998), aunque en ese caso la respuesta vegetal al incendio fue mucho más rápida. Entre los 2 primeros años del incendio, observaron un descenso en la producción de sedimentos de 2 órdenes de magnitud, atribuyéndolo en buena parte al recubrimiento de la vegetación, que pasó del 10%-30% durante la primera estación lluviosa al 50%-70% en la segunda. Por su parte, Pinaya et al. (1998) proponen un 60% como el recubrimiento necesario para una buena protección del suelo.

Frecuentemente se considera el umbral 30% de recubrimiento vegetal, por debajo del cual hay un rápido aumento de la pérdida de suelo, tal como encontraron Elwell y Stocking (1976) sobre cultivos y prados, así como Francis y Thornes (1990) en matorrales semiáridos. Este valor crítico no entra en contradicción con el propuesto a partir de los resultados obtenidos en el experimento descrito en este capítulo, ya que el concepto considerado es algo distinto. El umbral 30% de cobertura se refiere a un elevado incremento de la erosión, así como a un mayor efecto del recubrimiento vegetal, si los valores quedan por debajo del mismo. Del estudio presente, se deduce que recubrimientos superiores al 50% dieron lugar a una inversión en la tendencia degradativa posterior al incendio, además de una notable disminución de la dependencia entre las características de la precipitación y el arrastre de sedimentos, siempre en laderas aterrazadas.

6. CONCLUSIONES

La respuesta al incendio fue muy distinta en función de la edad de abandono de los cultivos. En las terrazas agrícolas recientemente abandonadas, las producciones de escorrentía y sedimentos se mantuvieron prácticamente insignificantes. Este comportamiento tuvo lugar a pesar de una pérdida de capacidad de infiltración y un pequeño y pasajero incremento en la compactación superficial. La respuesta vegetal fue rápida y estuvo dominada por especies rebrotadoras.

En los antiguos cultivos colonizados por pinar, el fuego produjo un gran incremento en las producciones de escorrentía y sedimentos, que aumentaron durante los años posteriores al incendio. La respuesta vegetal, con abundancia de especies germinadoras, fue lenta y estuvo influida por el régimen de lluvias.

El recubrimiento vegetal se mostró como el factor fundamental en el control de los flujos de escorrentía y sedimentos. Con coberturas inferiores al 50%, las producciones estuvieron controladas por las características de la lluvia. Con porcentajes mayores, la escorrentía y los sedimentos arrastrados, a escala de terraza, disminuyeron ostensiblemente, incluso con tormentas copiosas e intensas.

Brachypodium retusum fue la especie rebrotadora más importante, independientemente del estado de abandono del cultivo. De todos modos, su presencia tendió a disminuir con el tiempo de abandono y el desarrollo de una comunidad forestal.

La elevada estabilidad estructural del suelo del pinar, aún mayor tras el fuego, no fue suficiente para evitar la formación de una costra superficial. Este horizonte compactado se mantuvo a lo largo de los años, a pesar del desarrollo posterior de la vegetación.

No se observaron cambios significativos en la repelencia al agua como consecuencia del fuego.

CONSIDERACIONES Y CONCLUSIONES FINALES

Los suelos estudiados manifestaron una serie de cambios en propiedades relacionadas con la infiltración, la producción de escorrentía y el arrastre de sedimentos no solamente en el momento del incendio forestal, sino durante el periodo posterior al mismo. Las características y el alcance de estos cambios, y por lo tanto el riesgo de degradación asociado, variaron sensiblemente en unos sistemas u otros, siendo la respuesta de la vegetación un factor de regulación fundamental.

En ambiente semiárido, los resultados inducen a pensar que, inmediatamente después del incendio, la capacidad de infiltración no varió, o lo hizo escasamente, con respecto a la situación previa al fuego. Las medidas tomadas a las pocas semanas del incendio mostraron una capacidad de infiltración elevada, muy parecida a la estimada en la zona no quemada, e incluso superior a la descrita por otros autores en clima semiárido. El arrastre de sedimentos tendió a ser mayor que antes del fuego, pero se mantuvo a unos niveles muy bajos. Contrariamente, la acción de la lluvia sobre una superficie desprotegida provocó una pérdida significativa de la capacidad de infiltración y un aumento en la producción de sedimentos. Al medio año del incendio, aunque los tiempos de inicio de la escorrentía no variaron, la capacidad de infiltración disminuyó un 40%, alcanzando valores habituales en otras zonas semiáridas con escasa cubierta vegetal. Paralelamente, la concentración de sedimentos fue el doble, y la tasa de erosión el cuádruple, que las obtenidas poco después del incendio. Incluso la mera retirada de la cubierta vegetal, sin fuego ni otra alteración de la superficie, y posterior exposición a lluvia natural de poca intensidad, se tradujo en una pérdida significativa de la capacidad de infiltración. Todo esto puede interpretarse como una muestra de sensibilidad de los suelos semiáridos a la pérdida de la cubierta vegetal, actuando el fuego como elemento supresor de dicha cubierta. Las variables asociadas a la estabilidad estructural, el recubrimiento del suelo y los procesos de sellado y encostramiento de la superficie se consideraron de gran importancia en la dinámica de la infiltración después del fuego, siendo la lluvia un elemento impulsor de la degradación del suelo.

Trasladando este estudio a matorrales densos, regenerados de incendios anteriores y con clima seco-subhúmedo, también se observaron cambios en la respuesta hidrológica durante el año posterior al incendio. Dentro de cada lluvia simulada, estos cambios no afectaron tanto a las variables asociadas al momento de inicio de la escorrentía (*te*, *vi*), como a las relacionadas con el periodo en el que la tasa de infiltración alcanza la estabilidad (*fc*) o cuando finaliza (*tf*, *ef*). Tal como ocurrió en el experimento realizado en condiciones semiáridas, hubo una disminución significativa de la capacidad de infiltración en los meses posteriores al fuego.

En este segundo experimento se planteó, como hipótesis nula, que la intensidad de los procesos degradativos post-incendio sería independiente del substrato litológico y de la orientación. Al análisis de la dinámica temporal de las variables que se consideraron como indicadoras de degradación (básicamente capacidad de infiltración, arrastre de sedimentos y compactación superficial), se unió el estudio de otras variables (características físico-químicas y estructurales, repelencia al agua y respuesta de la vegetación). Se consideró que éstas podrían estar asociadas a los factores seleccionados (substrato litológico y orientación), además de influir en el riesgo de degradación. De esta forma, podrían ayudar a explicar posibles rechazos de la hipótesis nula, o lo que sería equivalente, posibles diferencias en los procesos degradativos debidos a dichos factores.

La respuesta en función del substrato y la orientación fue compleja. Los suelos dolomíticos mostraron una tendencia general hacia una disminución de la capacidad de infiltración durante el año posterior al fuego. La excepción fueron las parcelas de orientación sur instaladas en la localidad Sotorroni, que mantuvieron unos valores parecidos en los 3 muestreos realizados. Por otra parte, la respuesta de los suelos desarrollados sobre margas estuvo, en ambas localidades, claramente influida por la orientación. Las solanas margosas presentaron una reducción notable de la capacidad de infiltración una vez sucedido el incendio, puesta de manifiesto al verano siguiente y que se mantuvo en el otoño posterior. La disminución media de *fc* entre los 3 y los 15 meses del fuego fue de alrededor del 50%. Por el contrario, las umbrías con este mismo substrato litológico no mostraron ninguna tendencia a la pérdida de capacidad de infiltración después del incendio.

A pesar de que cabría esperar lo contrario, variables como materia orgánica, carbonatos y textura no manifestaron una relación directa ni con la capacidad de infiltración ni con su evolución temporal. Para explicar esta supuesta discordancia se plantearon varias posibilidades. La primera está asociada al método utilizado: los puntos de muestreo de la infiltración y de las características físico-químicas del suelo, aunque cercanos, no coincidieron. De esta forma, no se pudo relacionar cada medida de infiltración con el valor correspondiente de carbonatos, materia orgánica y textura, sino que fue necesario trabajar con las medias de cada localidad, substrato y orientación, lo que dio lugar a un número de réplicas bajo, que englobaron una heterogeneidad espacial posiblemente elevada. Asimismo, los valores medios de estos parámetros básicos del suelo no difirieron mucho entre ellos. En otras palabras, la separación entre substratos y orientaciones realizada no se tradujo en unos tipos de suelo contrastados, al menos en cuanto a materia orgánica, carbonatos y textura de la superficie del suelo. De todos modos, al año del incendio, la inclusión del porcentaje de arena en la regresión lineal incrementó la variabilidad de *fc* explicada exclusivamente por el porcentaje de suelo desnudo.

Por otra parte, es posible que la influencia de estas variables se manifestase, más que directa y aisladamente, a través de otras (como por ejemplo la estabilidad estructural) que las integrarían al menos parcialmente. De esta forma hubo una relación significativa entre el porcentaje de agregados estables y *fc* a los 12 y a los 15 meses del incendio. Es decir, los suelos con mayor estabilidad estructural presentaron una mayor capacidad de infiltración tras la acción de las lluvias sobre la superficie quemada. La estabilidad estructural indica la resistencia del suelo a ser disgregado, y por lo tanto a sufrir procesos de sellado y encostramiento de la superficie. De todos modos, no aparecieron relaciones significativas entre la estabilidad de los agregados y la pérdida de infiltración entre los períodos previo y posterior a las lluvias. Es posible que los argumentos comentados anteriormente (bajo número de réplicas y elevada heterogeneidad espacial) enmascarasen posibles relaciones.

La superficie de los suelos desarrollados sobre margas presentaron una susceptibilidad al encostramiento no observada en el caso de los suelos dolomíticos. Este comportamiento estuvo asociado al porcentaje de limos: dentro de cada muestreo sobre suelo seco, hubo una relación positiva entre la abundancia de partículas de tamaño limo (de 0,05 mm a 0,002 mm de diámetro) y la resistencia a la penetración. Esta

relación fue más acusada tras la acción de las lluvias, que produjeron un incremento de la compactación superficial más acentuado conforme mayor fue el porcentaje de esta fracción granulométrica.

De todos modos, solamente se observaron paralelismos entre las dinámicas de la compactación superficial y de la capacidad de infiltración en suelos sobre margas de orientación sur. En las demás situaciones, el encostramiento de la superficie del suelo, estimado en forma de resistencia a la penetración, no explicó la pérdida de capacidad de infiltración observada tras el fuego y la acción de las lluvias. Hay que tener en cuenta que, al igual como ocurrió con las características básicas del suelo (materia orgánica, carbonatos y textura), los puntos de muestreo de infiltración y de compactación superficial no coincidieron. Esto se tradujo en una reducción en el número de réplicas (8 valores medios por muestreo) y una falta de información sobre la compactación específica de cada una de las parcelas de infiltración. Por otra parte, el aparato de medida utilizado (penetrómetro de cono) da un valor de la resistencia a la penetración del primer centímetro de suelo. En el caso de que la costra superficial sea más fina (según diferentes autores puede tener algún o muy pocos milímetros de grosor) su efecto en términos de compactación quedaría diluido al considerar una profundidad de 0-1 cm. Asimismo, este método no permite discriminar otros fenómenos asociados al sellado de la superficie del suelo, como cambios en el tamaño, forma y continuidad de los poros.

Esta reducción en la capacidad de infiltración a causa de la lluvia, no reflejada en términos de resistencia a la penetración, también se observó bajo condiciones controladas en el laboratorio. En este experimento, donde se estudió la respuesta a muy corto plazo después del fuego, la capacidad de infiltración se redujo a la mitad tras el tratamiento con lluvia simulada. De todos modos, no pudo aceptarse la hipótesis de que la intensidad del choque térmico influye en la respuesta del suelo a la desaparición de la cubierta vegetal. Los 3 niveles del tratamiento Quema (nula, suave, intensa) no modificaron de forma significativa ninguna de las variables consideradas (materia orgánica, estabilidad estructural, repelencia al agua, compactación superficial y capacidad de infiltración), ni tampoco la respuesta de estas 2 últimas (compactación superficial y capacidad de infiltración) a la lluvia.

A raíz de estos resultados se consideró como posibles causas de la reducción de la capacidad de infiltración -tras las primeras lluvias- una cierta desagregación, probablemente leve. A esto se sumaría

una redistribución de los agregados y partículas de pequeño diámetro, susceptibles de ser desplazadas y obturar los poros de la superficie como consecuencia del impacto de las gotas de lluvia. Este sellado de la superficie, que podríamos considerar como estructural, podría verse favorecido por la especial repelencia al agua de las fracciones de menor tamaño. Tal como se comentó en los capítulos correspondientes, en matorrales quemados (localidades Ponce y Sotorroni), así como en cultivos abandonados y pinares afectados o no por el fuego (localidad Guadalest), los agregados de diámetro pequeño (inferior a 1 mm, y sobre todo menores que 0,5 mm) presentaron una hidrofobia moderada, superior a la de fracciones de diámetro mayor.

Los resultados obtenidos mediante lluvia simulada en condiciones de campo mostraron una relación significativa entre el recubrimiento de la vegetación y las producciones de escorrentía y sedimentos, al menos a pequeña escala (0,24 m^{-2}) y a corto plazo (1 año) después del incendio. La respuesta de la vegetación se manifestó como un agente básico, cuyo estudio se abordó con mayor extensión en el experimento con parcelas de erosión en la localidad Guadalest.

La hipótesis nula subyacente a este último experimento fue la independencia entre la respuesta al fuego y el estado de abandono de antiguas terrazas de cultivo. Los resultados mostraron, por el contrario, diferencias significativas asociadas a la edad de abandono. Este factor diferenció la composición y estructura de la vegetación, las características de la superficie del suelo y la respuesta del sistema al fuego. El incendio afectó especialmente a las terrazas abandonadas de antiguo y colonizadas por un pinar maduro.

De todos modos, hubo diversas variables típicamente asociadas al riesgo de degradación post-incendio que se vieron afectadas por el fuego por un igual, independientemente de la edad de abandono. De esta forma, el incendio provocó un incremento de la estabilidad estructural y una disminución de la capacidad de infiltración a corto plazo, sin interaccionar con el estado de abandono de las parcelas. El fuego no modificó la repelencia al agua de la superficie del suelo, que en todo caso fue mayor en el pinar.

De forma semejante al experimento llevado a cabo en las localidades Ponce y Sotorroni, aunque a diferente escala, en esta ocasión se consideraron como indicadores de degradación post-incendio la

compactación superficial, la producción de escorrentía y el arrastre de sedimentos. El análisis de los resultados mostró interacciones significativas entre la edad de abandono, la incidencia del fuego y el tiempo desde el incendio, para las 3 variables estudiadas. En otras palabras, la respuesta al incendio, en términos de compactación superficial y producciones de escorrentía y de sedimentos, fue significativamente diferente entre los cultivos de abandono reciente y el pinar.

Las terrazas agrícolas con un tiempo de abandono inferior a 15 años, aproximadamente, presentaron escasos o nulos indicios de degradación a consecuencia del fuego, recuperando con rapidez la situación previa al incendio. La compactación superficial, tras un incremento inicial, volvió a los valores de la zona no quemada a partir del segundo año del incendio. El coeficiente de escorrentía no varió con respecto al de las parcelas no quemadas, con medias anuales siempre inferiores al 0,3%. En cuanto a la producción de sedimentos, aunque hubo un aumento durante los 2 primeros años posteriores al incendio, se mantuvo en unos valores muy bajos (la máxima producción anual fue 0,02 Mg ha^{-1}).

Por el contrario, el pinar mostró un cambio claro en la dinámica de estos indicadores a consecuencia del fuego. La compactación sufrió un incremento durante el año posterior al incendio, tal y como ocurrió en los cultivos de abandono reciente, pero en este caso se mantuvo en valores significativamente superiores al pinar no quemado. Durante los 5 años de estudio, la compactación superficial tendió hacia un retorno muy lento a las condiciones previas al fuego. Las producciones de escorrentía y sedimentos pasaron a ser varios órdenes de magnitud superiores a las del pinar no quemado. La dinámica interanual presentó un incremento inicial con un máximo al tercer año. A partir de este momento las producciones fueron en descenso.

En el pinar quemado, la dinámica erosiva estuvo relacionada con la precipitación y la respuesta de la vegetación, aunque la importancia relativa de cada uno de estos parámetros varió a lo largo del tiempo después del incendio. Durante los 4 primeros años hubo una correspondencia significativa entre la producción de sedimentos y las características de la lluvia. El índice pluviométrico AI30 explicó más del 70% de los sedimentos recogidos en cada lluvia productiva. Esta relación desapareció al quinto año, coincidiendo con un descenso notable de las tasas de erosión.

En la zona de pinar estudiada la recuperación de la vegetación fue lenta. Tras un incremento inicial, la superficie cubierta por vegetación se mantuvo por debajo del 50% hasta prácticamente el tercer año. A partir de este momento, coincidiendo con un período más lluvioso, el recubrimiento vegetal se incrementó hasta llegar al 70% en el quinto año. El protagonismo de especies germinadoras, la sequía de los 2 primeros años y la virulencia del incendio, se consideraron factores fundamentales de esta pobre respuesta a corto plazo.

La reacción de la vegetación coincidió, con un cierto desfase, con la caída de las producciones de escorrentía y sedimentos. Cabe destacar que tanto en el período de elevada producción (del primer al tercer año) como en el de descenso elevado (a partir del cuarto año), se produjeron tormentas caudalosas, superando ampliamente los 100 mm en 24 horas. La respuesta erosiva fue radicalmente diferente en uno u otro período. Todo parece indicar que, tras superar un umbral crítico de recubrimiento, la vegetación pasó a tener el control de dichas producciones, reduciéndolas considerablemente.

El riesgo de degradación de los suelos derivados de margas y coluvios margo-calizos se mostró vinculado a condiciones ambientales relacionadas con el régimen de humedad, siendo más sensibles los sometidos a los ambientes más xéricos. De este modo, la pérdida de infiltración a causa de la lluvia fue significativa en zonas semiáridas. Por lo que respecta a áreas de ombroclima seco-subhúmedo, este fenómeno tuvo una especial incidencia en las solanas. Asimismo, los períodos secos se asociaron a una regeneración limitada en las comunidades de germinadoras, lo que produjo una mayor respuesta erosiva.

Los resultados obtenidos permiten extraer algunas conclusiones susceptibles de ser consideradas en la gestión del monte. En primer lugar, se puso de manifiesto la importancia de los procesos de degradación que, aunque fueron inducidos por el fuego, se desarrollaron posteriormente. Se confirmaron como situaciones de riesgo, sobre margas o coluvios margo-calizos, las orientaciones solana, las condiciones semiáridas y los pinares o matorrales dominados por especies germinadoras. Después de un incendio forestal, las zonas con alguna de estas características deberían tener un especial seguimiento.

El suelo desnudo manifestó signos de degradación a corto plazo después del fuego. El primer año posterior al incendio se mostró crítico. Durante este período, el encostramiento de la superficie, la pérdida

de infiltración y el aumento de la erosión fueron fenómenos muy frecuentes. De todos modos, los resultados indican que el sistema tiende a recuperar la situación previa al incendio, siempre y cuando el recubrimiento de la superficie del suelo supere ciertos límites. En vista de estos resultados, sería deseable conseguir un 50% de cobertura a lo largo del primer año para moderar los procesos de degradación del suelo. Este valor podría considerarse de referencia a la hora de diseñar estrategias de conservación del suelo y en la evaluación de los riesgos de degradación a consecuencia del fuego.

El desarrollo de arbustos y árboles germinadores, incluyendo *Pinus halepensis*, estuvo condicionado por el régimen de lluvias. Por el contrario, la herbácea rebrotadora *Brachypodium retusum* respondió con rapidez incluso en períodos especialmente secos. La presencia de esta especie incrementa la capacidad del sistema para conseguir un recubrimiento suficiente a corto plazo, aunque las condiciones climáticas sean poco favorables.

El estado de abandono de las laderas aterrazadas es un elemento básico en el riesgo de incendio y la virulencia del fuego, así como en la capacidad de respuesta de la vegetación y el riesgo de degradación posterior. Con el tiempo de abandono aumenta el combustible acumulado y la presencia de especies con estrategia germinadora, lo que incrementa la vulnerabilidad del sistema al fuego. De aquí pueden derivarse 2 proposiciones. La primera es que sería aconsejable un control de las especies germinadoras, propias de zonas forestales antiguamente cultivadas. Su respuesta post-incendio es lenta, al menos en períodos de sequía. La incorporación de especies con capacidad de rebrote puede acelerar la respuesta del ecosistema y conseguir un recubrimiento mínimo en un período más corto. Y lo que tal vez sea más importante, esta respuesta no resultaría tan dependiente de la precipitación que haya con posterioridad al incendio. La segunda proposición se refiere a la estructura del paisaje. Actualmente hay una cantidad considerable de antiguos cultivos de abandono reciente, y todo parece indicar que su número aumentará en el futuro. La vulnerabilidad al fuego parece inferior en las primeras etapas de la sucesión tras el abandono, que cuando se alcanzan estadios posteriores. Por otra parte, los trabajos forestales son más costosos cuando la vegetación alcanza un alto grado de desarrollo que en terrenos de abandono más reciente. Estos últimos serían susceptibles de recibir tratamientos agro-silvícolas. Entre ellos están el mantenimiento de cierta actividad agrícola, el control del combustible mediante rozas periódicas y la forestación con especies capaces de rebrotar tras el fuego. Asimismo, el mantenimiento de una estructura

en mosaico, en el que se alternen diferentes estados de abandono y de tratamiento agro-silvícola restaría continuidad espacial al combustible, dificultando la propagación de un posible incendio. En el caso de producirse, la intercalación de áreas con respuestas hidrológicas distintas (sectores productores y receptores de escorrentía y sedimentos) obstaculizaría el desarrollo de zonas de concentración de la escorrentía, y por lo tanto del encauzamiento del agua, la formación de cárcavas y la progresión de torrenteras y barrancos. La estructura en mosaico citada anteriormente debería favorecer el desarrollo y/o mantenimiento de áreas receptoras y de sedimentación (con abundancia de especies rebrotadoras) que restaría continuidad a otras zonas más proclives a la exportación de agua y sedimentos después del fuego (en nuestro caso, pinares con dominio de germinadoras en laderas antiguamente cultivadas).

Como es habitual en este tipo de trabajos, intentando buscar respuestas han surgido nuevas preguntas. El autor de esta memoria es plenamente consciente de que algunas de ellas son ya conocidas. Pero también tiene la esperanza de que la información aportada por este trabajo sirva para indicar nuevas líneas de investigación.

En el presente estudio se muestran casos de reducciones drásticas en la capacidad de infiltración a corto plazo después de un incendio. Entre las causas se consideró la degradación estructural de la superficie del suelo debida a la lluvia. Los resultaron indican una gran relación entre la gravedad de estos fenómenos y el nivel de protección de la superficie. De todos modos, quedaron grandes lagunas en el estudio de los procesos desarrollados en el propio suelo. Hubo variables típicamente asociadas a la degradación post-incendio (materia orgánica, estabilidad estructural, repelencia al agua, etc.) que no parecieron afectar sensiblemente al encostramiento superficial ni al incremento en las producciones de escorrentía y sedimentos. En algunos casos se encontraron asociaciones entre la formación de una costra superficial y un incremento en la escorrentía y el arrastre de sedimentos, pero no ocurrió en todas las ocasiones. Diversos autores señalan que estas relaciones son complejas, hasta el punto de parecer incluso contradictorias. Es de todos conocido que el suelo es un sistema complejo y que en su respuesta puede interaccionar un gran número de variables. Por otra parte, en los últimos años se han multiplicado los estudios sobre el efecto del fuego en el suelo. La información es abundante, pero probablemente está demasiado dispersa. La creación de bases de datos y la puesta al día de la información enriquecería los

resultados obtenidos en los diferentes estudios. Asimismo, ayudaría a discriminar las áreas de trabajo de mayor interés.

Factores tales como la virulencia del fuego, la recurrencia de incendios, la estructura de la vegetación y el papel de los horizontes orgánicos, o variables como la fertilidad y la actividad biológica del suelo, fueron poco o nada considerados en este trabajo.

Los diseños experimentales basados en parcelas fijas, muestreadas intensivamente, permiten conocer con detalle las variables de estudio. De todos modos, los resultados no pueden ser aplicados directamente a otras situaciones (localidades, tipos de incendio, regímenes concretos de lluvias, etc.). Contrariamente, el uso de modelos permite abarcar una amplia variedad de situaciones, aunque corresponden a un número restringido de variables que deben, a su vez, explicar al máximo las posibles respuestas. El aterrazamiento de las laderas, muy frecuente en nuestras latitudes y que modifica gravemente el régimen hidrológico, no está suficientemente contemplado en muchos de los modelos hidrológicos desarrollados últimamente (Eurosem, Kineros, etc.). Posiblemente sería interesante estudiar la incorporación del aterrazamiento de las laderas, así como su estado de conservación, en estos modelos. En este caso debería considerarse, no solamente la erosión por arroyada difusa, que fue la contemplada en esta memoria, sino también las consecuencias del desplome de taludes, la caída de muretes y otros fenómenos de erosión localizada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abad, N., Caturla, R.N., Baeza, J., Bladé, C., Vieira, F., Carbó, E., Valdecantos, A., Bonet, A., Serrasolses, I., Guàrdia, R., Raventós, J., Alloza, J.A., Escarré, A., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1997. Regeneración de los montes quemados. En: V.R. Vallejo (ed.), *La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación CEAM. Valencia. pp.51-148.

Abrahams, A.D., Parsons, A.J. y Luk, S. 1988. Hydrologic and sediment responses to simulated rainfall on desert hillslopes in southern Arizona. *Catena* 15: 103-117.

Agassi, M. 1996. *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. Nueva York.

Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., Roldán, A. y Castillo, V. 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use and Management* 14: 1-5.

Alloza, J.A. 2003. *Análisis de Repoblaciones Forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de Criterios y Procedimientos de Evaluación*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.

Arnaez-Vadillo, J., Ortigosa, L.M. y Oserín, M. 1992. Descripción y cuantificación de procesos de erosión en bancales abandonados (Sistema Ibérico, La Rioja). *Actas de la II Reunión Nacional de Geomorfología*. Murcia, 23-25 septiembre 1992. F. López Bermúdez, C. Conesa y M.A. Romero Díaz (eds.). pp.193-201.

Aubertot, J.N., Dürr, C., Richard, G., Souty, N. y Duval, Y. 2002. Are penetrometer measurements useful in predicting emergence of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) seedlings through a crust? *Plant and Soil* 241: 177-186.

Baeza, J. 2001. *Aspectos Ecológicos y Técnicas de Control del Combustible (Roza y Quema Controlada) en Matorrales con Alto Riesgo de Incendio, Dominados por Ulex parviflorus (Pour.)*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

Baeza, J., Raventós, J. y Escarré, A. 2002. *Ulex parviflorus* germination after experimental burning: effects of temperature and soil depth. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.), *Fire and Biological Processes*. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands. pp.83-91.

Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R. y Quézel, P. 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the Mediterranean Basin. *Vegetatio* 87: 151-173.

Barthès, B. y Roose, E. 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47: 133-149.

Bautista, S. 1999. *Regeneración Post-Incendio de un Pinar (Pinus halepensis, Miller) en Ambiente Semiárido. Erosión del Suelo y Medidas de Conservación a Corto Plazo*. Tesis Docoral. Universidad de Alicante.

Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 235-242.

Bellot, J., Bonet, A., Sánchez, J.R. y Chirino, E. 2001. Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape and Urban Planning* 55: 41-53.

Ben-Hur, M., Letey, J. y Shainberg, I. 1990. Polymer effects on erosion under laboratory rainfall simulator conditions. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1092-1095.

Benito, E., Gómez-Ulla, A. y Díaz-Fierros, F. 1986. Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología* 45: 1115-1126.

Boiffin, J. 1989. La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. En: M. Sebillotte (director), *Fertilité et Systèmes de Production*. Institut National de la Recherche Agronomique. Collection Ecologie et Aménagement Rural. París, Francia. pp.137-155.

Boix-Fayos, C., Calvo, A., Imeson, A.C., Soriano, M.D. y Tiemessen, I.R. 1998. Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient. *Catena* 33: 123-138.

Bonet, A. y Pausas, J.G. 2004. Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology* 174: 257-270.

Bonneau, M. y Souchier, B. 1987. *Edafología 2: Constituyentes y Propiedades del Suelo*. Masson. Barcelona. 461 pp.

Box Jr., J.E. y Bruce, R.R. 1996. The effect of surface cover on infiltration and soil erosion. En: M. Agassi (ed.), *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. Nueva York. pp.107-123.

Bradford, J.M. 1986. Penetrability. En: A. Klute (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods (2nd edition)*. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. pp.463-478.

Bradford, J.M. y Huang, C. 1996. Splash and detachment by waterdrops. En: M. Agassi (ed.), *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. Nueva York. pp.61-76.

Bradford, J.M., Ferris, J.E. y Remley, P.A. 1987. Interrill soil erosion processes: I. Effect of surface sealing on infiltration, runoff, and soil splash detachment. *Soil Science Society of America Journal* 51 [6]: 1566-1571.

Bradstock, R.A. y Auld, T.D. 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 32: 76-84.

Brandt, C.J. 1989. The size distribution of throughfall drops under vegetation canopies. *Catena* 16: 507-524.

Bremmer, J.M. 1965. Total Nitrogen. En: C.A. Black, D.D. Evans, J.L. White, E.E. Ensinger y F.E. Clark (eds.). *Methods of Soil Analysis*. Agronomy 9. ASA, Madison, WI. 1171-1174.

Calvo, A. 1987. *Geomorfología de Laderas en la Montaña del País Valenciano*. Institució Valenciana d'Estudis i Investigació. Col.lecció Politècnica. Valencia. 301 pp.

Calvo, A. y Cerdà, A. 1994. An example of the changes in the hydrological and erosional response of soil after a forest fire. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.99-110.

Calvo., A, Gisbert, J.M., Palau, E. y Romero, M. 1988. Un simulador de lluvia portátil de fácil construcción. En: M. Sala y F. Gallart (eds.), Métodos y Técnicas para la Medición en el Campo de Procesos Geomorfológicos. Monografía 1. Sociedad Española de Geomorfología. pp.6-15.

Calvo, A., Halvey, A.M., Paya, J. y Alexander, R.W. 1991. Response of badland surfaces in South East Spain to simulated rainfall. *Cuaternario y Geomorfología* 5: 3-14.

Calvo, A., Boix-Fayos, C. y Imeson, A. C. 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. *Geomorphology* 50: 269-291.

Castillo, V., Martímez-Mena, M. y Albaladejo, J. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1116-1121.

Caturla, R.N. 2002. *Efecte del Foc i la Recurrència d'Incendis a Camps Abandonats per Brachypodium retusum*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

Caturla, R.N., Guardia, R. y Raventós, J. 1995. Post-fire evolution of *Brachypodium retusum*. Eureco'95 Abstracts. 7th European Ecological Congress. Budapest, Hungría. p.206.

Cerdà, A. 1993. *La Infiltración en los Sualos del Pais Valenciano. Factores y Variaciones Espacio-Temporales*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

Cerdà, A. 1995. *Factores y Variaciones Espacio-Temporales de la Infiltración en los Ecosistemas Mediterráneos*. Geoforma Ediciones. Monografías Científicas. 151 pp.

Cerdà, A. 1997a. Rainfall drop size distribution in the Western Mediterranean basin, Valencia, Spain. *Catena* 30: 169-182.

Cerdà, A. 1997b. Influencia de la litología en los procesos de erosión en badlands. Los casos de Anna (València) y Petrer (Alicante). *Pirineos* 149-150: 3-20.

Cerdà, A. 1998a. The influence of aspect and vegetation on seasonal changes in erosion under rainfall simulation on a clay soil in Spain. *Canadian Journal of Soil Science* 78: 321-330.

Cerdà, A. 1998b. Post-fire dynamics of erosional processes under Mediterranean climatic conditions. *Z.Geomorph.N.F.* 42 [3]: 373-398.

Cerdà, A. 1998c. Relationships between climate and soil hydrological and erosional characteristics along climatic gradients in Mediterranean limestone areas. *Geomorphology* 25: 123-134.

Cerdà, A. 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63: 362-368.

Cerdà, A. 2001. *Erosión Hídrica del Suelo en el Territorio Valenciano*. Geoforma Ediciones. Logroño. 79 pp.

Cerdà, A. y Lasanta, T. 2005. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees. 1. Water and sediment yield. *Catena* 60: 59-80.

Cerdà, A., Imeson, A.C. y Calvo, A. 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena* 24: 289-304.

Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.

Chafer, C.J., Noonan, M. y Macnaught, E. 2004. The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire* 13: 227-240.

Chen, Y., Tarchitzky, J., Brouwer, J., Morin, J. y Banin, A. 1980. Scanning electron microscope observations on soil crusts and their formation. *Soil Science* 130 [1]: 49-55.

Cruz, A. 1997. *Factores que Controlan la Capacidad de Rebrote de Erica australis L.* Teis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Davis, G. 1998. Landscapes and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems: the role of changing fire regimes. En: J.M. Moreno (ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden, The Nederlands. pp.109-131.

Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size distribution. En: C.A. Black, D.D. Evans, J.L. White, E.E. Ensinger y F.E. Clark (eds.). *Methods of Soil Analysis*. Agronomy 9. ASA. Madison, WI. pp.548-549.

de Bano, L.F. 1981. *Water Repellent Soils: A State-of-the-Art*. USDA Forest Service. General Technical Report PS W-46. 21pp.

de Bano, L.F. 2000a. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232: 195-206.

de Bano, L.F. 2000b. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232: 4-32.

de Bano, L.F., Neary, D.G. y Ffoliott, P.F. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons. Nueva York.

de Lima, J.L.M.P., Singh, V.P. y de Lima, M.I. P. 2003. The influence of storm movements on water erosion: storm direction and velocity effects. *Catena* 52: 39-56.

de Luis, M. 2000. *Estudio Espacial y Temporal de las Tendencias de Lluvia en la Comunidad Valenciana (1961-1990)*. Geoforma Ediciones (Logroño) e Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert (Alicante). 112 pp.

Derouiche, A. 1996. *Estimatión et Modelation des Composantes du Bilan Hydrique chez Differentes Formations Arborees, Arbustives et Herbacees Mediterraneennes*. Tesis Master. IAMZ-UA. 108 pp.

Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.163-176.

Doerr, S.H., Blake, W.H., Shakesby, R.A., Stagnitti, F., Vuurens, S.H., Humphreys, G.S. y Wallbrink, P. 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire* 13: 157-163.

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.

Eijkelkamp. 2002. Hand penetrometer for top layers (Mod. 06.06). *Catalogue*. Eijkelkamp Agrisearch Equipment.

Elías-Castillo, F. y Ruíz-Beltrán, L. 1977. *Agroclimatología de España*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura. Madrid.

Elwell, H.A. y Stocking, M.A. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15: 61-70.

Epema, G.F. y Riezebos, H.Th. 1983. Fall velocity of waterdrops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain. En: J. de Ploey (ed.), *Rainfall Simulation, Runoff and Soil Erosion*. Catena Supplement 4. Catena Verlag. Cremlingen. pp.1-17.

FAO. 1988. *Soil Map of the World. Revised Legend. 1:5.000.000*. FAO-UNESCO. Roma

FAO. 2001. *Lecture Notes on the Major Soils of the World*. (www.fao.org/docrep/003/y1899e/y1899e00.htm)

Farres, P.J. 1987. The dynamics of rainsplash erosion and the role of soil aggregate stability. *Catena* 14: 119-130.

Fernández-Alés, R., Martín, A., Ortega, F. y Alés, E.E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7 (1): 3-18.

Ferran, A., Serrasolses, I. y Vallejo, V.R. 1991. Soil evolution after fire in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forests. En: A. Teller, P. Mathy y J.N.R. Jeffers (eds.), *Responses of Forests Ecosystems to Environmental Changes.* Elsevier. Londres. pp.397-405.

Ferran, A., Baeza, J., Bautista, S., Caturla, R.N. y Llovet, J. 2002. La regeneració natural després dels incendis forestals a la Comunitat Valenciana. *NEMUS Revista de l'Ateneu de Natura* 1: 17-36.

Folch, R. 1981. *La Vegetació dels Països Catalans*. Institució Catalana d'Història Natural y Ketres Editora. Barcelona. 513 pp.

Forteza, J., Rubio, J.L. y Gimeno, E. 1995. *Catálogo de Suelos de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana. 199 pp.

Francis, C.F. y Thornes, J.B. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: J.B. Thornes (ed.), *Vegetation and Erosion*. Capítulo 22. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. pp.363-384.

García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E. y Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire* 13: 195-199.

García-Ruiz, J.M., Lasanta, T., Ortigosa, L., Ruiz-Flaño, P., Martí, C. y González, C. 1995. Sediment yield under different land uses in the Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development* 15 [3]: 229-240.

García-Ruiz, J.M., Arnáez, J., Beguería, S., Seeger, M., Martí, C., Regüés, D. y Lana, N. 2005. Runoff generation in an intensively disturbed, abandoned farmland catchment, Central Spanish Pyrenees. *Catena* 59: 79-92.

Gimeno, E., Andreu, V. y Rubio, J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51: 201-210.

Gimeno, E., Andreu, E. y Rubio, J.L. 2004. Spatial patterns of soil temperatures during experimental fires. *Geoderma* 118: 17-38.

Giovanardi, F.S. 1999. *Impacto Erosivo de los Incendios Forestales en Cuencas Mediterráneas*. Tesis Master. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ). Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM). 111 pp.

Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.15-27.

Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1983. Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Science* 136 [4]: 231-236.

Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1984. Differential thermal analysis and infrared investigations on soil hydrophobic substances. *Soil Science* 137 [6]: 457-463.

Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1993. Effects of fire on soil physico-chemical characteristics and erosion dynamics. En: L. Trabaud y R. Prodon (eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems.* Commision of the European Communities. Brussels-Luxembourg. pp.403-412.

Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162 [7]: 479-486.

Giovannini, G., Lucchesi, S. y Cervelli, S. 1983. Water-repellent substances and aggregate stability in hydrophobic soil. *Soil Science* 135 [2]: 110-113.

Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146 [4]: 255-261.

Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. En: J.G. Goldammer y M. J. Jenkins (eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics.* S.P.B. Academic Publishing. The Hague, The Nederlands. pp.95-102.

Giovannini, G., Vallejo, V.R., Lucchesi, S., Bautista, S., Ciompi, S. y Llovet, J. 2001. Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management* 147: 15-23.

González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G. y Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environment International* 30: 855-870.

Gounot, M. 1969. *Méthodes d'Étude Quantitative de la Végétation*. Masson. París.

Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative Plant Ecology (3th edition)*. Studies in Ecology, Volume 9. Blackwell Scientific Publications. 359 pp.

Grierson, I.T. y Oades, J.M. 1977. A rainfall simulator for field studies of runoff and erosion. *J. Agric. Eng. Res.* 22: 37-44.

Grove, A.T. 1996. The historical context: Before 1850. En: C.J. Brandt y J.B. Thornes, *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley & Sons. Chechester. pp.13-28.

Guerrero, C. 2003. *Uso de Diferentes Residuos Orgánicos en la Restauración de Suelos Forestales Quemados*. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández.

Guerrero, C., Mataix, J., Navarro, J., García-Orenes, F. y Gómez, I. 2001. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management* 15: 163-171.

Hardi. 2000. *Catálogo de Boquillas*. Hardi-Hartvig Jensen & Co.

Hernández-Hernández, M. 1997. *Paisajes Agrarios y Medio Ambiente en Alicante*. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante. 290 pp.

Horton, R.E. 1940. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. *Soil Science Society of America Proceedings* 5: 399-417.

Ibáñez, J.J., Lobo, M.C., Almendros, G. y Polo, A. 1983. Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterraneo continental en la zona centro de España. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 12 [24]: 27-42.

IGME. 1958. *Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000. Hoja 848 (Altea)*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

IGME. 1975a. *Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000. Hoja 820 (Onteniente)*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

IGME. 1975b. *Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000. Hoja 821 (Alcoy)*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

IGME. 1978. *Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000. Hoja 846 (Castalla)*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

Imeson, A.C., Verstraten, J.M., van Mulligen, E. y Servink, J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19: 345-361.

Imeson, A.C., Lavee, H., Calvo, A. y Cerdà, A. 1998. The erosional response of calcareous soils along a climatological gradient in Southeast Spain. *Geomorphology* 24: 3-16.

Inbar, M., Tamir, M. y Wittenberg, L. 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24: 17-33.

Josa, R., Arias, X. y Solé, A. 1994. Effects of slashburning on some soil physical properties in an olm-oak coppice. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.29-41.

Kemper, W.D. y Rosenau, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. En: A. Klute (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods (2nd edition)*. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. pp.425-442.

Kent, M. y Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach*. John Wiley & Sons. 363 pp.

Kinnell, P.I.A. y McLachlan, C. 1989. Shallow soil monoliths for laboratory sudies on soil erosion from undisturbed soil surfaces. *Australian Journal of Soil Research* 27: 227-233.

Kosmas, C. y Danalatos, N. 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena* 40: 3-17.

Kosmas, C., Gerontidis, St. y Marathianou, M. 2000. The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesvos (Greece). *Catena* 40: 51-68.

Kutiel, P. 1994. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case study. *Earth Surface Processes and Landforms* 19: 187-194.

Kutiel, P. e Inbar, M. 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena* 20: 129-139.

Kutiel, P., Lavee, H., Segev, M. y Benyamini, Y. 1994. The effect of fire-induced surface heterogeneity on rainfall-runoff-erosion relationships in an eastern Mediterranean ecosystem, Israel. *Catena* 25: 77-87.

Kutilek, M. y Nielsen, D.R. 1994. *Soil Hydrology*. Catena Verlag. Cremlingen-Destedt. 370 pp.

Lasanta, T., Arnáez, J., Ortigosa, L.M. y Oserín, M. 1996. Consecuencias geoecológicas del abandono agrícola en Cameros Viejo (Sistema Ibérico). *Zubía (monográfico)* 8: 61-85.

Lasanta, T., Arnáez, J., Oserín, M. y Ortigosa, L.M. 2001. Marginal land and erosion in terraced fields in the Mediterranean mountains. A case study in the Camero Viejo (Northwestern Iberian System, Spain). *Mountain Research and Development* 21 [1]: 69-76.

Lavee, H., Kutiel, P., Segev, M. y Benyamini, Y. 1995. Effect of surface roughness on runoff and erosion in a Mediterranean ecosystem: the role of fire. *Geomorphology* 11: 227-234.

Le Bissonnais, Y. y Singer, M.J. 1992. Crusting, runoff, and erosion response to soil water content and succesive rainfalls. *Soil Science Society of America Journal* 56 [6]: 1898-1903.

Le Bissonnais, Y. y Singer, M.J. 1993. Seal formation, runoff and interrill erosion from seventeen California soils. *Soil Science Society of America Journal* 57 [1]: 224-229.

Le Bissonnais, Y., Bruand, A. y Jamagne, M. 1989. Laboratory experimental study of soil crusting: relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. *Catena* 16: 377-392.

Leonard, J. y Andrieux, P. 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena* 32: 209-223.

Letey, J. 2001. Causes and consequences of fire-induced soil water repellency. *Hydrological Processes* 15: 2867-2875.

Llorens, P. y Gallart, F. 1992. Small basin response in a Mediterranean mountainous abandoned farming area: research design and preliminary results. *Catena* 19: 309-320.

Llovet, J. y Ruíz-Valera.M. 2002. Producción de sedimentos en antiguos bancales de cultivo. Efecto del fuego en función de la edad de abandono. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 13: 131-135.

Llovet, J., Bautista, S. y Cerdà, A. 1994. Influencia de las lluvias otoñales sobre la respuesta hidrológica y erosiva post incendio de los suelos en ambiente semiárido. En: J. Arnáez, J.M. García y A. Gómez (eds.), *Geomorfología en España (Tomo II)*. Sociedad Española de Geomorfología. Logroño. pp.81-92.

López-Bermúdez, F. y Albaladejo, J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. En: J. Albaladejo, M.A. Stocking, y E. Diaz (eds.), *Degradación y Regeneración del Suelo en Condiciones Ambientales Mediterráneas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Murcia. pp.15-45.

López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, M.A., Martínez-Fernández, J. y Martínez-Fernández, J. 1996. The El Ardal field site: Soil and vegetation cover. En: C.J. Brandt y J.B. Thornes, *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley & Sons. Chechester. pp.169-188.

López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, M.A. y Martínez-Fernández, J. 1998. Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology* 24: 51-58.

López-Poma, R. 2004. *Regeneración Post-Incendio de la Cubierta Vegetal en Función de los Usos del Suelo en el Valle de Guadalest*. Tesis Master. CIHEAM-IAMZ. 88 pp.

Mallik, A.U., Gimingham, C.H. y Rahman, A.A. 1984. Ecological effects of heather burning. **I.** Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology* 72: 767-776.

Mamedov, A.I., Shainberg, I. y Levy, G. 2000. Rainfall energy effects on runoff and interrill erosion in effluent irrigated soils. *Soil Science* 165 [7]: 535-544.

Marcos, E., Tárrega, R. y Luis-Calabuig, E. 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14: 293-307.

Margaris, N.S., Koutsidou, E. y Giourga, Ch. 1996. Changes in traditional Mediterranean land-use systems. En: C.J. Brandt y J.B. Thornes, *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley & Sons. Chechester. pp.29-42.

Marquès, M.A. y Mora, E. 1992. The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena* 19: 333-344.

Marshall, T.J. y Holmes, J.W. 1988. *Soil Physics (2nd edition)*. Cambridge University Press. Cambridge. 374 pp.

Martínez-Fernández, J., López-Bermúdez, F., Martínez-Fernández, J. y Romero-Díaz, A. 1995. Land use and soil - vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem: El Ardal, Murcia, Spain. *Catena* 25: 153-167.

Martínez-Mena, M. 1995. *Respuesta Hidrológica en Medios Semiáridos: Factores de Control y Modelización*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Martínez-Mena, M., Castillo, V. y Albaladejo, J. 2002. Relations between interill erosion processes and sediment particle size distribution in a semiarid Mediterranean area of SE of Spain. *Geomorphology* 45: 261-275.

Mataix, J. 1999. *Alteraciones Físicas, Químicas y Biológicas en Suelos Afectados por Incendios Forestales. Contribución a su Conservación y Regeneración*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

Mataix, J. y Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma* 118: 77-88.

Mataix, J., Gómez, J., Navarro, J., Guerrero, C. y Moral, R. 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire* 11: 107-114.

Millán, M.M., Estrela, M.J. y Caselles, V. 1995. Torrential precipitations on the Spanish east coast: the role of the Mediterranean sea surface temperature. *Atmospheric Research* 36: 1-16.

Millán, M.M., Estrela, M.J. y Badenas, C. 1998. Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish Mediterranean coast. En: J.M. Moreno (ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden. pp.1-30.

Mills, A.J. y Fey, M.V. 2004. Frequent fires intensify soil crusting: physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* 121: 45-64.

Molina, M.J. y Sanroque, P. 1996. Impact of forest fires on desertification processes: a review in relation to soil erodibility. En: J.L. Rubio y A. Calvo (eds.), *Soil Degradation and Desertification in Mediterranean Environments*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.145-163.

Moore, D.C. y Singer, M.J. 1990. Crust formation effects on soil erosion processes. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1117-1123.

Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica-Oecologia Plantarum* 10: 57-68.

Moreno, J.M., Vázquez, A. y Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. En: J.M. Moreno (ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden. pp.159-185.

Morgan, R.P.C. 1986. *Soil Erosion & Conservation*. Longman Scientific & Technical. Essex. 298 pp.

Mualem, Y. y Assouline, S. 1991. Modeling rainfall runoff relationship for bare soils affected by surface sealing. *Catena* 19: 91-99.

Naveh, Z. 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. En: T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren (eds.), *Fire and Ecosystems*. Capítulo 12. Academic Press. pp.401-434.

Naveh, Z. 1990. Fire in the Mediterranean – A landscape ecological perspective. En: J.G. Goldammer y M.J. Jenkins (eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Acad. Publ. The Hague. pp.1-20.

Neary, D.G., Klopatek, C.C., de Bano, L.F. y Ffolliott, P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.

Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. En: A.L. Page, R.H. Miller y D.R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monographs 9. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America. Madison. Wisconsin. pp.181-197.

Olsen, S.R. y Sommers, L.E. 1982. Phosphorous. En: A.L. Page, R.H. Miller y D.R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monographs 9. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America. Madison. Wisconsin. pp.403-430.

Ortigosa, L.M. 1991. *Las Repoblaciones Forestales en La Rioja: Resultados y Efectos Geomorfológicos*. Geoforma Ediciones. Logroño.149 pp.

Padilla, A. 1998. *Colonización Vegetal en Campos de Cultivo Abandonados en la Provincia de Alicante*. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante. 365 pp.

Pafford, D., Dhir, V.K., Anderson, E. y Cohen, J. 1991. Analysis of experimental simulation of ground surface heating during a prescribed burn. *International Journal of Wildland Fire* 1 [2]: 125-146.

Pausas, J.G. 2004. Changes in fire and climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63: 337-350.

Pausas, J.G., Carbó, E., Caturla, R.N., Gil, J.M. y Vallejo, V.R. 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecológica* 20 [5]: 499-508.

Pérez, B. y Moreno, J.M. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology* 139: 91-101.

Pérez, B., Cruz, A., Fernández-González, F. y Moreno, J.M. 2003. Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 273-283.

Pérez-Cueva, A. 1994. *Atles Climàtic de la Comunitat Valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. Generalitat Valenciana.

Piccolo, A. y Mbagwu, J.S.C. 1990. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. *Plant and Soil* 123: 27-37.

Pierson, F.B., Carlson, D.H. y Spaeth, K.E. 2002. Impacts of wildfire on soil hydrological properties of steep sagebrush-steppe rangeland. *International Journal of Wildland Fire* 11: 145-151.

Pinaya, I., Soto, B., Arias, M. y Fierros, F.D. 1998. Erosion dues to runoff from burnt hillslope plots left untreated or seeded with native species or a *Lolium multiflorum* mix. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology (Vol. 2).* Luso, 16-20 noviembre 1998. pp.1653-1662.

Poesen, J. e Ingelmo, F. 1992. Runoff and sediment yield from topsoils with different porosity as affected by rock fragment cover and position. *Catena* 19: 451-474.

Poesen, J. y Nearing, M.A. 1993. *Soil Surface Sealing and Crusting*. Catena Supplement 24. Catena Verlag. Cremlingen-Destedt.

Poesen, J., Ingelmo, F. y Mücher, H. 1990. The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. *Earth Surface Processes and Landforms* 15: 653-671.

Poesen, J., van Wesemael, B., Bunte, K. y Solé, A. 1998. Variation of rock fragment cover and size along semiarid hillslopes; a case-study from southeast Spain. *Geomorphology* 23: 323-335.

Puigdefábregas, J. y Mendizábal, T. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39: 209-224.

Ramos, M.C., Nacci, S. y Pla, I. 2000. Soil sealing and its influence on erosion rates for some soils in the Mediterranean area. *Soil Science* 165 [5]: 398-403.

Ramos, M.C., Nacci, S. y Pla, I. 2003. Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces. *Catena* 53: 365-376.

Rivas-Martínez, S. 1987. *Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA. Madrid.

Rodríguez-Aizpeolea, J. y Lasanta, T. 1992. Los bancales en la agricultura de la montaña mediterránea: una revisión bibliográfica. *Pirineos* 139: 105-123.

Rodríguez-Aizpeolea, J., Pérez-Badía, R. y Cerdà, A. 1991. Colonización vegetal y producción de escorrentía en bancales abandonados: Vall de Gallinera, Alacant. *Cuaternario y Geomorfología* 5: 119-129.

Roldán, A., Garcia-Orenes, F. y Albadalejo, J. 1994. Microbial populations in the Rhizosphere of *Brachypodium retusum* and their relationship with stable aggregates in a semiarid soil of Southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 8: 105-114.

Roth, Ch.H. y Helming, K. 1992. Dynamics of surface sealing, runoff formation and interrill soil loss as related to rainfall intensity, microrelief and slope. *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.* 155: 209-216.

Rubio, J.L., Sánchez, J. y Forteza, J. (dir. y coord.). 1995. *Mapa de Suelos de la Comunidad Valenciana, Escala 1:100.000. Onteniente (820)*. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana.

Ruíz de la Torre, J. (dir.). 1993. *Mapa Forestal de España, Escala 1:200.000. Hoja 7-8 (Onteniente)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Ruíz de la Torre, J. (dir.). 1996. *Mapa Forestal de España, Escala 1:200.000. Hoja 8-8 (Alcoy)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Ruíz-Flaño, P. 1993. *Procesos de Erosión en Campos Abandonados del Pirineo*. Geoforma Ediciones. Logroño. 191 pp.

Sala, M., Soler, M. y Pradas, M. 1994. Temporal and spatial variations in runoff and erosion in burnt soils. *Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research (Vol 2).* Coimbra (Portugal), noviembre 1994. pp.1123-1134.

Salles, Ch., Poesen, J. y Sempere, D. 2002. Kinetic energy of rain and its functional relationship with intensity. *Journal of Hydrology* 257: 256-270.

Sánchez, J.R., Mangas, V.J., Ortiz, C. y Bellot, J. 1994. Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.53-65.

Sanroque, P., Rubio, J.L. e Izquierdo, L. 1990. Relaciones entre la erosionabilidad, el material de origen y el tipo de suelo en zonas de la provincia de Valencia (España). Relationships among erodibility, parent material and soil type in areas of the Valencia province (Spain). *Soil Technology* 3: 373-384.

Serrasolses, I., Llovet, J. y Bautista, S. 2004. Degradación y restauración de suelos forestales mediterráneos. En: V.R. Vallejo y J.A. Alloza (eds.), *Avances en el Estudio de la Gestión del Monte Mediterráneo*. Fundación CEAM. Valencia.

Savage, S.M., Osborn, J., Letey, J. y Heaton, C. 1972. Substances contributing to fire-induced water repellency in soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36: 674-678.

Shakesby, R.A., Coelho, C.O.A., Ferreira, A.D., Terry, J.P. y Walsh, R.P.D. 1994. Fire, post-burn land management practice and soil erosion response curves in *Eucalyptus* and pine forests, North-Central Portugal. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.111-131.

Singer, M.J. y Blackard, J. 1978. Effect of mulching on sediment in runoff from simulated rainfall. *Soil Science Society of America Journal* 42: 481-486.

Singer, M.J. y Le Bissonnais, Y. 1998. Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a Mediterranean climate. *Geomorphology* 24: 79-85.

Slattery, M.C. y Bryan, R.B. 1994. Surface seal development under simulated rainfall on an actively eroding surface. *Catena* 22: 17-34.

Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. 1981. *Biometry (2nd edition)*. W.H. Freeman and Company. Nueva York.

Solari, P. y Siccardi, F. 1998. Soil degradation and erosion in small Mediterranean watersheds: non-linear interaction between forest fires and extreme rainfall processes. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology (Vol. 2).* Luso, 16-20 noviembre 1998. pp.1333-1344.

Soler, M., Sala, M. y Gallart, F. 1994. Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.149-161.

Soto, B., Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire* 3: 147-152.

Soto, B., Basanta, R., Benito, E., Pérez, R. y Díaz-Fierros, F. 1994. *Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain*. En: M. Sala y J.L. Rubio (eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. pp.91-98.

SPSS. 1993. *SPSS® for Windows ™: User's Guide, Release 6.0*. SPSS Inc. Chicago.

Sternberg, M. y Shoshany, M. 2001. Influence of slope aspect on Mediterranean woody formations: Comparison of a semiarid and an arid site in Israel. *Ecological Research* 16: 335-345.

Strahler, A.N. y Strahler, A.H. 1989. *Geografía Física (Tercera edición)*. Ediciones Omega. Barcelona. 550 pp.

Ternan, J.L., Williams, A.G., Elmes, A. y Fitzjohn, C. 1996. The effectiveness of bench-terracing and afforestation for erosion control on Raña sediments in central Spain. *Land Degradation & Development* 7: 337-351.

Thornes, J.B. 1996. Introduction. En: C.J. Brandt y J.B. Thornes, *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley & Sons. Chechester. pp.1-11.

Thornes, J.B. 1999. Mediterranean desertification: The issues. En: P. Balabanis, D. Peter, A. Ghazi y M. Tsogas (eds.), *Mediterranean Desertification. Research Results and Policy Implications*. Directorate-General Research. European Commision. Bruselas. pp.9-15.

Trabaud, L. 1991. Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen? *Sécheresse* 2: 163-174.

UNCCD. 1994. *United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particulary in Africa*. UNCCD. París.

Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 504pp.

USDA. 1985. *Keys to Soil Taxonomy*. Soil Survey Staff. Washington D.C.

USDA. 2003. *Soil Taxonomy*. Soil Survey Staff. Washington. (http://soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/)

Valentin, C. 1994. Surface sealing as affected by various rock fragment covers in West Africa. *Catena* 23 (1-2): 87-97.

Valentin, C. y Bresson, L.M. 1992. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma* 55: 225-245.

Vallejo, V.R. 1996. *La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación CEAM. Valencia.

Vallejo, V.R. y Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: The case of eastern Spain. En: J.M. Moreno (ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden. pp.91-108.

Vallejo, V.R., Cortina, J., Ferrán, A., Fons, J., Romanyà, J., y Serrasolses, I. 1998. Sobre els trets distintius dels sols Mediterranis. *Acta Bot.Barc.* 45: 603-632.

Vallejo, V.R., Bautista, S. y Cortina, J. 2000. Restoration for soil protection after disturbances. En: L. Trabaud (ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Capítulo 9. Wit Press. Southampton. pp.301-343.

Vallejo, V.R., Aronson, J., Pausas, J.G. y Cortina, J. 2005. Restoration of Mediterranean woodlands. En: J. van Andel y J. Aronson (eds.), *Restoration Ecology from an European Perspective*. Blackwell Science.

van Dijk, A.I.J.M., Bruijnzeel, L.A. y Rosewell, C.J. 2002. Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature appraisal. *Journal of Hydrology* 261: 1-23.

Vaz, C.M.P., Bassoi, L.H. y Hopmans, J.W. 2001. Contribution of water content and bulk density to field soil penetration resistance as measured by a combined cone penetrometer-TDR probe. *Soil & Tillage Research* 1587: 1-8.

Vélez, R. 2004. Europa: Desarrollo y fuego. *2nd Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global View.* Córdoba, 19-22 abril 2004.

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J.A., Serrasolses, I., Diego, V., Abril, M., Ferran, A., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. En: V.R. Vallejo (ed.), *La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación CEAM. Valencia. pp.435-545.

von Ende, C.N. 1993. Repeated-measures analysis: Growth and other time-dependent measures. En: S.M. Scheiner y J. Gurevitch (eds.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman & Hall. Nueva York. pp.113-137.

Walkley, A. y Black, 1934. An examination of the Degtijoreff method for determining soil organic matter and a proposed codification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37:29.

Walling, D.E. 1987. Rainfall, runoff and erosion of the land: a global view. En: K.J. Gregory (ed.), *Energetics of Physical Environment*. Capítulo 4. John Willey & Sons Ltd. pp.89-117.

Wells II, W.G. 1981. Some effects of brushfires on erosion processes in coastal Southern California. En: *Erosion and Sediment Transport in Pacific Rim Steeplands*. I.A.H.S. Publication No. 132. Christchurch. pp.305-342.

Wilcox, B.P., Wood, M.K. y Tromble, J.M. 1988. Factors influencing infiltrability of semiarid mountain slopes. *Journal of Range Management* 41 [3]: 197-206.

Williams, A.G., Ternan, J.L., Elmes, A., González del Tanago, M. y Blanco, R. 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in central Spain. *Environmetal Monitoring and Assessment* 37: 333-345.

Yaalon, D.H. 1997. Soils in the Mediterranean region: what makes them different? *Catena* 28: 157-169.

Yair, A. y Klein, M. 1973. The influence of surface properties on flow and erosion processes on debris covered slopes in an arid area. *Catena* 1: 1-18.

Con el tiempo y con el agua
con el viento y con el agua
hizo el tiempo que las piedras
se desgranaran rodando
hasta convertirse en tierra.
Después llegaron los hombres
con ellos también la guerra.
Encontraron agua clara
y se miraron en ella
y enturbiaron el espejo
que tenían las estrellas.
Como todo mortal
me pregunto quién soy
y con la verdad no acierto.
Me aseguran que soy
criatura de dios
mas yo como retoño
de la tierra me siento.
Como todo mortal
Como todo mortal
J. Domínguez, A. Cortez y A. Carrillo
Canción por bulerías