



CIDE Centro de Investigaciones  
Sobre Desertificación

Biológicas

T.D

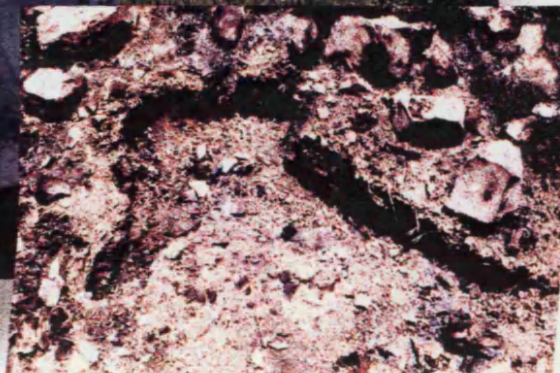
557

j20971503

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA  
FAC. CC. BIOLÒGIQUES  
DEPARTAMENT DE BIOLOGIA VEGETAL



# EFFECTOS DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO Y SUS CONSECUENCIAS EN LOS PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA. INCENDIOS EXPERIMENTALES EN ZONAS FORESTALES MEDITERRÁNEAS



**TESIS DOCTORAL**  
**PRESENTADA POR**

**EUGENIA GIMENO GARCIA**

**Valencia, 1999**

UMI Number: U607687

All rights reserved

INFORMATION TO ALL USERS

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted.

In the unlikely event that the author did not send a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if material had to be removed, a note will indicate the deletion.



UMI U607687

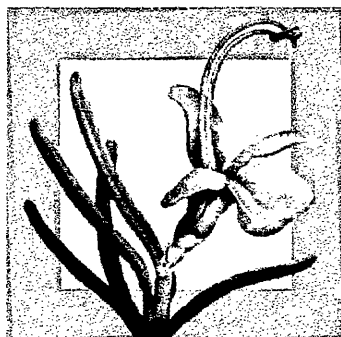
Published by ProQuest LLC 2014. Copyright in the Dissertation held by the Author.  
Microform Edition © ProQuest LLC.

All rights reserved. This work is protected against  
unauthorized copying under Title 17, United States Code.



ProQuest LLC  
789 East Eisenhower Parkway  
P.O. Box 1346  
Ann Arbor, MI 48106-1346





**CIDE** Centro de Investigaciones  
Sobre Desertificación

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA  
FACULTAT DE CC. BIOLÒGIQUES  
DEPARTAMENT DE BIOLOGIA VEGETAL



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA  
REGISTRE GENERAL  
ENTRADA

28 ENF. 1999

N.º 10053  
HORA 13.30  
OFICINA AUXILIAR NÚM. 14

**EFFECTOS DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO SOBRE LAS  
PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO Y SUS  
CONSECUENCIAS EN LOS PROCESOS DE EROSIÓN  
HÍDRICA. INCENDIOS EXPERIMENTALES EN ZONAS  
FORESTALES MEDITERRÁNEAS**

Memoria para optar al título  
de Doctora en CC. Biológicas  
presentada por la Licenciada  
Eugenia Gimeno García

Albal, Enero 1999

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA  
BIBLIOTECA CIÈNCIES

BIOLOGICAS

Nº Registre 13265  
DATA 7-4-99

SIGNATURA BIOLOGICAS  
T. D 551

Nº Llibre:

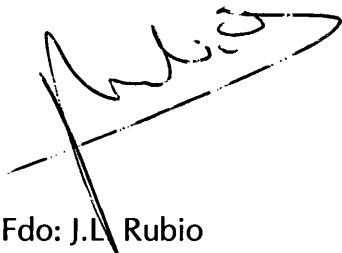
D. José Luis Rubio Delgado, Doctor Ingeniero Agronomo e Investigador del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, y D. Vicente Andreu Pérez, Doctor en Farmacia e Investigador contratado por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada *Efecto de la intensidad del fuego sobre las propiedades químicas del suelo y sus consecuencias en los procesos de erosión hídrica. Incendios experimentales en zonas forestales mediterráneas*, presentada por Dña. Eugenia Gimeno García para optar al grado de Doctora en Biología, ha sido realizada bajo su dirección en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación- CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana).

Considerando su nivel científico y académico, autorizamos su presentación para optar al Grado de Doctor en CC. Biológicas.

Y para que conste, firmamos la presente en Albal, a 8 de Enero de 1999



Fdo: J.L. Rubio



Fdo: V. Andreu



Este trabajo ha sido realizado en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC- Universitat de València-Generalitat Valenciana).

El trabajo experimental de campo ha sido llevado a cabo en dos zonas forestales. Los terrenos donde se ubica la estación experimental de Porta-Coeli fueron cedidos por los servicios Forestales de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana. Los terrenos donde se encuentran las instalaciones de la estación experimental de La Concordia, fueron cedidos por la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Las determinaciones analíticas fueron realizadas en los laboratorios del CIDE.

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de dos proyectos concedidos por la Unión Europea (DG XII), ambos enmarcados dentro del programa ENVIRONMENT: *"Post-fire soil and vegetation dynamics in natural and afforested areas in Southern Europe: the role of fire intensity. EV5V-CT91-0017"* y *"Environmental response of Mediterranean Eco-Systems (ERMES II). ENV4-CT95-0181"*





*a Antonio, M<sup>a</sup> Eugenia,  
Mónica, Mariano  
y Vicente*



*El foc és l'element i totes les coses són una transformació del foc.  
El cosmos és únic, i s'origina del foc i es resol altra vegada en foc  
alternativament per tota l'eternitat; la qual cosa s'esdevé per destí.*

*Heràclito de Efeso*



## AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento y reconocimiento a todas aquellas personas, que de un modo u otro y por muy diversos motivos, han contribuido a la finalización de esta Tesis.

Es difícil establecer un orden de prioridad en los casos en que se ha tenido dos codirectores de Tesis que han demostrado su interés y apoyo durante todo momento, no sólo al nivel de formación académica sino también moral. Quizás, lo más justo sea situar a ambos en un mismo plano de igualdad, y comenzar por el que conozco desde hace más tiempo.

Al Dr. D. Vicente Andreu Pérez, quisiera expresarle mis más sincera gratitud, no sólo por el hecho ser uno de los directores de la presente Tesis, con todo lo que ello conlleva, sino por haber confiado en mí desde la realización de la Tesis de Licenciatura, y, además, por tan diversos motivos... apoyo, buenos consejos, efectividad, optimismo, buen humor y paciencia.

Al Dr. D. José Luis Rubio quisiera agradecer su contribución en mi formación y ayuda con sus conocimientos, y destacaría su confianza, apoyo, sus observaciones y consejos, siempre bien recibidos, y las acertadas puntualizaciones y matices realizadas durante la fase de redacción de esta Tesis.

Al Dr. D. José Forteza Bonnin, del que aprendí numerosos aspectos del suelo en el trabajo de campo, quisiera agradecerle su interés en este trabajo y su colaboración en la parte experimental.

Tampoco puedo olvidar:

A los Drs. D. Juan Sánchez y D. Rafael Boluda, con los que inicié mi trayectoria científica en el Departamento de Edafología de la Universidad de Valencia.

Al Dr. Luis Izquierdo, que atendió a mis inicios estadísticos y por su colaboración con el BMDP.

A Josep Vicent Llinares por sus "manitas" con los termopares, data-logger, y demás instrumental instalado en las parcelas experimentales, sin cuya colaboración hubiera sido imposible disponer de algunos datos de importancia relevante para la realización de la parte experimental de esta Tesis.

A Lola Rius, Ely Barrachina, Vicenta García e Isabel Vargas, a las que estoy doblemente agradecida. Por un lado, por ser unas estupendas e inigualables compañeras, de las nunca olvidaré su cálida acogida cuando ingresé en el Departamento de Desertificación en la antigua sede del IATA, y, por otro lado, por su colaboración en las determinaciones analíticas en el laboratorio.

A Ramón Cerni, por su colaboración en los trabajos de campo, por su apoyo "informático", por su buen humor y por ser como es.

A Milagros Fraile por saber hacerme sonreír en los momentos de mal humor y porque en sus manos cualquier trámite burocrático parece ser la cosa más sencilla. Gracias Lalos.

A Andrés Pastor, por sus "buenos días", por su amabilidad y por permitirme disponer de una biblioteca particular durante tanto tiempo...

A Sabina Asins, especialmente por su eficaz *cacería de acentos*.

A Joan Carles Colomer, Lluís Recatalá, Carlos Añó y Ester Carbó, compañeros desde hace algunos años en la Facultad y que hemos seguido más o menos los mismos derroteros, por sus ánimos en los momentos más duros y por su compañerismo.

A todos los compañeros del CIDE y a los equipos L.A.C y A.L.E., en especial a Begoña Baladrón, por su colaboración con la Absorción Atómica.

A Cristobal, por el suministro de vitaminas frescas, a Salvador por la sonrisa de todas las mañanas y a Manolo por su colaboración con las fotocopias.

A Manoli, Verónica, Amparo y Fina, por sus alegres y siempre bien recibidas "*interrupciones*" matutinas y vespertinas durante la tarea de redacción del presente trabajo.

A Miguel, alguacil de Alcublas, informador puntual de las lluvias en dicha localidad.

A Vicente Frechina, por su cariño, comprensión, paciencia, por saber estar en los peores momentos, y por quererme como soy.

Ha sido fundamental para conservar la moral alta, la salud mental y la sonrisa, durante los años que ha durado la realización de esta Tesis, el apoyo ofrecido por distintos amigos, entre los que no puedo olvidar a: Amparo, Inma, Fiti, M<sup>o</sup> José, Enric y Carme.

Finalmente, pero en primer lugar, quiero destacar la enorme paciencia y comprensión demostrada por mi familia, a la que dedico el presente trabajo

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
ANTECEDENTES .....	7
1. Incendios forestales en Europa .....	7
2. Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana .....	13
3. Régimen de fuego .....	24
4. Calentamiento del suelo .....	30
5. Principales efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo .....	36
5.1. Efectos de la adición de ceniza sobre las propiedades del suelo .....	36
5.2. Cambios en la materia orgánica del suelo .....	39
5.3. Nitrógeno .....	42
5.4. Fósforo .....	44
5.5. Efectos del fuego sobre las propiedades físicas del suelo .....	46
6. Pérdidas de nutrientes en el sistema suelo–planta .....	50
7. Relación entre la erosión hídrica del suelo y los incendios forestales .....	53
MATERIAL Y MÉTODOS.....	59
1. Diseño experimental .....	59
2. Descripción de las zonas de estudio .....	61
2.1. Características generales de las zonas experimentales .....	61
La Concordia .....	61
Porta-Coeli .....	67
2.2. Historia de usos del suelo en las áreas de La Concordia y Porta-Coeli .....	71
2.3. Estudios previos para la selección y el establecimiento de las parcelas experimentales. Vegetación y suelos .....	77
2.4. Muestreos de suelos .....	80
2.5 Equipamiento y características de las parcelas experimentales para el estudio de la influencia del fuego en los procesos de erosión hídrica .....	82
La Concordia .....	83
Porta-Coeli .....	86
3. Experiencia de mufla. Calentamiento artificial del suelo .....	87
4. Sistemas empleados para medir la intensidad del fuego y las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo durante los incendios experimentales .....	89
4.1. Medidas de intensidad y temperaturas. Ensayos de laboratorio .....	89
4.1.1. Pinturas termosensibles .....	89
4.1.2. Termopares .....	91
4.1.3. Recipientes de evaporación .....	93
4.2. Instalación y distribución de estos sistemas de medida de intensidad	





y temperaturas en las zonas experimentales .....	97
4.2.1. Estación experimental de La Concordia .....	97
4.2.2. Estación experimental de Porta-Coeli .....	100
4.3. Análisis de los datos obtenidos con las pinturas termosensibles.	
Métodos estadísticos .....	102
4.3.1. Estadística paramétrica .....	102
4.3.2. Análisis geoestadístico .....	103
5. Determinaciones analíticas .....	106
5.1. Análisis de cenizas .....	106
5.2. Análisis de suelos .....	108
5.3. Análisis de sedimentos .....	111
6. Análisis estadístico de los datos correspondientes a las propiedades químicas de los suelos y a los episodios erosivos .....	113
 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	 115
1. Estudio de la vegetación en las parcelas experimentales .....	115
2. Estudio de la variabilidad de las propiedades del suelo antes del fuego en las parcelas seleccionadas en la estación experimental de La Concordia. Análisis de la varianza y comparación de medias .....	121
3. Resultados del calentamiento artificial del suelo de La Concordia (experiencia en mufla). Efecto de las temperaturas sobre las propiedades químicas del suelo .....	127
4. Distribución de las temperaturas y evaluación del grado de intensidad en los incendios experimentales en condiciones de campo .....	147
4.1. Características del fuego experimental en condiciones de campo en la estación de La Concordia .....	147
4.2. Resultados de las medidas de temperatura e intensidad en la estación experimental de la Concordia .....	155
4.2.1. Pinturas termosensibles. Distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo .....	155
4.2.2. Recipientes de evaporación .....	181
4.2.3. Evaluación del grado de intensidad .....	186
4.3. Características del fuego experimental en condiciones de campo en la estación experimental de Porta-Coeli .....	189



4.4. Resultados de las medidas de temperatura e intensidad en la estación experimental de Porta-Coeli .....	191
4.4.1. Pinturas termosensibles. Distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo .....	191
4.4.2. Evaluación del grado de intensidad .....	197
5. Propiedades químicas de las cenizas .....	199
6. Variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo .....	209
6.1. La Concordia .....	212
6.1.1. Reacción del suelo (pH) .....	215
6.1.2. Conductividad eléctrica .....	218
6.1.3. Carbonatos totales .....	220
6.1.4. Bicarbonatos solubles .....	221
6.1.5. Materia orgánica .....	223
6.1.6. Nitrógeno total .....	226
6.1.7. Nitrógeno mineral (amoniaco y nítrico) .....	227
6.1.8. Fósforo asimilable .....	230
6.1.9. Capacidad de intercambio catiónico y bases de cambio .....	233
6.2. Porta-Coeli .....	240
6.2.1. Estudio comparativo de las propiedades del suelo antes y después del fuego .....	240
6.2.2. Variaciones espaciales de las propiedades del suelo en la parcela de Porta-Coeli. Análisis geoestadístico: estudio comparativo antes y después del fuego .....	250
7. Evolución temporal de las propiedades químicas del suelo en la estación experimental de La Concordia y su relación con el grado de intensidad del fuego .....	263
7.1. Reacción del suelo (pH) .....	264
7.2. Conductividad eléctrica .....	268
7.3. Carbonatos totales .....	272
7.4. Bicarbonatos solubles .....	276
7.5. Materia orgánica .....	280
7.6. Nitrógeno .....	285
7.6.1. Nitrógeno total .....	285
7.6.2. Nitrógeno amoniaco .....	288
7.6.3. Nitrógeno nítrico .....	293
7.7. Fósforo asimilable .....	297



7.8. Capacidad de intercambio catiónico .....	301
7.9. Bases de cambio .....	305
8. Erosión hídrica en las parcelas de La Concordia tras los incendios experimentales .....	317
8.1. Características de las precipitaciones y episodios erosivos .....	317
8.2. Valores umbrales .....	320
8.3. Intensidad de la lluvia .....	321
8.4. Análisis de los datos de escorrentía y sedimentos registrados en los episodios de lluvia en función de la I <sub>30</sub> y del tratamiento de fuego .....	324
8.4.1. Volumen de escorrentía en función de los rangos de I <sub>30</sub> .....	324
8.4.2. Volúmenes totales de escorrentía durante el periodo de estudio .....	332
8.4.3. Cantidad de sedimentos en función de los rangos de I <sub>30</sub> .....	341
8.4.4. Cantidades totales de sedimentos generados durante el periodo de estudio .....	350
9. Erosión hídrica en la parce de Porta-Coeli tras el incendio experimental .....	361
9.1. Características de las precipitaciones y episodios erosivos .....	361
9.2. Análisis de los datos de escorrentía y sedimentos registrados en los episodios de lluvia en Porta-Coeli en función de la I <sub>30</sub> y del tipo de tratamiento .....	363
9.3. Volúmenes totales de escorrentía y pérdida de suelo durante el periodo de estudio .....	368
10. Pérdida de materia orgánica y de nutrientes en la parcelas de La Concordia como consecuencia de los procesos de erosión hídrica .....	371
10.1. Pérdidas de materia orgánica y nitrógeno total .....	373
10.2. Pérdidas de nitrógeno mineral .....	378
10.3. Pérdidas de fósforo asimilable .....	382
10.4. Pérdidas de bases de cambio .....	384
10.5. Balance global .....	389
CONCLUSIONES .....	393
BIBLIOGRAFIA .....	401
ANEXOS .....	417



## ABREVIATURAS

BP	Punto de muestreo localizado bajo planta
SD	Punto de muestreo localizado en suelo desnudo
T1	Parcelas con adición de 4 kg m <sup>-2</sup> de biomasa (equivalente a 40 t ha <sup>-1</sup> )
T2	Parcelas con adición de 2 kg m <sup>-2</sup> de biomasa (equivalente a 20 t ha <sup>-1</sup> )
T3	Parcelas control (sin quemar)
m <sub>0</sub>	masa de agua que se pierde por evaporación
DMS	Diferencia mínima significativa
Ac.	Arcilla
Ar.	Arena
Fr.	Franca
E.E.	Estabilidad estructural
C.E.	Conductividad eléctrica
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> tot	Carbonatos totales
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> sol	Bicarbonatos solubles
M.O.	Materia orgánica
N tot	Nitrógeno total
N min	Nitrógeno mineral
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrógeno amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrógeno nítrico
P asim	Fósforo asimilable
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
T <sub>m</sub>	Temperatura mufla
T <sub>c</sub>	Temperatura calculada
T <sub>p</sub>	Temperatura pinturas termosensibles
EAA	Espectrofotometría de Absorción Atómica
Ip.	Inapreciable
NS	No significativo
PP	Precipitación
Esc.	Escorrentía
P. Esc.	Producción de escorrentía
Sedim.	Sedimentos
P. sed.	Producción de sedimentos
Conc.	Concentración de sedimentos
A	Alta intensidad de fuego
M	Moderada intensidad de fuego
C	Control
Q	Parcela quemada
D	Parcela desprovista de vegetación (mediante corta)





## **I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**



## INTRODUCCIÓN

Los procesos de degradación del suelo y de la vegetación en la cuenca mediterránea en general, y en la Comunidad Valenciana en particular, cuentan con una larga historia de impactos provocados tanto por causas naturales como antrópicas. Uno de los impactos de mayores consecuencias en la estabilidad y dinámica de los ecosistemas terrestres han sido los incendios forestales. Se puede considerar que gran parte de la heterogeneidad del paisaje mediterráneo y su actual estado de degradación/regeneración, es el resultado de la acción combinada del fuego (originado tanto por causas naturales como intencionadas) y de las diversas actividades humanas (principalmente conversión de tierras para uso agrícola, explotación forestal y pastoreo).

Antes de que el *Homo erectus* comenzara a utilizar el fuego para mejorar las técnicas de caza y de recolección de frutos (hace 500 000-400 000 años) (Le Houérou, 1981), los incendios forestales se originaban por causas naturales (principalmente por rayos y en menor medida por erupciones volcánicas), las cuales aparecían más o menos regularmente en el ciclo natural de la vegetación y originaban el rejuvenecimiento de algunos estratos, proporcionando un mosaico de fitocenosis que se sucedían unas a otras tanto en el espacio como en el tiempo (Trabaud, 1981). En la cuenca mediterránea, los incendios por estas causas representan un valor medio del 2% del área incendiada (Susmel, 1973), y según Trabud (1981) no existen razones para pensar que antiguamente los incendios originados por causas naturales hayan sido más numerosos que en la actualidad. Más tarde, el ser humano empleó el fuego para crear zonas agrícolas y de pastizal, modificando este equilibrio natural, que junto con la tala de árboles y la puesta en cultivo de algunas zonas que posteriormente han sido abandonadas, han contribuido en gran medida a la creación de los paisajes que encontramos en los países de ámbito mediterráneo.

Numerosos autores consideran al fuego como un factor normal en el ciclo sucesional de los ecosistemas (Mutch, 1970; Habeck y Mutch, 1973; Wright, 1974; Kilgore, 1975) y se considera que sus efectos, junto con el pastoreo y la explotación del bosque, han sido relevantes para el mantenimiento de la producción de biomasa y de la biodiversidad, de modo que han actuado como una fuerza selectiva en la evolución de los ecosistemas mediterráneos (Naveh, 1974; Trabaud, 1981; Naveh y Lieberman, 1994), creando muchas fitocenosis adaptadas al fuego, incluso dependientes de él, denominadas por Naveh "*fire dependent systems*" (Naveh, 1975). Los incendios forestales constituyen la principal fuerza que ha modelado estos paisajes. Pero, no obstante, el uso y abuso del fuego por el ser humano a lo largo de la historia en la cuenca mediterránea ha ejercido

una influencia dominante en la degradación del paisaje, dado que reduce parcial o totalmente la cobertura vegetal y su comportamiento afecta a la distribución de las especies vegetales, induce cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y tras su impacto pueden acelerarse los procesos erosivos. Por lo tanto, los incendios forestales pueden considerarse como una perturbación (*disturbance*), según la definición propuesta por White y Pickett (1985): “una perturbación es cualquier suceso relativamente discreto en el tiempo que altera un ecosistema, comunidad o estructura de población y cambia sus recursos, la disponibilidad del substrato o su ambiente físico”.

Le Houérou (1981) estima que, anualmente, los incendios forestales en la cuenca mediterránea afectan a un área media de 200 000 ha de bosques y matorral. Estudios más recientes realizados por la FAO (1992), cuantifican que en Europa arde anualmente una superficie media de 700 000 hectáreas (entre 1980-90). En España, el número de incendios y el área total afectada ha experimentado un crecimiento exponencial desde los años 60, de modo que ha aumentado considerablemente su frecuencia, reduciendo de forma importante el tiempo de resiliencia o de recuperación de los ecosistemas, principalmente por lo que respecta a suelo y vegetación, provocando así su degradación progresiva. La actual susceptibilidad de los ecosistemas mediterráneos al fuego puede ser atribuida al incremento de la acumulación de biomasa debido al abandono de los usos tradicionales de las zonas forestales por su baja productividad y/o a la reforestación de éstas. La repoblación generalmente tiende a incrementar la homogeneidad del paisaje, el cual está dominado, en la mayoría de los casos, por especies altamente inflamables. Por otra parte, las etapas de sucesión de la vegetación en las zonas abandonadas también pueden conducir a una homogeneización del paisaje, con especies ricas en aceites altamente inflamables, características de la flora mediterránea.

Los incendios forestales, además de producir daños ambientales, suponen importantes pérdidas económicas. Le Houérou (1981) estima que los costes anuales producidos por los incendios forestales en los países de la Europa mediterránea son del orden de 100 millones de dólares americanos en valores de 1980. Estos hechos y los expuestos en el párrafo anterior, hacen que el fuego sea un problema medioambiental de primer orden y sea considerado, además, como uno de los principales factores desencadenantes de los procesos de desertificación (Rubio y Sanroque, 1990).

Hasta ahora las principales políticas de gestión acerca de la problemática de los incendios forestales han estado encaminadas, principalmente, a su extinción y prevención. Pero existe una necesidad de desarrollar y emplear nuevas técnicas de prevención y de gestión para hacer frente a este problema. Para ello se necesita disponer de una información empírica básica sobre los efectos del fuego en los ecosistemas, en la

que basar las decisiones de gestión, puesto que entendiendo los mecanismos básicos a través de los cuales el fuego interactúa con los distintos componentes de un ecosistema, se podrán ofrecer mejores recomendaciones.

La investigación sobre la problemática de los incendios forestales es relativamente reciente en Europa, comenzando en los años 70 con los estudios de Trabaud sobre la dinámica de la vegetación en áreas post-incendiadas, y con los trabajos de Delabrazze acerca de la inflamabilidad de las especies vegetales mediterráneas (Vélez, 1994). En España, y más concretamente en la Comunidad Valenciana, se pueden considerar como pioneros los estudios de Sanroque *et al.* (1985) centrados en los efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de las áreas incendiadas. Pero todavía existen pocos estudios sobre las implicaciones o consecuencias de los incendios forestales, en los que se considere la situación previa del sistema suelo antes del fuego y que realicen un seguimiento durante los primeros años tras su impacto, sobre la dinámica de las propiedades del suelo y, particularmente, sobre los procesos erosivos en los países de la cuenca mediterránea.

Entre los distintos componentes de un régimen de fuego, la intensidad parece ser el principal factor que afecta a las propiedades del suelo y a la vegetación. No obstante, la estación o la época del año en la que tiene lugar el incendio también parece ser otro factor importante en la regeneración de la vegetación (Trabaud y Lepart, 1981) y en la dinámica de los procesos de erosión hídrica tras el impacto del fuego.

Dado que la gran mayoría de los incendios forestales en la Comunidad Valenciana se producen durante el verano, época en la que la humedad del combustible es mínima y las temperaturas ambientales son muy elevadas, y que durante el otoño son muy frecuentes las precipitaciones de carácter torrencial, éstas zonas son muy susceptibles a sufrir intensos procesos erosivos, especialmente durante los primeros meses tras el fuego (Andreu *et al.*, 1996a; Rubio *et al.*, 1997), lapso de tiempo en el cual no se desarrolla completamente una cobertura vegetal suficientemente densa como para impedir o amortiguar dichos procesos. La incidencia de los mecanismos de erosión hídrica en estos suelos parece estar en relación directa con el grado de intensidad del fuego, e implican una pérdida de nutrientes y de elementos finos (principalmente limos y arcillas).

La intensidad del fuego afecta directa o indirectamente a muchos procesos en los geosistemas y existen evidencias que tienden a confirmar que la intensidad del fuego es un factor clave para comprender el impacto del fuego a nivel del ecosistema. Así, distintos grados de intensidad de fuego inducen mayores o menores alteraciones en la disponibilidad de los nutrientes en el suelo, principalmente del nitrógeno (Giovannini *et al.*, 1990ab; Marion *et al.*, 1991) y pueden afectar a su grado de erosionabilidad (DeBano

et al, 1979ab; Giovannini et al, 1988), especialmente si la intensidad del fuego es elevada (Giovannini y Lucchesi, 1993). Por su efecto directo en la combustión de la vegetación, el fuego incrementa la pérdida de nutrientes, principalmente del nitrógeno (DeBano et al, 1979) y afecta al balance global de nutrientes en el ecosistema (DeRonde, 1990). Por otro lado, incrementa la mortalidad de la vegetación, decrece la producción de semillas y disminuye la capacidad de rebrote (Moreno y Oechel, 1991).

Generalmente, cuando se caracteriza un incendio experimental se da un valor medio de la intensidad de la línea de fuego y de las temperaturas medias que afectan al suelo y a los distintos estratos de la vegetación. Con respecto a este último factor, en experiencias llevadas a cabo en incendios, se observa que el fuego no es homogéneo en un estrato de vegetación dado, ni siquiera cuando se buscan parcelas muy homogéneas en las que llevar a cabo los incendios experimentales (Hobbs y Gimingham, 1984; Davis et al., 1989), por lo tanto es lógico pensar que esta falta de homogeneidad también exista a nivel del suelo.

La Unión Europea ha financiado en los últimos años (a partir de 1991) varios programas científicos y tecnológicos (STEP, EPOCH, ENVIRONMENT, etc.) en los cuales se han llevado a cabo varios proyectos de investigación relacionados con la problemática de los incendios forestales. El presente trabajo se enmarca dentro de dos proyectos financiados por la UE pertenecientes al programa ENVIRONMET (*"Post-fire soil and vegetation dynamics in natural and afforested areas in Southern Europe: the role of fire intensity. EV5V-CT91-0017"* y *"Environmental response of Mediterranean Eco-systems (ERMES II). ENV4-CT95-0181"*) y se centra en la investigación de dos aspectos relacionados con el impacto de los incendios forestales en un área de matorral representativa de gran parte de las zonas forestales de la Comunidad Valenciana. Por un lado se pretende obtener una evidencia directa del impacto del fuego sobre las propiedades químicas del suelo, tanto a escala espacial como temporal, y por otro lado, se centra en cómo uno de los aspectos más críticos de un régimen de fuego (la intensidad del fuego) afecta a dichas propiedades y a los procesos de erosión hídrica en las áreas post-incendiadas.

Se conoce muy poco acerca de cómo las condiciones previas al incendio controlan los patrones de intensidad del fuego y los patrones de distribución de las propiedades químicas después del fuego. Una cuestión que nos ha parecido de especial interés ha sido el conocer cómo varían los patrones espaciales de intensidad, y más concretamente de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo, las cuales pueden afectar de forma diferente a las propiedades químicas del suelo tras el fuego. Este factor es interesante a pequeña y mediana escala (desde decímetros hasta varios metros)

dada la distribución en mosaico de la vegetación, característica de zonas semiáridas mediterráneas, la cual condiciona las propiedades del suelo antes del fuego. Como consecuencia, los efectos del fuego sobre las propiedades del suelo pueden depender enormemente de la distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo, las cuales a su vez pueden depender de la distribución de la vegetación. Estos hechos nos han llevado a estudiar los efectos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo desde una perspectiva espacial.

Gran parte de las investigaciones sobre los cambios en las propiedades de los suelos y acerca de las tasas de erosión inducidas por el fuego, se han basado en la selección de las áreas de estudio una vez se ha producido el incendio. En tales casos, se seleccionan áreas en las zonas quemadas y se comparan con zonas próximas no afectadas por el fuego, sobre la base de que ambas presentaban similares características antes del incendio. En cambio, los incendios experimentales, como los llevados a cabo en el presente trabajo, ofrecen la posibilidad de seleccionar y caracterizar adecuadamente áreas suficientemente homogéneas según sean las condiciones previas al fuego, lo cual permite asumir un mayor grado de comparación entre las condiciones de antes y después del fuego. Además de ser la mejor forma de analizar los cambios inmediatos que tienen lugar en las propiedades de los suelos tras el impacto del fuego, permiten medir distintos parámetros de la evolución y avance del fuego, y realizar un seguimiento de las áreas quemadas durante varios años. Por otro lado nos permite modificar uno de los parámetros que desempeñan un papel crucial en el grado de intensidad del fuego, como es la cantidad de biomasa.

Los incendios experimentales realizados en el presente trabajo se han llevado a cabo en parcelas experimentales, equipadas con las instalaciones necesarias para poder cuantificar las pérdidas de suelo y los volúmenes de escorrentía correspondientes a los episodios de lluvia posteriores a las quemas.

Los terrenos donde se encuentran ubicadas las parcelas experimentales de Porta-Coeli fueron cedidos por los Servicios Forestales de la Conselleria de Agricultura y Pesca de la Generalitat Valenciana. La estación experimental de La Concordia está emplazada en terrenos cedidos por la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana.



## OBJETIVOS

El presente trabajo se orienta a dar respuesta a una pregunta clave relacionada con el impacto del fuego en áreas de matorral de clima semiárido en ambientes mediterráneos: ¿Cuál es el efecto de distintos grados de intensidad de fuego sobre la dinámica de las propiedades químicas del suelo y sobre los procesos erosivos?

Para responder a esta cuestión, y centrándonos en aspectos de fertilidad del suelo y en los procesos erosivos, se plantean los siguientes objetivos:

- 1º. Estudiar las variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo a pequeña y mediana escala en condiciones naturales antes del fuego.
- 2º. Estudiar los patrones de distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo de un fuego de matorral y evaluar los distintos grados de intensidad del mismo.
- 3º. Cuantificar las variaciones de las propiedades químicas analizadas como consecuencia de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo.
- 4º. Analizar la existencia de cambios en la distribución espacial de las variables estudiadas como consecuencia de los distintos tratamientos de intensidad de fuego aplicados.
- 5º. Estudiar la evolución temporal de las propiedades químicas del suelo tras el paso del fuego hasta completar un periodo de un año y contrastarla con lo observado en las parcelas control.
- 6º. Realizar un seguimiento temporal y cuantificar los volúmenes de escorrentía y la pérdida de suelo producidos en cada uno de los episodios de lluvia erosiva tras el impacto de distintos grados de intensidad de fuego.
- 7º. Proporcionar una estima de las pérdidas de nutrientes en las parcelas sometidas a distintos grados de intensidad de fuego como consecuencia de los procesos erosivos.

## **II. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS**

1. Incendios forestales en Europa
2. Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana
3. Régimen de fuego
4. Calentamiento del suelo
5. Principales efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo
  - 5.1. Efecto de la adición de cenizas sobre las propiedades del suelo
  - 5.2. Cambios en la materia orgánica
  - 5.3. Nitrógeno
  - 5.4. Fósforo
  - 5.5. Efectos del fuego sobre las propiedades físicas del suelo
6. Pérdidas de nutrientes en el sistema suelo-planta
7. Relación entre la erosión hídrica del suelo y los incendios forestales



## 1. INCENDIOS FORESTALES EN EUROPA

En Europa arden cada año una media de 700 000 hectáreas de zonas forestales (en las que también se incluyen áreas de matorral, brezales e incluso praderas de las cuales se han eliminado los árboles), con un número total de 60 000 incendios (FAO, 1992). Estos datos corresponden a la década 1980-90. Francia, Grecia, Italia, Portugal y España cuentan con más de la mitad de estas cifras, con una media de 35 000 incendios y una extensión de 500 000 hectáreas de zonas forestales afectadas. Durante la década 1980-90, el número de incendios en estos cinco países de la Europa mediterránea se incrementó considerablemente con respecto a años anteriores, aunque el aumento de la superficie quemada no fue proporcional (Figuras 1 y 2). Por lo que respecta al total de los países de la Unión Europea, la tendencia de los últimos años es que se produzcan numerosos incendios de pequeña extensión (Stanners y Bourdeau, 1995).

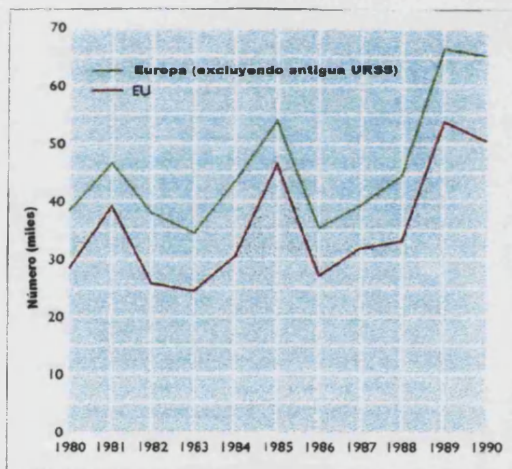


Figura 1. Número de incendios forestales en Europa, 1980-90.  
Fuente: FAO, 1992

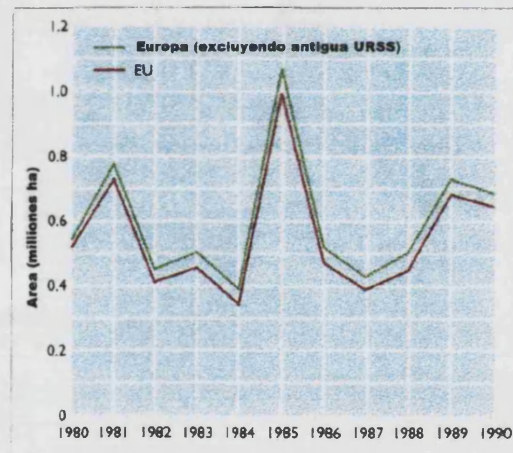


Figura 2. Area afectada por incendios forestales en Europa, 1980-90.  
Fuente: FAO, 1992

En las Figuras 3, 4, 5 y 6 se muestran parte de los resultados obtenidos en un proyecto piloto que se inició en 1990, para el desarrollo de un sistema de información sobre incendios forestales en la Unión Europea (*Council Regulations 86/3529/EEC y 92/2158/EEC*) (CEC, 1991). Los datos se recogen diariamente a escala regional en Francia, Grecia, Italia, España y Portugal, con el fin de establecer una base de datos geográfica sobre incendios forestales.

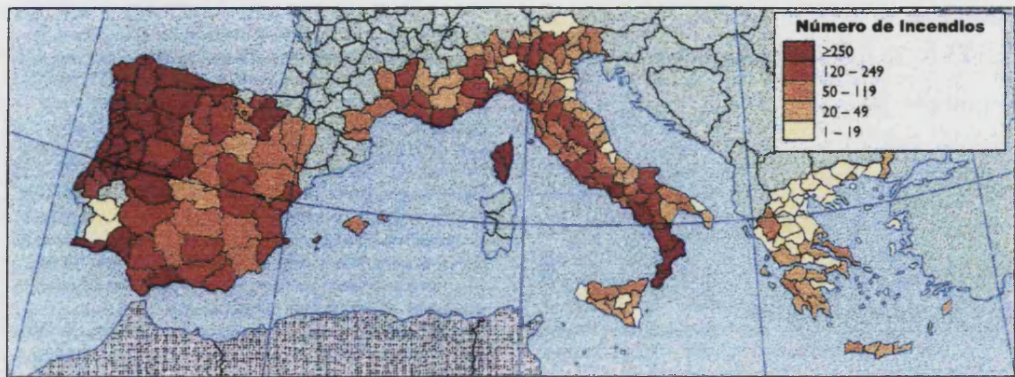


Figura 3. Media anual del número de incendios forestales, 1989-91.  
Fuente: Ministerial Conference on the protection of forests in Europe, 1993

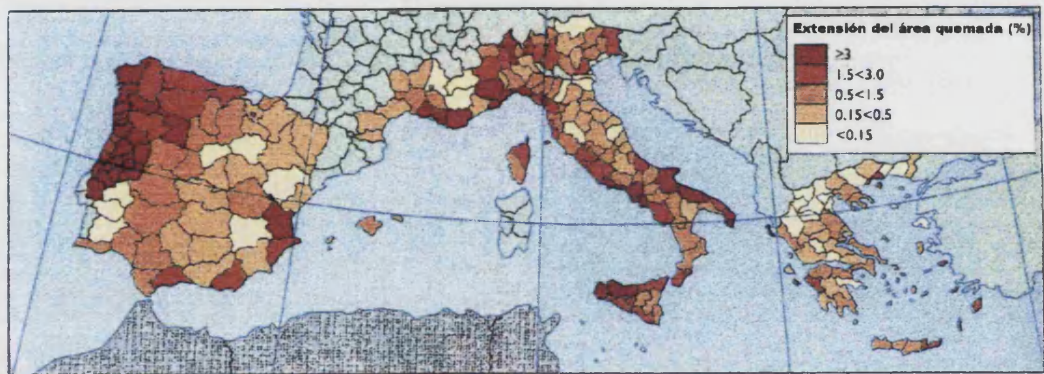


Figura 4. Extensión del área quemada (%) durante un año en función de la superficie total forestal, 1989-91.  
Fuente: Ministerial Conference on the protection of forests in Europe, 1993

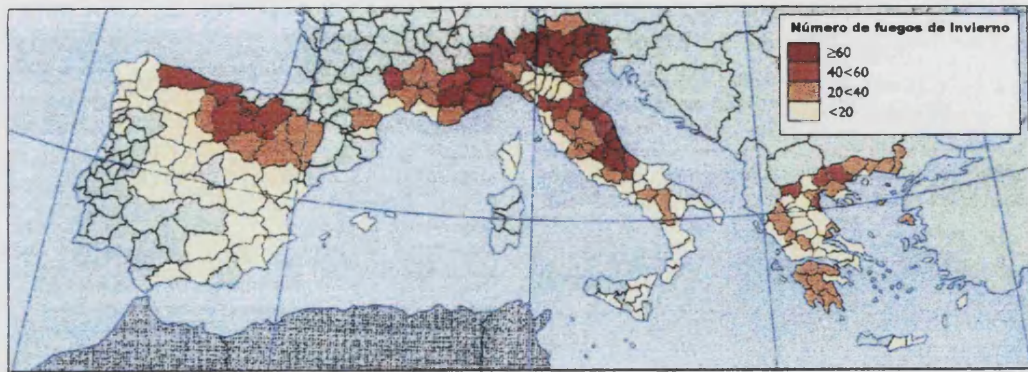


Figura 5. Porcentaje del número de incendios que tienen lugar en invierno (enero, febrero y marzo) respecto al número total de incendios forestales, 1989-91.  
Fuente: Ministerial Conference on the protection of forests in Europe, 1993

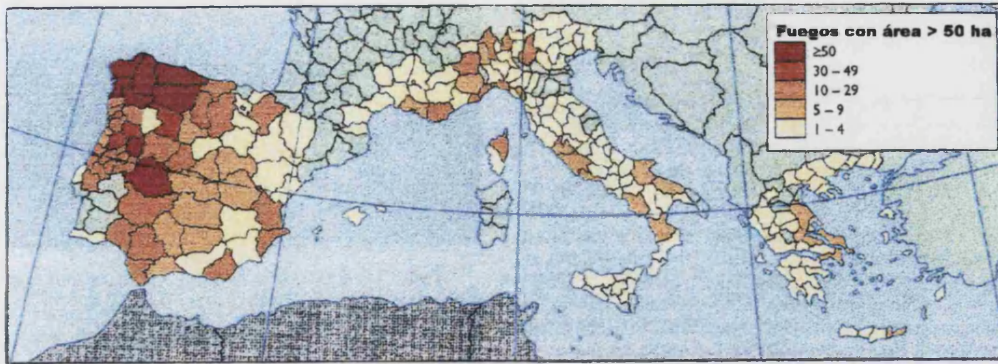


Figura 6. Media anual del número de incendios forestales cuya extensión es mayor de 50 ha, 1989-91.

Fuente: Ministerial Conference on the protection of forests in Europe, 1993

Se ha estimado que 35 millones de hectáreas de suelos forestales en la UE presentan riesgos de sufrir un incendio. Otro dato relevante que se extrae de estos informes es que en 1990 sólo hubieron dos días en los que no se declaró ningún incendio en los países de la UE. Algunas regiones, como el noroeste de Portugal y de España, y el sur de Italia y España, que presentan climas muy diferentes (Atlántico/Mediterráneo), así como distintos tipos de vegetación dominante (bosque/matorral), muestran una distribución similar de incendios, con un máximo en verano (Stanners y Bourdeau, 1995). Los incendios de mayor extensión (> 30 hectáreas) son más frecuentes en el norte de Portugal y España, mientras que en el sur de Italia, la mayoría de los incendios afectan a superficies inferiores a 30 hectáreas (Stanners y Bourdeau, 1995). En los países mediterráneos de la UE, dos terceras partes de los incendios tienen lugar en verano y son los responsables de las tres cuartas partes de la superficie quemada (CEC, 1994).

Se ha cuantificado con relativa precisión tanto el número de incendios forestales como su extensión en Europa. Los datos están basados en estudios anuales llevados a cabo por el *Joint FAO/UNECE Working Party on Forest Economics and Statistics* (1990). Los datos que se reflejan en las Tablas 1 y 2 han sido proporcionados por fuentes oficiales nacionales y se consideran que son de una calidad razonable. Sin embargo, no todos los países proporcionan una información completa. Por ejemplo, sólo unos pocos países diferencian entre zonas forestales y zonas con otro uso del suelo. Además, Suecia y Dinamarca tienen discontinuidades en el registro de datos, aunque proporcionan estimaciones. A pesar de todo, la cobertura incompleta no es un serio problema porque la gran mayoría de los incendios se da en países de la región mediterránea y en la Federación Rusa, donde se dispone de datos satisfactorios.

Tabla 1. Area total incendiada (ha) de bosques y otros tipos de vegetación

	Notas	1980	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Albania		101	90	285	390	156	118	417	226	:
Austria		63	83	99	53	87	52	200	53	:
Bielorusia		:	:	:	:	834	1 045	1 039	319	23 822
Bélgica		140	67	103	46	22	687	20	:	:
Bosnia-Herzegovina		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Bulgaria		173	1 382	354	508	544	223	1 041	511	5 243
Croacia		163	170	727	265	387	250	976	:	:
Checoslovaquia (antigua)		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Chipre		754	4 965	1 749	1 550	4 083	1 485	1 452	:	:
Dinamarca		6	136	6	:	:	:	137	:	277
Estonia		:	:	:	:	:	:	194	58	1 746
Finlandia		774	238	367	153	289	516	433	226	1 082
Francia		22 176	57 368	51 860	14 108	6 701	56 922	54 731	6 565	18 260
Alemania		2 160	708	759	785	748	747	947	920	:
Grecia		32 965	105 450	24 514	46 315	110 501	46 395	47 165	30 734	71 410
Hungría		92	770	1 810	:	:	:	:	:	:
Islandia		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Irlanda	❖	1 212	356	713	:	:	:	:	:	:
Italia		144 302	189 898	86 420	120 697	186 405	68 319	160 283	49 434	104 734
Letonia		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Lituania		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Luxemburgo		5	4	2	2	:	:	9	:	:
Malta		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Moldavia		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Holanda		456	34	279	115	80	99	224	414	174
Noruega		1 240	244	595	335	215	992	87	530	1 973
Polonia		1 842	1 659	3 382	1 454	3 063	5 086	5 029	2 110	33 822
Portugal		44 260	146 255	99 522	76 268	22 435	126 235	137 252	182 486	54 054
Rumania		40	:	:	:	15	101	456	277	709
Federación Rusa		:	684 800	1 091 300	1 217 700	959 500	1 831 000	1 669 911	1 126 222	1 142 775
Eslovenia		:	:	:	:	:	:	:	:	:
Unión Soviética (antigua)		:	:	:	:	:	:	:	:	:
España		265 954	486 327	277 071	145 793	127 955	386 541	211 809	257 593	100 487
Suecia	❖	:	:	:	:	:	:	:	:	5 808
Suiza		643	213	63	312	183	213	1 102	148	:
Turquía		10 546	26 006	11 037	10 746	17 032	12 348	13 000	7 990	12 153
Ucrania		:	:	:	:	:	:	2 434	1 781	4 252
Reino Unido	❖	1 349	568	122	61	106	312	464	155	:
Yugoslavia (antigua)	❖	7 223	42 791	8 973	14 183	14 896	6 394	25 300	:	:
Europa		538 639	1 065 782	570 813	434 139	495 904	779 129	691 907	545 642	413 248

Fuente: ECE/FAO

a/ Irlanda: Sólo estado de las masas forestales

b/ Suecia: La estadística de incendios forestales es discontinua en 1980. Los datos para 1992 están basados en una estimación

c/ Reino Unido: Sólo estado de las masas forestales. Los periodos citados corresponden a años financieros que van de Abril a

Marzo del siguiente año

d/ Yugoslavia: Los datos se refieren a la antigua Yugoslavia

Tabla 2. Número total de incendios en bosques y otras zonas

	Notas	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Albania		73	42	35	96	192	71	134	102	121	70	269	147	:
Austria		140	349	156	235	228	152	138	98	124	88	225	78	:
Bielorusia		:	:	:	:	:	:	:	:	1 769	1 956	2 471	1 517	7 743
Bélgica		65	31	38	107	140	39	79	46	24	103	82	:	:
Bosnia-Herzegovina		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Bulgaria		67	79		104	47	165	68	76	140	63	208	73	602
Croacia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Checoslovaquia (antigua)		98	119		699	558	295	552	249	515	452	1 254	:	:
Chipre		91	82	97	55	76	74	50	62	86	66	64	:	:
Dinamarca		13	11	13	18	17	6	10				2		2
Estonia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	164	39	215
Finlandia		694	171	504	271	464	502	717	285	621	617	571	287	852
Francia		5 040	5 173	5 308	4 659	5 672	6 249	4 353	3 043	2 837	3 321	3 299	2 375	5 381
Alemania		2 111	1 071	1 853	1 718	1 772	1 131	1 227	1 093	1 168	1 415	1 610	1 846	:
Grecia		1 207	1 159	1 045	968	1 284	1 442	1 082	1 266	1 898	1 202	1 284	1 036	2 582
Hungría		98	204	162	220	402	200	576	:	:	:	:	:	:
Islandia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Irlanda	❖	919	340	755	316	1 194	478	490	:	:	:	:	:	:
Italia		11 963	14 503	9 557	7 956	8 482	18 664	9 388	11 972	13 558	8 018	11 566	7 481	14 545
Letonia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Lituania		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Luxemburgo		10	2	9	13	10	10	5	5	1		23	:	:
Malta		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Moldavia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Holanda		278	88	213	127	168	75	120	90	79	118	95	117	76
Noruega		821	639	628	354	495	329	301	286	448	390	578	975	825
Polonia		1 208	1 462	3 798	3 335	3 043	1 498	2 766	1 222	2 781	4 100	4 137	3 008	9 249
Portugal		2 349	6 680	3 567	4 503	6 377	7 218	4 348	6 977	5 643	21 895	10 745	14 327	23 251
Rumanía		20	37	59	60	:	:	:	:	18	43	134	44	182
Federación Rusa		:	14 821	13 165	10 141	12 953	10 200	13 296	11 304	16 432	18 751	17 672	17 965	25 777
Eslovenia		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Unión Soviética (antigua)		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
España		7 193	10 882	6 443	4 880	7 224	12 284	7 574	8 679	9 595	19 074	12 246	12 242	15 839
Suecia	❖	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Suiza		107	153	98	106	146	116	76	70	55	150	216	157	:
Turquía		1 094	982	951	968	1 433	1 793	1 526	1 310	1 367	1 633	1 725	1 448	2 201
Ucrania		:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	2 714	2 771	5 869
Reino Unido	❖	1 228	525	993	492	1 288	623	302	149	299	98	412	475	:
Yugoslavia (antigua)	❖	589	759	1 063	1 080	729	1 514	501	746	668	408	1 327	:	:
Europa		37 476	45 543	37 345	33 340	41 441	54 928	36 383	37 826	42 046	68 049	65 757	60 444	75 498

Fuente: ECE/FAO.

a/ Irlanda: Sólo estado de las masas forestales

b/ Suecia: La estadística de incendios forestales es discontinua en 1980.

c/ Reino Unido: Sólo estado de las masas forestales. Los periodos citados corresponden a años financieros que van de Abril a Marzo del siguiente año

d/ Yugoslavia: Los datos se refieren a la antigua Yugoslavia



Las causas por las que se originan los incendios forestales son más diversas de lo que se asume generalmente. Tradicionalmente, las principales causas de los incendios se dividen en naturales, como los originados por rayos, y los provocados intencionadamente junto con los causados accidentalmente y por vandalismo. Por lo que respecta a los países europeos, las causas naturales suponen un porcentaje bastante bajo en relación con el cómputo global de incendios. Un análisis estadístico de UNECE-FAO indica que, por ejemplo, en 1987 los porcentajes de incendios naturales fueron de un 8% en España, 3% en Finlandia, 2% en la antigua Checoslovaquia, e inferiores a un 0.1% en Alemania Occidental e Italia (WWF, 1992). Durante este mismo año, los incendios debidos a causas accidentales fueron un 59% de los incendios que tuvieron lugar en Turquía, 50% en Austria, 32% en Portugal y 25% en España (UNECE/FAO, 1990). Los incendios provocados son la principal causa en la mayoría de los países europeos. Durante 1981-85 el 23% de los incendios son debidos a negligencias, el 32% son intencionados y el 40% son debidos a causas desconocidas (WWF, 1992).

## 2. LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

La Comunidad Valenciana cuenta con un importante patrimonio forestal cifrado en 1.170.322 hectáreas, que representan el 50.7% de su territorio (Tabla 3) (Generalitat Valenciana, 1995). En la actualidad, el fuego, debido a sus efectos devastadores, es el elemento que ha generado una significativa alteración de las masas boscosas en la Comunidad Valenciana. Los incendios forestales no son un fenómeno reciente en los paisajes mediterráneos, ya que siempre han existido incendios naturales. Aunque éstos son poco frecuentes, es de suponer que en tiempos prehistóricos, en un paisaje cubierto por vegetación con pocas discontinuidades, debían producirse incendios de enorme extensión (Trabaud, 1981; Le Houérou, 1981).

Tabla 3. Principales usos del suelo en la Comunidad Valenciana, extensión que ocupan y porcentajes

Usos del suelo	Superficie (hectáreas)				
	Alicante	Castellón	Valencia	Total C.V.	% Total
IMPRODUCTIVO *	38 829	52 129	111 370	202 328	9
AGRICOLA	310 620	198 783	443 921	953 324	41
FORESTAL	232 452	416 957	520 913	1 170 322	50
Arbolado	72 971	176 555	284 485	534 011	23
Resto	159 481	124 402	236 428	636 311	27
TOTALES	581 901	667 869	1 076 204	2 325 974	100

\* Se entiende por terreno improductivo el ocupado por núcleos urbanos, industrias, carreteras, embalses, canteras, zonas de servicios, etc.  
Fuente: Mapa de Cultivos y Aprovechamiento del MAPA

Durante las últimas décadas se ha producido un aumento espectacular tanto en número como en extensión de los incendios forestales. Hoy en día, la gran incidencia de los incendios forestales en la Comunidad Valenciana se debe principalmente a la confluencia de diversos factores, de entre los cuales cabe destacar:

- La existencia de formaciones vegetales con una composición y una estructura favorecedora de la progresión del fuego.
- Una meteorología adversa, tanto en valores medios como extremos.
- Un mayor número de los incendios originados por rayos, que sitúa a esta Comunidad muy por encima de otras regiones de su entorno.
- Una topografía muy compleja y con una estructura que favorece la propagación del fuego y dificulta su extinción.

Analizando las cifras totales se puede observar que el mayor número de incendios tuvo lugar en 1991 (Tabla 4), mientras que los valores más elevados de superficie afectada por incendios forestales se dan en 1994 (Tabla 4), con un total de 138 404 ha, de las cuales 84 659 ha ardieron en la provincia de Valencia, lo que representa el 16.25% de la superficie forestal de la provincia. En el periodo 1986-1996 ardió el 25% de la superficie forestal de la Comunidad Valenciana.

En los apartados siguientes se presentan los datos correspondientes a la Comunidad Valenciana en cuanto a principales causas que originan los incendios forestales, la distribución anual de estos incendios y la extensión de los mismos.

#### a) Principales causas de los incendios

Las principales causas de los incendios forestales en la Comunidad Valenciana se subdividen en: de origen natural (rayos), por negligencia, por causas intencionadas, por causas desconocidas y por otras causas (donde se incluyen los incendios provocados por ferrocarril, líneas eléctricas, motores y máquinas y actividades militares) (Tablas 5 y 6). Para los dos periodos estudiados (1976-85 y 1986-96), se obtiene un elevado porcentaje correspondiente a *causas desconocidas* (Figura 8) hasta el año 1995, a partir del cual la Conselleria de Medio Ambiente puso en funcionamiento un grupo de trabajo para determinar las causas de inicio de los incendios forestales, con lo que las cifras por causas desconocidas disminuyen sustancialmente.

Tabla 5. Principales causas de los incendios forestales en la C.V. Periodo 1976-85

	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	Total
Negligencia	75	77	101	56	72	112	72	82	87	97	831
Rayo	47	4	33	44	28	53	16	27	41	66	359
Ferrocarril	0	0	3	3	1	7	2	3	3	0	22
Intencionadas	31	26	102	95	92	87	47	60	66	53	659
Otras causas	4	5	12	12	8	17	9	14	19	14	114
Desconocidas	87	87	309	239	252	438	219	309	281	293	2514
TOTAL	244	199	560	449	453	714	365	495	497	523	4499

Fuente: Reyna, 1987

En el grupo de negligencias se incluyen: quema agrícola, quema de pastos, trabajos forestales, hogueras, fumadores, quema de basuras y otras causas. En este grupo, las más significativas son las de origen agrícola, como la quema de rastrojos, ribazos, restos de podas, etc. El número de incendios por *negligencia* se mantiene bastante

uniforme para el periodo 1976-89 y aumenta considerablemente a partir de 1990 hasta 1996.

Tabla 6. Principales causas de los incendios forestales en la C.V. Periodo 1986-96

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Total	
<b>RAYO</b>	43	25	10	48	80	119	70	82	74	75	111	737	
<b>NEGLIGENCIA</b>	Quema agrícola	22	28	33	30	61	104	131	120	135	92	66	822
	Quema de pastos	17	17	9	10	13	7	22	10	7	6	1	119
	Trabajos forestales	13	5	5	2	8	4	1	0	3	7	10	58
	Hogueras	10	20	3	5	7	8	21	17	9	10	10	120
	Fumadores	5	6	11	14	10	24	24	19	26	12	17	168
	Quema de basuras	0	0	18	24	52	52	38	43	39	21	11	298
	Otras	6	9	7	9	23	59	74	72	72	74	39	444
<b>Total</b>	73	85	86	94	174	258	311	281	291	222	154	<b>2029</b>	
<b>OTRAS</b>	Ferrocarril	0	2	1	8	3	3	7	3	3	10	10	50
	Líneas eléctricas	1	3	2	0	4	8	6	2	7	10	6	49
	Motores, Máquinas	3	1	0	5	7	4	5	2	2	2	1	32
	Militar	1	3	1	0	2	4	2	8	9	2	0	32
	<b>Total otras</b>	5	9	4	13	16	19	20	15	21	24	17	<b>163</b>
<b>INTENCIONADAS</b>	47	50	58	66	76	192	223	189	203	144	100	<b>1348</b>	
<b>DESCONOCIDAS</b>	217	237	162	171	279	281	145	148	162	2	1	<b>1805</b>	
<b>TOTAL</b>	<b>385</b>	<b>406</b>	<b>320</b>	<b>392</b>	<b>625</b>	<b>869</b>	<b>769</b>	<b>715</b>	<b>751</b>	<b>467</b>	<b>383</b>	<b>6082</b>	

Fuente: Consellería de Medio Ambiente. Dirección General para el Desarrollo Sostenible

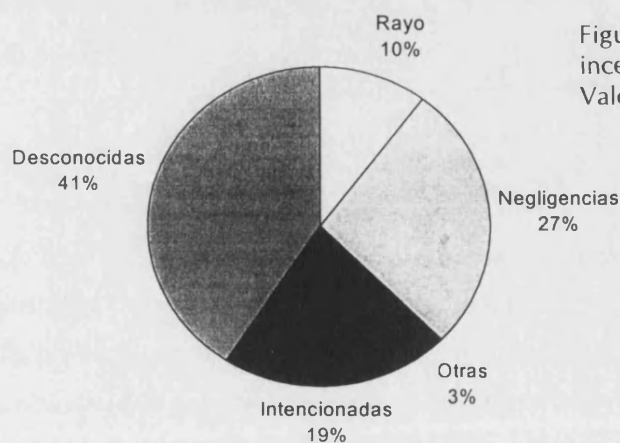


Figura 8. Principales causas de los incendios forestales en la Comunidad Valenciana. Periodo 1976-1996

### **b) Distribución temporal de los incendios. Estacionalidad**

Por lo que respecta a la superficie quemada por meses, se observa que las mayores cifras corresponden a los meses estivales (Tabla 7), sobre todo julio y agosto, aunque en algunos años, como consecuencia de periodos de sequías relativas en invierno, se observa un incremento en esta estación tanto en la superficie quemada como en el número de incendios. El año 1994 fue especialmente nefasto y en tan solo los meses de junio, julio y agosto ardieron 124 423 hectáreas, que representan el 89.89% de la superficie afectada por incendios en ese mismo año y el 10.6% de la superficie forestal de la Comunidad Valenciana.

Dentro de un mismo año los incendios se distribuyen, por lo general, con un máximo situado entre los meses de julio y agosto, y otro segundo máximo de menor entidad en los meses de marzo a abril (Tabla 8). Esta distribución se puede relacionar en mayor o menor medida con las épocas de sequía, los movimientos poblacionales y las labores agrícolas. Así, por ejemplo, aunque generalmente no existe un periodo seco entre los meses de marzo y abril, es en estos meses donde se sitúan las vacaciones de Semana Santa y cuando finalizan los trabajos de poda del viñedo. En junio comienza la época de alto riesgo con una media de 39.5 incendios/mes, para alcanzar en agosto más de 100 incendios/mes durante el periodo 1976-97 (Figura 9).

Para la serie de datos estudiada se obtiene que tanto los valores medios mensuales de superficie incendiada como los acumulados son más elevados en el mes de julio que en agosto. En cambio, el número de incendios medio mensual y el acumulado es mayor en agosto (Figuras 9 y 10).

### **c) Extensión de los incendios**

El análisis de los datos refleja que el 64% del número de incendios afectan sólo al 1.18% de la superficie total quemada durante el periodo 1976-85, los cuales corresponden a incendios de extensión igual o inferior a 5 ha (Tablas 9 y 10). Por otra parte, durante el periodo 1989-97, el 87.5% de los incendios abarcan una extensión de hasta 5 ha, en los cuales arde el 1.65% de la superficie total durante este periodo (Tablas 11 y 12).

Sin embargo, el número de incendios de superficie mayor de 5 ha representan el 36% del número total de incendios durante el periodo 1976-85, cifra que se incrementa notablemente durante el periodo 1989-97, pasando a ser del 87.5% del número total de incendios. Durante ambos periodos, la superficie forestal afectada por incendios de extensión superior a 5 ha es del 98% de la superficie total quemada. Este último caso se trata, en general, de incendios que se han propagado rápida y enormemente debido a

Tabla 7. Evolución de la superficie forestal afectada (ha) en la Comunidad Valenciana por meses

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	TOTAL
1976	113	4	374	31	54	627	432	3075	67	527	82	1178	6566
1977	0	2	261	5965	34	23	162	1795	346	32	64	0	8713
1978	105	200	416	320	1886	918	3911	27937	28230	8209	869	2184	75187
1979	5	5	2854	3091	3129	855	43119	22524	521	838	1073	467	79483
1980	68	54	277	220	7	44	1269	17178	519	8071	415	123	28249
1981	1824	3595	2803	89	299	690	3627	5710	1525	3192	483	7427	31267
1982	2497	141	225	589	127	380	1145	583	245	7849	75	72	13929
1983	299	171	352	909	1603	3347	5594	1010	1858	348	78	14	15579
1984	162	3173	193	731	7	30	3628	6443	5656	2562	51	63	22699
1985 *	120	160	1114	2310	18	56	31356	4279	465	35	30	12	39953
1986	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1987	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1988	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1989	1.50	215.50	43	41.80	18.30	15.40	433.40	559.30	8.20	88.60	92.20	7.00	1524.20
1990	5.20	52.40	92.20	43.70	21.90	108	21473.40	4011.40	1583.30	60.90	36.60	65.80	27554.80
1991	7.10	12.50	14.50	99.90	58.30	357.40	28692.70	11738.30	2640.40	459.50	218.70	127	44426.30
1992	14.40	347.20	157.50	271.90	68.30	42.50	489	19951.30	506.40	1660.70	72.20	2607.10	26188.50
1993	30.10	7.60	61.50	75.40	42.20	432.80	1015.60	13877.20	9850.20	487.00	2.30	84.80	25966.70
1994	570.70	250.30	136.10	9131.60	2477.70	8288.80	105974.3	10159.90	1385.80	4.70	14.10	10.50	138404.5
1995	155.50	426	190.50	98.60	144	11.20	616.20	528	22.60	2.20	8.50	17.10	2220.40
1996	0.60	9.90	31.60	13.30	12	273.20	326.80	38.40	12.10	23.10	20	4.10	765.10
1997 †	0.5	8.27	66.43	10.26	48.64	24.55	189.89	119.6	-	-	-	-	468.14

\* Datos 1976-1985 tomados de Reyna (1987). Datos 1986-1997 han sido facilitados por el Servicio de Prevención de Incendios Forestales, Dirección General para el Desarrollo Sostenible de la Conselleria de Medio Ambiente

† Los datos de 1997 son provisionales y comprenden desde enero hasta septiembre.

Tabla 8. Evolución del número de incendios forestales en la Comunidad Valenciana por meses

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	TOTAL
1976	6	4	26	13	4	31	40	58	24	10	11	17	244
1977	0	3	28	35	7	7	11	59	35	7	7	0	199
1978	3	21	41	17	27	17	62	147	119	67	11	28	560
1979	1	1	4	47	46	35	84	141	49	8	12	21	449
1980	17	11	23	17	6	15	77	122	50	94	13	8	453
1981	50	41	44	7	20	34	92	113	96	67	51	99	714
1982	42	7	31	8	7	31	51	57	39	74	4	14	365
1983	26	13	40	63	61	68	71	59	51	32	6	5	495
1984	21	34	25	36	3	22	80	124	93	55	6	8	497
1985 *	10	14	31	60	14	27	119	118	80	28	10	9	523
1986	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1987	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1988	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1989	6	9	18	11	16	21	135	140	17	8	9	1	391
1990	3	22	17	20	20	44	150	201	71	27	30	20	625
1991	7	11	13	37	50	80	226	206	115	45	59	20	869
1992	12	53	71	92	57	27	55	184	74	66	33	45	769
1993	12	7	36	71	26	71	107	172	121	63	4	25	715
1994	42	73	51	108	61	98	95	116	75	7	8	17	751
1995	51	58	45	45	61	26	59	64	33	9	8	8	467
1996	4	21	29	25	23	65	97	51	29	19	13	7	383
1997 †	1	11	31	26	39	32	91	59	-	-	-	-	290

\* Datos 1976-1985 tomados de Reyna (1987). Datos 1986-1997 han sido facilitados por el Servicio de Prevención de Incendios Forestales, Dirección General para el Desarrollo Sostenible de la Conselleria de Medio Ambiente

† Los datos de 1997 son provisionales y comprenden desde enero hasta septiembre.

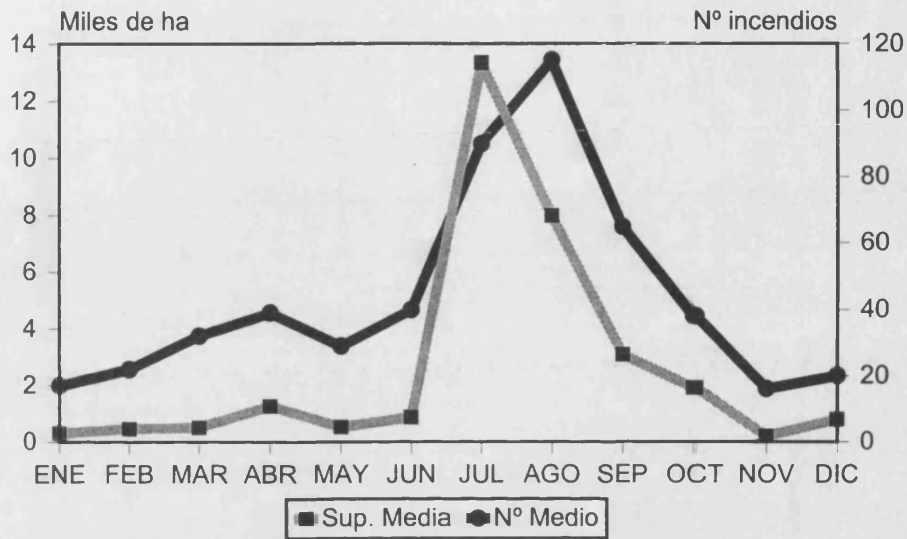


Figura 9. Valores medios mensuales para el periodo 1976-97 (excepto 86-88)

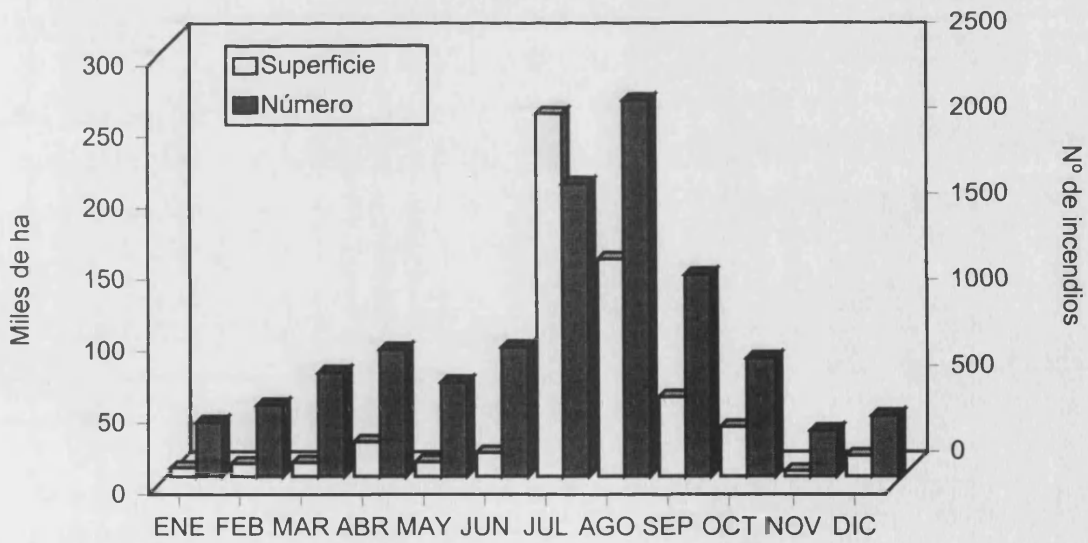


Figura 10. Valores acumulados de superficie forestal afectada por incendios y nº de incendios en la Comunidad Valenciana. Periodo 1976-1997 (excepto 86-88)



situaciones especialmente desfavorables propiciadas por vientos de poniente. Cabe resaltar que durante el año 1994 ardieron un total de 138212 ha en incendios de extensión superior a 5 ha.

Tabla 9. Superficie afectada por incendios forestales según tamaño. Periodo 1976-85

Superficie	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	Total	%
< 5 ha.	193	164	417	352	378	630	366	391	428	447	3766	1.18
5-25 ha.	395	305	1341	943	1009	1298	753	1032	880	887	8843	2.76
25-100 ha.	1120	902	3712	2305	3234	3758	1148	1936	1244	1345	20704	6.46
100-500 ha	3097	2197	12500	8057	5004	7967	2055	5083	6011	5366	57337	17.89
> 500 ha.	1762	5147	57219	66826	18626	17616	9609	7137	14137	31708	229787	71.71
<b>Total</b>	<b>6567</b>	<b>8714</b>	<b>75188</b>	<b>78483</b>	<b>28250</b>	<b>31268</b>	<b>13930</b>	<b>15579</b>	<b>22699</b>	<b>39953</b>	<b>320437</b>	

Fuente: Reyna, 1987

Tabla 10. Número de incendios por superficie afectada. Periodo 1976-85

Superficie	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	Total	%
< 5 ha.	168	136	275	241	267	451	247	324	364	401	2880	64.0
5-25 ha.	37	32	121	93	39	129	71	108	76	73	829	18.4
25-100 ha.	22	17	73	47	60	75	23	37	23	18	400	8.9
100-500 ha	15	10	62	33	23	33	11	23	24	24	265	5.9
> 500 ha	2	4	29	35	12	18	8	3	10	7	125	2.8
<b>Total</b>	<b>244</b>	<b>199</b>	<b>560</b>	<b>449</b>	<b>453</b>	<b>714</b>	<b>365</b>	<b>495</b>	<b>497</b>	<b>523</b>	<b>4499</b>	

Fuente: Reyna, 1987

Tabla 11. Superficie afectada por incendios forestales según tamaño. Periodo 1989-97

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997 *	Total	%
< 1 ha	88.88	142.83	174.01	170.34	176.25	163.22	97.98	65.77	51.77	1131.05	0.43
1-5 ha	193.67	470.21	635.85	561.05	442.34	401.10	207.70	161.92	111.84	3185.68	1.215
> 5 ha	1383.50	20282.9	41298.9	24345	29503.2	138211.9	1925.70	503.32	401.50	257855.9	98.35
<b>Total</b>	<b>1666.05</b>	<b>20896.0</b>	<b>42108.8</b>	<b>25076.4</b>	<b>30121.7</b>	<b>138776.3</b>	<b>2231.38</b>	<b>731.01</b>	<b>565.11</b>	<b>262172.6</b>	

\* Desde 1-01-97 al 30-09-97

Fuente: Servicio de Prevención de Incendios Forestales. Dirección General para el desarrollo Sostenible. Conselleria de Medio Ambiente

Tabla 12. Número de incendios por superficie afectada. Periodo 1989-97

Superficie	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	Total	%
< 1 ha	274	424	489	476	463	485	365	299	262	3537	65.36
1-5 ha	80	176	229	210	166	151	83	58	44	1197	22.12
> 5 ha	45	111	148	118	84	104	33	17	17	677	12.51
Total	399	711	866	804	713	740	481	374	323	5411	

\* Desde 1-01-97 al 30-09-97

Fuente: Servicio de Prevención de Incendios Forestales. Dirección General para el Desarrollo Sostenible. Conselleria de Medio Ambiente

### 3. RÉGIMEN DE FUEGO

La mayoría de los cambios inducidos por el fuego en los ecosistemas, y la respuesta de éstos ante dicha perturbación, están regulados por las variaciones en el régimen del fuego. Los principales componentes de un régimen del fuego son: la *frecuencia* con que se producen, su *extensión*, la *estación* del año y la *intensidad* del fuego (Gill, 1975; Whelan, 1997; Bond y van Wilgen, 1996) (Figura 11). Otro componente es el *tipo de fuego*, en el que se pueden diferenciar: los fuegos de suelo, en los que arden los horizontes orgánicos y el fuego penetra en el suelo siguiendo las raíces de la vegetación; fuegos de superficie, caracterizados por la quema del mantillo y de la biomasa superficial, más o menos compacta y situada en contacto directo con el suelo; y los fuegos de copas, donde el incendio se propaga a través de las copas de los árboles (Bond y van Wilgen, 1996). Otra fuente de variabilidad en el tipo de fuego es su forma de propagación, según si los fuegos se propagan a favor del viento y ascienden por la ladera o bien, si su propagación es a la inversa (fuego de retroceso). En la Figura 11 se presenta un esquema de los principales factores que afectan a cada uno de los componentes de un régimen de fuego, los cuales, aunque se representan por separado, son dependientes unos de otros (Christensen, 1985).

La variación espacial en el comportamiento del fuego es debida en gran parte a diferencias en el contenido en humedad del suelo y de la vegetación, el tipo y distribución espacial de la biomasa, su acumulación, el relieve, y las condiciones meteorológicas (Christensen, 1994). Estas diferencias varían considerablemente entre ecosistemas, y resultan en regímenes de fuego distintos (Bond y van Wilgen, 1996). Por ejemplo, en clima Mediterráneo, la incidencia de los rayos como causa de incendios se asocia normalmente a tormentas convectivas, que son más frecuentes hacia el final del verano, cuando además la vegetación presenta un bajo contenido en humedad, y es más fácil su ignición (Whelan, 1997). De cualquier modo, no se debe olvidar que una fuente importante de incendios, en la mayoría de regiones del mundo, está ligada a la actividad humana.

Entre los componentes de régimen del fuego, la *intensidad* es quizás, el que tiene una mayor influencia en los ecosistemas terrestres, dado que influye en factores tales como: las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; volatilización de nutrientes contenidos en la biomasa; supervivencia de las plantas (o de algunas partes de la vegetación) y de las semillas (Raison, 1979).

A la hora de establecer una definición clara del concepto de intensidad de fuego, se ha encontrado en la bibliografía que existen dos tendencias, en función del tipo de estudio que se realice. La primera de ellas, *intensidad del frente o línea de fuego*, se centra en el

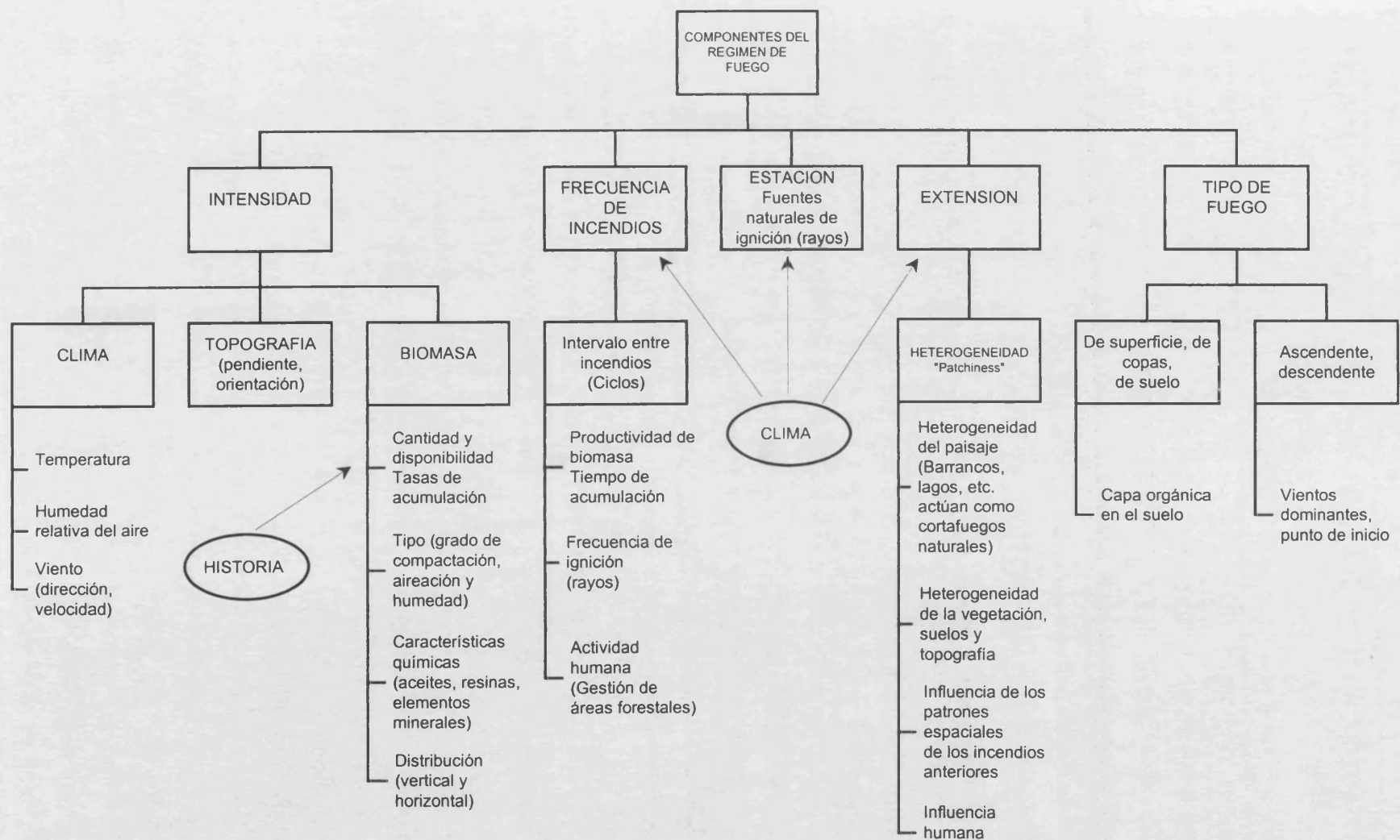


Figura 11. Factores que afectan a los componentes de un régimen de fuego

cálculo de la energía liberada durante el proceso de combustión de la biomasa, por unidad de longitud del frente de fuego y por unidad de tiempo. La segunda tendencia, establece que la *intensidad de fuego* depende de las temperaturas máximas alcanzadas y de su tiempo de permanencia.

Con respecto a la primera acepción, Byram (1959) establece que la intensidad de fuego es consecuencia de la velocidad de avance del frente de fuego, de la cantidad de biomasa y de su contenido energético. El índice de Byram o la intensidad de la línea de fuego se obtiene mediante la expresión:  $I = 0.007 H W R$ , donde H es el calor liberado por la biomasa ( $\text{cal g}^{-1}$ ), W es la carga de la biomasa ( $\text{Tm ha}^{-1}$ ) y R es la velocidad del avance del frente de fuego ( $\text{m min}^{-1}$ ). En este caso la intensidad viene expresada en  $\text{kW m}^{-1}$ .

McArthur y Cheney (1966), emplean un cálculo similar, con el fin de obtener un valor medio de la intensidad de fuego para caracterizar los incendios en estudios enfocados a la ecología vegetal, el cual calculan a partir del producto de la capacidad calorífica de la biomasa (H), el peso de la biomasa (W) y la velocidad de avance del frente de fuego (R). Otros autores, como Rothermel y Deeming (1980) consideran que, las variables más importantes que se deben estimar en estudios ecológicos, son la temperatura efectiva de radiación del frente de fuego (que es igual a la intensidad de la línea de fuego, Byram, 1959) y la cantidad de energía total liberada por unidad de área.

Todos estos cálculos requieren unas condiciones uniformes en cuanto a la distribución de biomasa, y emplean valores medios de variables como la velocidad del avance del frente de fuego, la altura de las llamas, etc., los cuales varían continuamente durante un incendio. Además, estos métodos son válidos para calcular la energía liberada durante un incendio, pero no proporcionan información detallada sobre el pulso de calor que tiene lugar en sitios particulares del geosistema, como por ejemplo las temperaturas en el suelo (Raison, 1979). Por estas razones, se intenta evaluar la importancia del pulso de calor, a través de la medida de los cambios de temperatura, bien en el suelo, en la atmósfera, o en la vegetación (Raison, 1979).

En el suelo, la intensidad de fuego varía tanto horizontal como verticalmente (Whelan, 1997). Si únicamente se realiza una estima de la intensidad de la línea de fuego (energía liberada por metro de frente de fuego), la cual está determinada en parte por la cantidad de biomasa disponible en un punto dado, se puede enmascarar una importante variación en el ecosistema, referente a la temperatura máxima y su duración (Whelan, 1997). Según Gill (1981 y 1998), el concepto de intensidad de fuego, en el sentido definido por Byram (1959), normalmente empleado en *fuegos de superficie*, parece ser inapropiado cuando se trata de un *fuego de suelo*, donde el fuego progresa en dos o tres dimensiones y,

su impacto sobre el suelo, depende, más que de la tasa de calor liberado, de la exposición durante un tiempo considerable a elevadas temperaturas.

Por lo tanto, la segunda definición de *intensidad de fuego*, engloba a dos componentes: temperaturas máximas alcanzadas y el tiempo de duración de una temperatura dada (Raison, 1979; Canadell et al., 1991; Lloret y López-Soria, 1993; Whelan, 1997; Gill, 1998), los cuales pueden diferir marcadamente de un incendio a otro.

En el presente estudio, la *intensidad de fuego* se aborda desde esta última perspectiva, dado que tanto las temperaturas máximas alcanzadas en la superficie del suelo, como su distribución espacial, y el tiempo de permanencia de una temperatura dada, son las variables que afectan a las propiedades químicas y físicas del suelo. En este sentido, la intensidad de fuego determina la temperatura que afecta a la superficie del suelo, la profundidad de penetración del calor y el gradiente de temperatura en el suelo (Molina y Sanroque, 1996), así como el tiempo de permanencia de las altas temperaturas.

El efecto de la intensidad del fuego en el suelo está determinado por la composición del suelo (principalmente por el contenido en materia orgánica y la humedad) y por la cantidad de biomasa vegetal, así como por la acumulación del mantillo en su superficie (Rundel, 1981; Christensen, 1985).

El factor principal que determina la intensidad del fuego es la biomasa, de modo que sus características ejercen una gran influencia en el grado de intensidad alcanzado y además presentan una estrecha relación con la frecuencia de los incendios en una zona dada y con su historia (Whelan, 1997). Entre éstas, las más relevantes son:

- la cantidad de biomasa disponible y su tasa de acumulación, la cual está regulada a su vez por el tiempo transcurrido desde el último incendio;
- su grado de compactación y aireación, de modo que se favorece o dificulta el acceso de oxígeno, y por lo tanto, puede limitar el grado de combustión;
- su composición química, dado que la existencia de aceites y resinas incrementan el calor que se libera durante el proceso de combustión, mientras que si existen concentraciones relativamente elevadas de elementos minerales en los tejidos vegetales se reduce la inflamabilidad de algunas especies vegetales. Las especies de los matorrales esclerófilos presentan generalmente bajas concentraciones de elementos minerales (Groves, 1981; Rapp y Loissant, 1981; Gray y Schlesinger, 1981);

Otros factores que influyen en el grado de intensidad del fuego son el clima y la topografía. Las condiciones climáticas previas al incendio y durante éste, tienen una gran influencia en la intensidad, dado que la velocidad de combustión de la biomasa será mayor

o menor, en función del grado de humedad. Los vientos dominantes durante el incendio, junto con las características topográficas de una zona, determinan la velocidad y la dirección de avance del frente de fuego. Además, las corrientes de convección que el propio fuego genera y la radiación emitida por el frente de fuego, precalientan la vegetación, reduciendo su grado de humedad, preparándola para su ignición, influyendo también en la velocidad de propagación.

La relativa influencia de la topografía y de la variación espacial de la biomasa sobre el comportamiento del fuego depende de las condiciones meteorológicas y de la humedad del combustible. Cuando el contenido en humedad de la biomasa es elevado, las variaciones en la estructura de la vegetación y las discontinuidades que ésta presenta en el paisaje son de gran influencia en los patrones del fuego. En cambio, si la humedad de la biomasa es baja y las condiciones climáticas son extremas (como por ejemplo, vientos calientes y secos), la evolución del fuego puede estar regulada principalmente por características topográficas a gran escala, tales como ríos o divisorias de aguas (Turner y Romme, 1994), o incluso por barrancos, laderas, etc.

Normalmente se establecen tres grados de intensidad de los incendios por sus efectos sobre el suelo: **ligera o baja**, **media o moderada**, y **severa o alta** (Raison, 1979; Trabaud, 1989; De Ronde, 1990). Esta clasificación se basa tanto en apreciaciones subjetivas llevadas a cabo tras el paso del fuego, como pueden ser el aspecto del mantillo, el color de las cenizas y del suelo (Wells et al., 1979; Chandler et al., 1983), junto con medidas de las temperaturas máximas alcanzadas durante el incendio que afectan al suelo a distintas profundidades y su tiempo de permanencia (DeBano y Conrad, 1978; Lloret y López-Soria, 1993; Ulery y Graham, 1993). No existen unas divisiones bien establecidas sobre estos rangos, pero, no obstante, teniendo en cuenta las referencias bibliográficas se puede establecer la siguiente diferenciación, aunque puede variar ligeramente de unos autores a otros:

- Los incendios de baja intensidad se caracterizan porque el suelo queda cubierto por una capa de cenizas oscuras, el mantillo está parcialmente chamuscado, existe una baja mortalidad de la vegetación, y las temperaturas en la superficie del suelo se encuentran entre 100° y 250°C.
- En los incendios de moderada intensidad, las temperaturas máximas en la superficie del suelo oscilan entre 300° y 400°C, se produce la casi completa combustión de la vegetación y del mantillo, aunque no se aprecia una alteración del color del suelo.
- En los incendios de alta intensidad las temperaturas en la superficie del suelo exceden los 500°C, el suelo queda cubierto por una capa de cenizas blancas, se

produce una combustión total de la biomasa, y el suelo puede presentar un color más rojizo que antes de la quema.

Durante un incendio, las temperaturas en la superficie del suelo y su duración son muy variables, y en función de la intensidad alcanzada se produce un mayor o menor grado de influencia en: la volatilización de nutrientes contenidos en la biomasa, cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y en la supervivencia de semillas y plantas.



#### 4. CALENTAMIENTO DEL SUELO

La degradación de la cubierta vegetal por el fuego y la combustión total o parcial de la materia orgánica del suelo, dan lugar a una liberación de nutrientes y a la alteración del funcionamiento normal del suelo, debido principalmente a las temperaturas alcanzadas durante el proceso de combustión y posteriormente, a que su superficie queda desprotegida frente a la incidencia directa de la radiación solar y de los agentes erosivos. Tanto el estado del suelo previo al incendio como las características del lugar tienen una gran importancia en los efectos del fuego. Por ejemplo, la humedad del suelo influye en la combustión de sus capas orgánicas, en las temperaturas que se alcanzan durante el incendio y en la profundidad de penetración. El tipo de vegetación y la composición del mantillo influirán en la velocidad de combustión, en su evolución y en los efectos sobre los microorganismos del suelo. La pedregosidad superficial del suelo puede tener un importante efecto aislante al disminuir la incidencia de fuego.

Las temperaturas que se alcanzan en la superficie del suelo durante un incendio afectan principalmente a los primeros centímetros. En general, la producción del calor es intensa pero de corta duración (a veces de sólo unos pocos minutos), aunque, en fuegos donde arden grandes cantidades de biomasa se dan tiempos de residencia más largos (a veces de varias horas). Además, se ha calculado que sólo aproximadamente un 5 % de la energía calorífica producida afecta al suelo y que las temperaturas máximas no se dan cerca de la superficie del suelo sino a una altura variable en la vegetación (Raison, 1979). Por consiguiente, la superficie del suelo, en la mayoría de los casos, queda expuesta brevemente a temperaturas altas, y dado que el suelo es un mal conductor del calor, la penetración de las temperaturas en profundidad se producen de forma transitoria y gradual (Raison, 1979). Incluso en fuegos intensos, la temperatura en el suelo pueden alcanzar los 200°C a 25 cm de profundidad y sólo se aprecia un ligero incremento hasta los 50 cm (Rundel, 1983).

Diversos estudios realizados indican que el máximo de temperatura a 2.5 cm profundidad suele ser inferior a 100°C (Figura 12), incluso en fuegos de alta intensidad (Whelan, 1997). Una de las razones de la poca penetración del calor en el suelo puede ser por el sentido ascendente de la transferencia de calor por convección, y porque la transferencia por radiación es muy transitoria para un punto dado (Whelan, 1997). Además, si la combustión del mantillo es incompleta; esta capa puede ser muy efectiva como aislante del suelo subyacente, y la acumulación de cenizas puede reducir también el efecto de un calentamiento posterior. Las temperaturas en el suelo pueden incrementarse notablemente cuando la combustión de elevadas cantidades de biomasa da lugar a largos períodos de

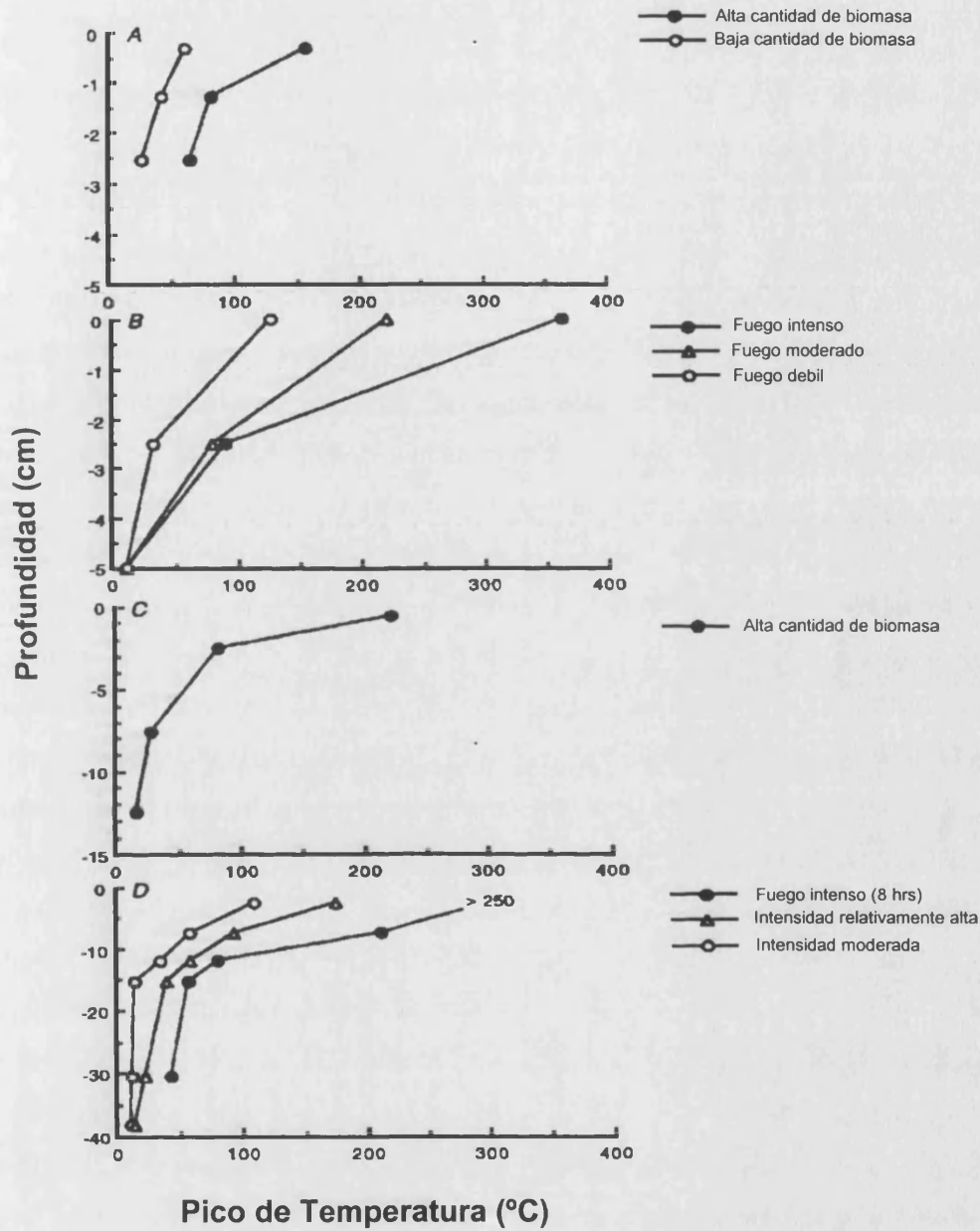


Figura 12: Ejemplo de estudio sobre la relación entre los picos de temperatura y la profundidad del suelo. En todos los casos el pico de temperatura declina rápidamente con la profundidad (Whelan, 1997).

- Incendio en bosques de *Pinus palustris* en el sudeste de los Estados Unidos (Heyward, 1938).
- Fuego de Chaparral en California (De Bano et al., 1977).
- Temperaturas alcanzadas bajo grandes cantidades de biomasa añadida en el bosque antes del incendio (Neal et al., 1965).
- Fuegos en bosques de eucaliptos en Australia occidental (Beadle, 1940).

residencia del fuego en un lugar determinado, tal como ocurre en los incendios de zonas arboladas con gran acumulación de sotobosque y árboles caídos (Figura 12, C, D) (Whelan, 1997).

La transferencia de calor en los suelos es principalmente por conducción térmica (Rose, 1966) y su conductibilidad aumenta con el contenido en humedad (De Vries, 1966). Así, el calentamiento de un suelo seco puede producir un gran incremento de las temperaturas superficiales, si se compara con el experimentado en un suelo húmedo, el cual es mucho menor (Giovannini, 1994). Los suelos con altos contenidos de humedad alcanzan mayores temperaturas para una profundidad dada que los suelos secos, y de una forma más rápida (Whelan, 1997). En aparente contradicción con estos datos, Beadle (1940) observó que en suelos húmedos se retardaba su calentamiento (Figura 13). La causa de estos resultados contradictorios puede hallarse en las temperaturas aplicadas a la superficie del suelo. Cuando las temperaturas superficiales no alcanzan los 100°C, el agua del suelo facilitará la conducción del calor (Whelan, 1997). Cuando las temperaturas de la superficie exceden el punto de ebullición del agua, la evaporación en suelos húmedos puede retardar el calentamiento de los horizontes subyacentes (Trollope, 1984). La velocidad de enfriamiento del suelo tras el paso del frente de fuego puede verse aminorada en aquellos que han reducido su contenido en humedad por calentamiento. No pueden alcanzarse temperaturas mayores a 100°C en la zona inmediatamente por debajo de la superficie del suelo hasta que no se haya evaporado toda el agua (Raison, 1979).

Medidas de intensidad llevadas a cabo durante incendios de matorral y en incendios prescritos, muestran que las temperaturas en la superficie del suelo presentan una variabilidad muy marcada, encontrándose valores máximos de 510°C y tiempos de permanencia por encima de los 100°C de 15 minutos, mientras que a 2.5 centímetros de profundidad las temperaturas alcanzadas son de 44°C y a los 5 centímetros el aumento es inapreciable (Floyd, 1966). En otros casos se ha observado que a 5 cm de profundidad se alcanzan 100°C (Miller *et al.*, 1955), entre 3 y 6 cm, 52°C durante más de 15 minutos y puntualmente 120°C durante 2-3 minutos (Heyward, 1938). En estos casos, el microrrelieve, la velocidad y dirección del viento, el contenido de humedad del suelo y de la vegetación, y el tipo y distribución espacial de la biomasa inciden de una forma muy marcada en el desarrollo, intensidad y consecuencias de los incendios (Raison, 1979). Las temperaturas máximas que se alcanzan en la superficie del suelo durante fuegos de matorral en zonas de clima Mediterráneo son altas comparadas con otros tipos de vegetación (Rundel, 1983). Esto es debido a la gran cantidad de biomasa inflamable sobre la superficie del suelo y también por la alta combustibilidad de los matorrales y pastos mediterráneos.

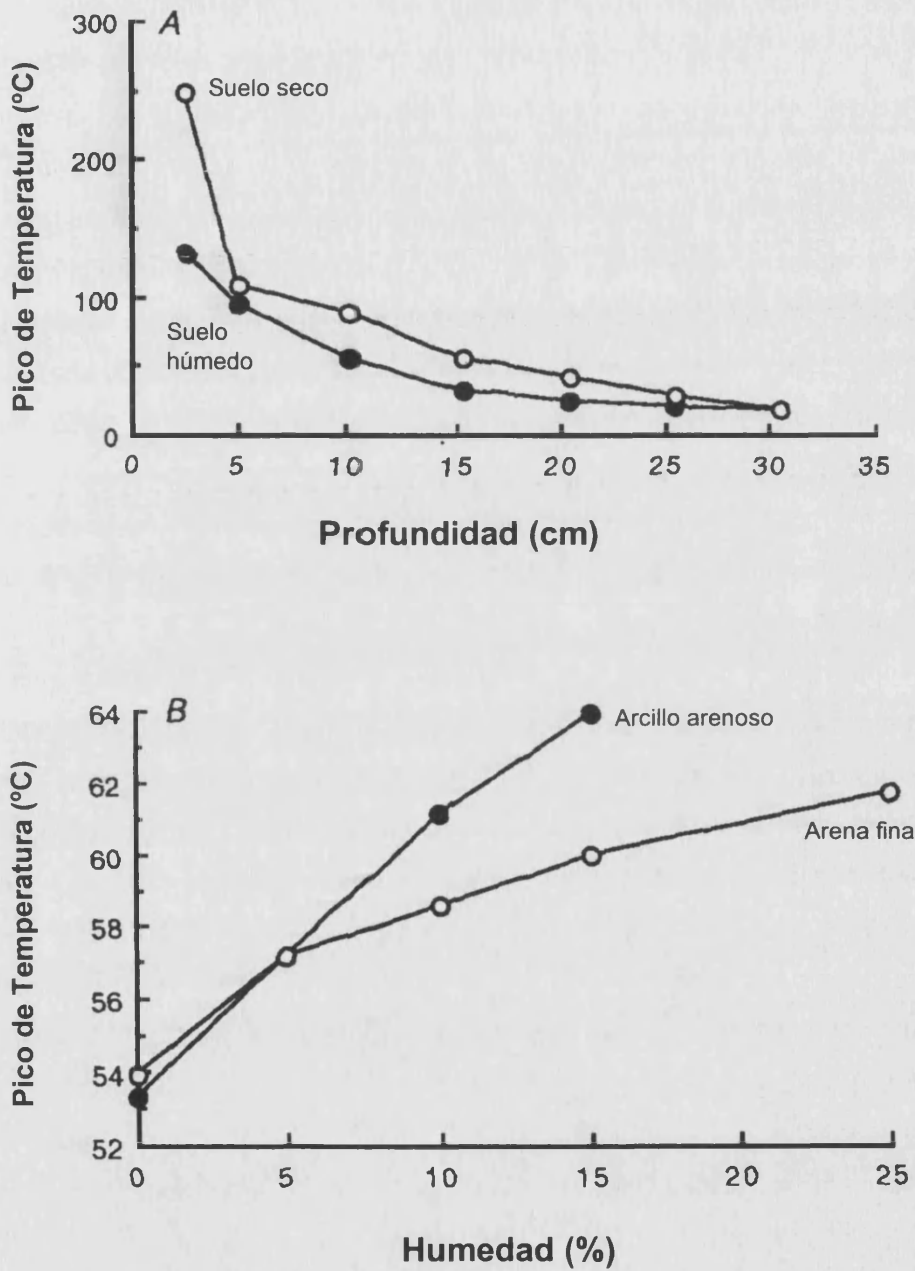


Figura 13: (A) Diferentes estados del suelo pueden dar lugar a distintas relaciones temperatura/profundidad. A cualquier profundidad, el suelo seco (O) alcanza mayores picos de temperatura que el suelo húmedo (●) (Beadle, 1940).

(B) Los efectos de la humedad pueden diferir según el tipo de suelo. A niveles de humedad mayores al 5% el pico de temperatura en suelos arenosos (arena fina mayoritaria) (O) es menor que en suelos arcillo arenosos (●) (Heyward, 1938)

Tomado de Whelan (1997).

Los datos que aparecen en la bibliografía consultada muestran la gran variabilidad de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo y en la duración y persistencia de éstas en los horizontes superficiales (Figuras 14 y 15). De Bano *et al.* (1977), en incendios de chaparral californiano, citan temperaturas próximas a los 700°C en la superficie del suelo. En incendios de pastos las temperaturas pueden alcanzar de 170°C a 245°C y en bosques de coníferas de 220°C a 300°C (Rundel, 1983). Rasmussen *et al.* (1986) observaron que temperaturas en la superficie del suelo producidas por la quema de rastrojos del trigo eran muy variables, raramente excedían los 120°C cuando la quema era incompleta pero podían alcanzar entre 170°C y 330°C cuando la combustión era completa. Biederbeck *et al.*, (1980) obtienen temperaturas superficiales entre 338°C y 442°C durante la quema de una cubierta de paja. Cook (1939) midió temperaturas de 550°C en la superficie del suelo durante incendios de pastos, pero estas temperaturas se mantenían por muy poco tiempo y después de aproximadamente diez minutos se alcanzaban de nuevo los valores iniciales. Masson (1948) apreció temperaturas de la superficie del suelo entre 700°C y 800°C durante fuegos de sabana.

De Bano *et al.* (1979ab) en estudios sobre incendios de bosque y chaparral obtuvieron temperaturas máximas de 850°C en la superficie del suelo y otras temperaturas algo más bajas, pero que se mantuvieron en los horizontes superficiales del suelo durante varias horas. Giovannini y Lucchesi (1993) en fuegos experimentales llevados a cabo en una área de matorral Mediterráneo, observaron que la temperatura en la superficie del suelo, en el caso de fuegos de baja intensidad, alcanzaba los 180°C, y permanecía en 100°C durante siete minutos, y a una profundidad de 2.5 cm la temperatura alcanzó 50°C, mientras que a 5 cm el aumento era insignificante. No obstante, la temperatura alcanzada en la superficie del suelo durante incendios de alta intensidad fue de 475°C y permaneció sobre los 100°C aproximadamente 1 hora, y a una profundidad de 2.5 cm la temperatura alcanzó 90°C mientras que a 5 cm sólo llegó a 40°C.

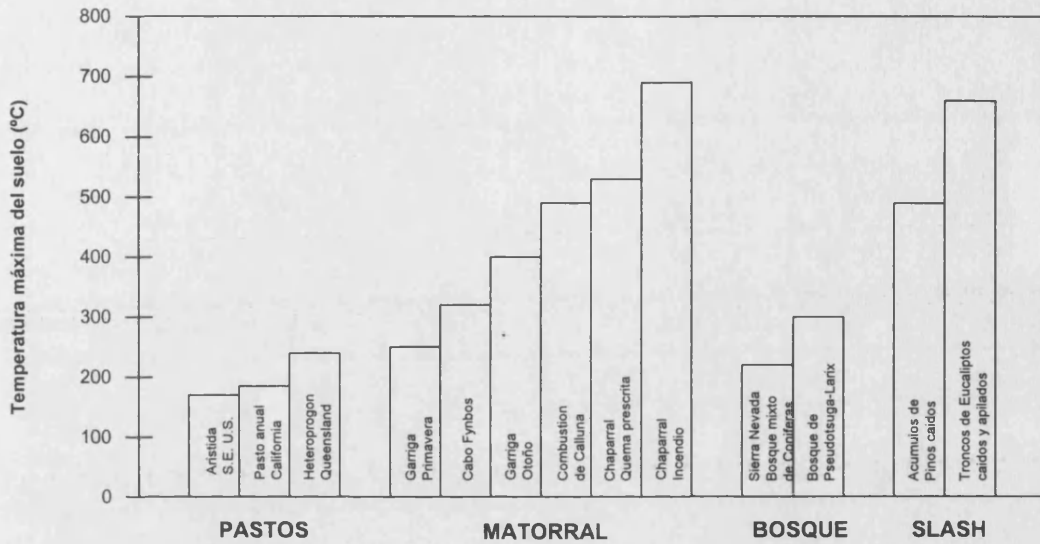


Figura 14. Medias de las temperaturas máximas alcanzadas en la superficie del suelo en diferentes tipos de ecosistemas (Rundel, 1983). (Slash: se refiere a los restos de poda de matorral y/o arbolado)

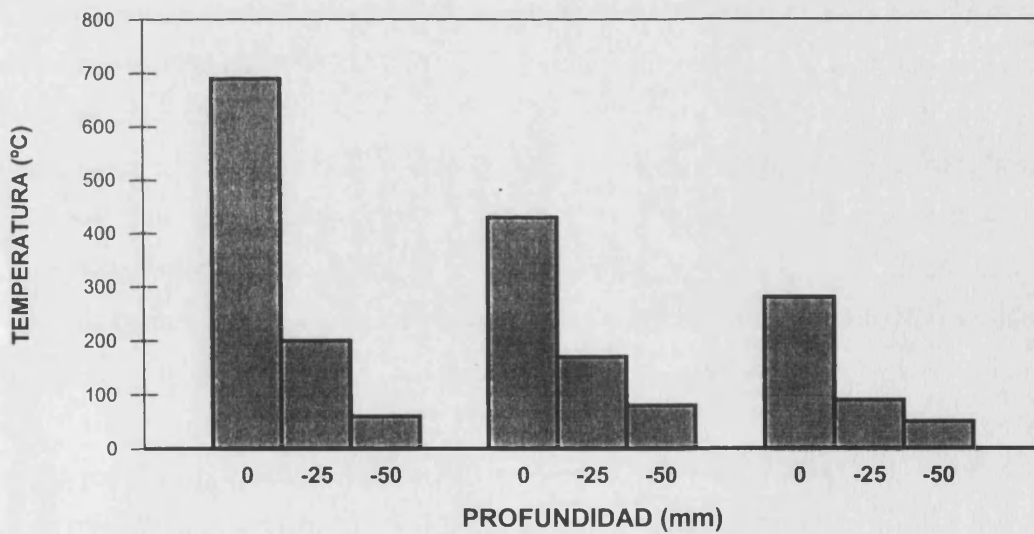


Figura 15. Gradiente de la temperatura del suelo respecto a la profundidad en incendios de chaparral de tres intensidades (De Bano et al., 1977). Rundel, 1983.

## 5. PRINCIPALES EFECTOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Las temperaturas alcanzadas durante el incendio y la deposición de una capa de cenizas sobre la superficie del suelo, son los principales factores que afectan a las propiedades, físicas, químicas y biológicas del suelo. En los siguientes apartados se realiza una revisión sobre los cambios más significativos debidos, en primer lugar, a la incorporación de las cenizas al suelo; en segundo lugar, a los principales componentes del suelo que influyen en la fertilidad de los suelos forestales (materia orgánica, nitrógeno y fósforo); los cambios en las poblaciones microbianas; y, por último, se exponen los cambios más significativos en las propiedades físicas del suelo.

### 5.1 EFECTOS DE LA ADICION DE CENIZA SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Los efectos de la ceniza sobre las propiedades del suelo pueden agruparse en: cambios en el pH y en el estado nutricional del suelo; cambios en las propiedades físicas del suelo por procesos de floculación-dispersión y alteraciones en la actividad microbiana del suelo.

La composición química de las cenizas depende de la composición del material vegetal originario y de las condiciones del incendio. Si la combustión no es completa, las cenizas se caracterizan por su color oscuro, dado que todavía contienen residuos de materia orgánica y materiales carbonizados (Jordan, 1965, Giovannini, 1994). Si la combustión es completa, la ceniza es de color claro y tiene prácticamente una composición mineral (Evans *et al.*, 1976; Raison *et al.*, 1985). Durante el proceso de combustión de la biomasa, la mayoría del C, O, H, N, S y P se volatilizan, pero los cationes básicos que presentan una temperatura de volatilización más elevada, se convierten en solubles e inmediatamente disponibles para las plantas (Daubenmire, 1968; Petersen, 1970; Viro, 1974; Giovannini, 1994).

La composición química de las cenizas está dominada fundamentalmente por óxidos y carbonatos de metales alcalinos y alcalinotérreos con cantidades variables de sílice, sesquióxidos y fosfatos, junto a cantidades pequeñas de nitrógeno orgánico e inorgánico (Young y Golledge, 1948; Daubenmire, 1968; Petersen, 1970; Viro, 1974; Christensen, 1973; Soto y Díaz-Fierros, 1993), e incluso pueden presentar un contenido variable de materia orgánica (Jordan, 1965; Christensen, 1973; Christensen *et al.*, 1975). La Tabla 13 muestra la variabilidad en las propiedades de las cenizas de orígenes diferentes.

La adición de esta capa de cenizas a la superficie del suelo influye en las propiedades químicas y físicas de éste y en las poblaciones microbianas. Las propiedades de la interfase suelo/cenizas y de los horizontes superiores del suelo son los más afectados inicialmente por la deposición de cenizas, pero debido a los procesos de lixiviación de los componentes solubles de las cenizas, las zonas más profundas del perfil llegan a ser afectadas (Grier, 1975; Raison, 1979).

Tabla 13. Contenido en nutrientes cuantificados en distintos tipos de cenizas

Vegetación	Contenido en nutrientes (%)						Referencia
	N	P	K	Ca	Mg	pH	
Chaparral	-	1.58-3.1	9-19.1	23.6-34.9	-	11.1-12.4	Sampson, 1944
Leña (Rhodesia)	0.03	2.4	7.4	17.4	4.4	12.7	Young y Golledge 1948
Eucaliptos	-	0.11-1.24	0.24-1.4	23.2-37.1	11.6-15.4	-	Hatch, 1960
<i>Adenostoma fasciculatum</i>	$7.1 \times 10^3$	354	$15.1 \times 10^3$	-	-	8.1	Christensen y Muller, 1973 *
<i>Phlomis fruticosa</i>	0.311	4.590	28.800	75.60	5.40	-	
<i>Euphorbia acanthomos</i>	0.188	7.222	26.640	151.20	18.00	-	
<i>Sarcopoterium spinosum</i>	0.257	4.781	18.820	181.44	18.82	-	Arianoutsou y Margaris, 1981 **
<i>Cistus sp.</i>	0.432	11.008	27.250	99.76	12.38	-	
<i>Thymus capitatus</i>	0.161	8.465	36.960	108.80	14.08	-	
<i>Ulex europaeus</i>	1.11	2.92	9.21	2.74	4.51	11.10	
<i>Pinus pinaster</i>	0.93	1.92	13.06	1.75	2.24	10.20	Soto et al., 1993
<i>Eucalyptus globus</i>	0.36	1.48	8.80	5.94	5.89	10.90	

\*  $\mu\text{g g}^{-1}$

\*\* ‰

Las cenizas vegetales son muy alcalinas por lo que los incrementos del pH en el suelo después del fuego se han atribuido generalmente a la acumulación de cenizas (Smith, 1970). El valor que alcanza el pH y el tiempo que éste se mantiene, es función de diferentes variables como: la cantidad y composición química de la ceniza, el contenido en materia orgánica del suelo y su capacidad tampón, el pH del suelo antes del fuego y las precipitaciones (Rundel, 1983), y el tipo de substrato litológico (Alcañiz et al., 1996).

Los cambios en el pH del suelo son relativamente pequeños en fuegos de chaparral y matorral, con un incremento medio de 0.2-0.3 unidades, debido a los bajos contenidos en materia orgánica, mientras que fuegos intensos en suelos forestales dan lugar a aumentos mucho mayores (Rundel, 1983). Sanroque et al. (1985) observaron un incremento del pH del suelo de casi una unidad en un incendio forestal de elevada intensidad en una zona forestal en la provincia de Valencia. Los suelos carbonatados y con pH superior a 6.5 están fuertemente tamponados por la presencia de carbonatos minerales, de modo que el efecto alcalinizador de



1972; Sertsu y Sánchez, 1978), lo que sólo ocurre en incendios de intensidades medias o altas, y aún así sólo afecta a los primeros centímetros del suelo (Díaz-Fierros et al., 1994). El contenido en humedad de la materia orgánica es también un factor que influye directamente en su combustión. Díaz-Fierros et al. (1994) mencionan que el máximo nivel de humedad en el que es posible la combustión es del 10 al 15%.

La combustión de la materia orgánica favorece la liberación de muchos nutrientes, que se encontraban anteriormente unidos y complejados con ella, mineralizándose por el efecto de las altas temperaturas, de modo que se incrementa la disponibilidad de éstos para los vegetales. Generalmente, el porcentaje de materia orgánica del suelo casi no presenta variaciones si la temperatura no supera los 200°C, pero por encima de este valor su porcentaje disminuye notablemente (Nishita et al., 1970; De Bano et al., 1979a; Giovannini et al., 1988; Soto et al., 1990). Giovannini y Lucchesi (1993) en una experiencia llevada a cabo en condiciones de laboratorio, observaron que entre 220°C y 460°C durante un intervalo de tiempo de 1 hora, se produce la combustión completa de la materia orgánica. Durante la exposición de los suelos a una temperatura de 500°C durante 30 minutos se produce la pérdida del 99% del carbono orgánico (Hosking, 1938). Otros estudios señalan que la pérdida de C orgánico inmediatamente después de un fuego varía aproximadamente entre un 15% a más de un 50% del C total en la superficie y capas subyacentes del suelo (Carballas et al., 1993). Después de los incendios forestales de verano en ecosistemas Mediterráneos, Giovannini et al. (1987a), Sanroque et al. (1985) y Kutiel et al. (1990), observaron una disminución entre un 20 y 40% en los primeros centímetros del suelo.

En fuegos donde el proceso de combustión es inhibido por cualquier motivo, o bien, en incendios de baja intensidad, es posible encontrar un aumento en el contenido en materia orgánica debido a la incorporación al suelo de vegetación parcialmente quemada o por la acumulación de materiales carbonizados después del fuego. Christensen y Muller (1975) calcularon que la capa de cenizas derivada de un incendio de chaparral (*Adenostoma fasciculatum*) presentaba un contenido en materia orgánica de  $3.8 \times 10^5 \mu\text{g/g}$  de cenizas.

El fuego no sólo afecta al contenido en materia orgánica sino también a su composición, y promueve su alteración química, la cual también dependerá del grado de intensidad del incendio. El fuego produce la pirólisis de la lignina, polisacáridos y celulosa. Las fracciones más afectadas serán las más lábiles, como los compuestos hidrosolubles, principalmente hidratos de carbono como los azúcares y los ácidos orgánicos. La reacción principal hasta los 200°C es la destilación de los elementos volátiles, mientras que entre 200-300°C se produce la destilación destructiva y la carbonización del residuo (Raison, 1979).

Un fenómeno de importantes repercusiones en los suelos incendiados relacionado con la materia orgánica del suelo es la formación, en algunos casos, de una capa hidrófoba en la superficie o en los horizontes superficiales del suelo. Este fenómeno ha sido investigado fundamentalmente por DeBano y Krames (1966), De Bano *et al.* (1970 y 1979ab) y De Bano (1981), quien observó que, en muchos casos, tras el paso del fuego se produce una disminución de la capacidad de infiltración del agua al producirse una capa repelente de esta. Estos procesos dependen de la presencia de unos determinados tipos de compuestos orgánicos hidrofóbicos, que derivan de la descomposición del mantillo fresco (Giovannini y Lucchesi, 1984; Scholl 1971), especialmente de compuestos de celulosa (Savage *et al.*, 1972) y en otros casos de materiales no celulósicos derivados de las actividades de los hongos (Savage, 1969), y son similares a los hidrocarburos alifáticos.

Durante un incendio forestal gran parte de la materia orgánica se pierde por volatilización (DeBano *et al.*, 1979a), pero las pequeñas cantidades que permanecen en el suelo, se transforman en compuestos más fluidos debido al efecto de las temperaturas. Estos compuestos se desplazan hacia el interior del perfil paralelamente al gradiente de temperatura, hasta que encuentran partículas de suelo más frías donde pueden condensarse y formar una nueva capa hidrófoba (De Bano *et al.*, 1976; Giovannini, 1994). En áreas incendiadas, esta capa hidrófoba se localiza a unos pocos centímetros de profundidad y paralelamente a la superficie del suelo, mientras que la capa de suelo por encima de ella incrementa su humectabilidad (Giovannini, 1994). De este modo, cuando el suelo recibe las primeras lluvias tras el paso del fuego, se produce la saturación de estos primeros centímetros de suelo, y cuando el frente de agua alcanza la capa hidrófoba, se puede producir un flujo lateral del agua, al impedirse o retardarse la infiltración, que arrastra parte de la capa de suelo humectable y de la capa hidrófoba.

El grado de repelencia al agua depende de la evolución del gradiente de temperatura cerca de la superficie del suelo, de la humedad de este y de sus propiedades físicas (Díaz-Fierros *et al.*, 1994). Estudios llevados a cabo por Savage (1969) y Savage *et al.* (1972) sugieren que la fijación de las sustancias volátiles, responsables de la hidrofobicidad, en materiales arenosos se ve incrementada por el calentamiento *in situ*, con un efecto máximo que aparece entre los 176°C y los 204°C. Si el calentamiento excede los 250°C se produce un fuerte efecto de volatilización que causa la pérdida de la hidrofobicidad.

### 5.3 NITROGENO

Como se ha indicado anteriormente, el incremento en la movilidad y disponibilidad de algunos nutrientes como consecuencia del fuego, tiene una gran importancia en los ecosistemas Mediterráneos, ya que su nivel en el suelo es un factor esencial que controla la supervivencia y crecimiento de la vegetación. Nitrógeno y fósforo son los nutrientes que más frecuentemente limitan la productividad en estos ecosistemas (Rundel, 1983).

Gran parte de los estudios referentes a la influencia de los incendios forestales sobre el contenido de nitrógeno en el suelo, aportan datos que revelan una notable disminución de éste como consecuencia directa del proceso de combustión de la materia orgánica (Christensen, 1973; Lewis, 1974; DeBano y Conrad, 1978; Raison, 1979; Chandler *et al.*, 1983; Kutiel y Naveh, 1987; Kutiel *et al.*, 1990; Díaz-Fierros *et al.*, 1990; Marion *et al.*, 1991; Giovannini y Lucchesi, 1993); no obstante, esta disminución no es siempre proporcional al grado de intensidad alcanzado y a la disminución del contenido en materia orgánica (Christensen y Muller, 1975). Otros autores han observado un incremento del nitrógeno total en el suelo, especialmente cuando el incendio es de baja intensidad (Rashid, 1987; Díaz-Fierros *et al.*, 1982) e incluso se ha observado que existe un incremento a varios centímetros de la superficie (Christensen y Muller, 1975; Stock y Lewis, 1986; DeRonde, 1990). En otros casos no se observan variaciones en el contenido de N total (Jurgensen *et al.*, 1981; Kovacic *et al.*, 1986; Giovannini y Lucchesi, 1997)

En general, inmediatamente tras el impacto del fuego, a pesar de la rápida combustión y mineralización de la materia orgánica y la pérdida del nitrógeno por volatilización, hay un incremento significativo de las formas minerales de nitrógeno, especialmente de  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_3^-$ , debido principalmente a los procesos de mineralización de la materia orgánica, a la disminución de la absorción por las plantas y a los cambios en la actividad microbiana.

Numerosos estudios revelan la existencia de un notable incremento de los niveles de  $\text{N-NH}_4^+$  en suelos que han sufrido el impacto del fuego y en muchos casos su incremento es inmediato (Christensen, 1973; Russell *et al.*, 1974; Viro, 1974; DeBano *et al.*, 1979ab; Jurgensen *et al.*, 1981; Giovannini y Lucchesi, 1993). Russell *et al.* (1994) observan que se produce una liberación de  $\text{N-NH}_4^+$  cuando el complejo arcillo-húmico se calienta por encima de los  $100^\circ\text{C}$ , pero cuando la temperatura asciende a  $200^\circ\text{C}$ , un tercio del amonio que forma parte de este complejo arcillo-húmico se volatiliza. Pero, por otra parte, existe otro mecanismo que opera simultáneamente, en el que el ion amonio liberado durante este proceso puede fijarse en las nuevas superficies de las partículas de arcilla, que quedan expuestas como consecuencia de la combustión de la materia orgánica, la cual se inicia a temperaturas

superiores a los 210°C (Giovannini y Lucchesi, 1997).

Experimentos de laboratorio muestran que el contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  aumenta notablemente cuando el tratamiento térmico supera los 220°C, a partir de esta temperatura se observa una paulatina tendencia de disminución y a partir de los 460°C apenas es detectable (Giovannini *et al.*, 1990ab). Estas variaciones del amonio como consecuencia directa del calentamiento del suelo, sin que exista una incorporación de cenizas, sugieren que el  $\text{N-NH}_4^+$  se libera por intensificación de los procesos físico-químicos, que se manifiestan en la descomposición de N contenido en la materia orgánica y en la liberación del  $\text{N-NH}_4^+$  de los minerales del suelo (Arefyeva y Kolesnikov, 1964), y que su disminución a temperaturas más altas es debida, bien a la fijación sobre partículas de arcilla, o bien a su volatilización (Giovannini *et al.*, 1990). Este punto de vista está apoyado por el hecho de que las altas temperaturas pueden eliminar los organismos responsables de la amonificación pero aumentan el contenido en  $\text{N-NH}_4^+$  (Arefyeva y Kolesnikov, 1964).

Varios estudios muestran que el contenido en  $\text{N-NO}_3^-$  no incrementa directamente como consecuencia de la quema, sino que su aumento tiene lugar al cabo de cierto tiempo, generalmente pocos meses después del incendio, cuando el suelo recibe las primeras lluvias (Christensen, 1973). El incremento del pH que se observa normalmente en los suelos incendiados, junto con un aumento generalizado de la fertilidad del suelo, así como de su temperatura, debido a una mayor absorción de la radiación solar por el ennegrecimiento de la superficie del suelo, favorecen el crecimiento de la actividad microbiana, si además las condiciones de humedad son óptimas y, consecuentemente, se aceleran los procesos de mineralización y nitrificación (Christensen, 1973; Christensen y Muller, 1975; Dunn y De Bano, 1977).

Wienhold y Klemmedson (1992) observan una disminución del contenido en  $\text{N-NO}_3^-$  entre 2 y 3 veces con respecto a los niveles antes de la quema. Resultados similares han sido observados por Díaz-Fierros *et al.* (1990). Otros autores citan que las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  se incrementan inmediatamente tras el paso del fuego, debido probablemente a la oxidación de compuestos nitrogenados (Lewis, 1974; Mroz *et al.*, 1980), mientras que otros no observan variaciones significativas (Christensen, 1973; Dunn y DeBano, 1977; DeBano *et al.*, 1979a; Prieto-Fernández *et al.*, 1993).

Las bacterias nitrificantes tienen las paredes celulares finas y mueren entre los 53 y 58°C (Gibbs, 1919), pero algunos organismos amonificadores poseen paredes más gruesas o pueden esporular y sobrevivir hasta los 100°C (Shing y Kanehiro, 1970). De esta forma, los organismos nitrificantes mueren durante la esterilización parcial por el calor, pero los amonificadores sobreviven en número moderado, y pueden dar lugar a la acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  (Raison,

1979). Los períodos de inhibición de la nitrificación dependen de la severidad del incendio y de las subsecuentes condiciones ambientales del suelo (Raison, 1979).

El incremento en la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$ , junto con la recuperación de las poblaciones microbianas del suelo, origina la formación de elevadas concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en los meses siguientes al incendio, de modo que se favorece la acumulación de nitrógeno disponible para el restablecimiento de la vegetación en áreas incendiadas (Christensen, 1977; Dunn et al., 1979; Kovacic et al., 1986).

#### 5.4 FOSFORO

El fósforo también se considera un nutriente limitante en la mayoría de suelos de zonas mediterráneas, no porque sus concentraciones sean bajas, las cuales en términos absolutos son elevadas si se tienen en cuenta las necesidades de la vegetación, sino debido a su baja disponibilidad. Los niveles de fósforo también se ven afectados por el impacto del fuego, pudiendo existir pérdidas por volatilización o bien se puede producir su incorporación al suelo.

En los ecosistemas de clima Mediterráneo las pérdidas de P después del fuego son muy variables. Se han observado pérdidas de sólo un 2% del P total en ecosistemas de chaparral (De Bano y Conrad, 1978), pérdidas moderadas de un 26% (Chapman, 1967) y pérdidas más elevadas en incendios de zonas con *Calluna* (Lloyd, 1971). En otro tipo de ecosistemas, como sabanas de pinos en el Sudeste de los Estados Unidos, se midieron unas pérdidas del 46% de P durante la combustión del sotobosque (Christensen, 1977).

La incorporación de fósforo al suelo tras el paso del fuego procede, fundamentalmente, de la liberación del fósforo inorgánico contenido en los tejidos vegetales, o bien de la adición al suelo del fósforo orgánico contenido en los restos orgánicos que permanecen parcialmente carbonizados. Esta incorporación depende en gran parte de la intensidad del incendio, de modo que se incorpora P orgánico e inorgánico en proporciones variables, aunque algunos autores citan que además del grado de intensidad, la época del año en la que tiene lugar el incendio también ejerce una influencia variable (Trabaud, 1983).

Los datos que se presentan en la bibliografía consultada, con respecto a los efectos del fuego en las concentraciones de P en los suelos, son muy diversos. Algunos autores citan que los incendios sólo afectan ligeramente a los niveles de P total (Trabaud, 1983), o en otros casos, que el contenido en P total no se ve afectado significativamente por los incendios forestales (Carballas et al., 1993), aunque se ha apreciado un cierto incremento en otros estudios (Kutieli y Naveh, 1987).

Los aportes de fósforo al suelo a partir de las cenizas después de un incendio pueden variar entre aproximadamente 3 kg ha<sup>-1</sup> después de fuegos de baja intensidad hasta 47 kg ha<sup>-1</sup> después de fuegos de intensidad alta (Raison *et al.*, 1990). Las temperaturas que se alcanzan sobre la superficie del suelo también afectan a las formas de P y a su disponibilidad. Los efectos combinados del calentamiento del suelo y del aporte de cenizas casi siempre dan lugar a incrementos en el contenido en P inorgánico extraíble en la superficie del suelo (Sertsu y Sánchez, 1978; Grove *et al.*, 1986). Las formas disponibles del P normalmente aumentan después del fuego (Viro, 1974; Christensen y Muller, 1975; Campbell *et al.*, 1977; Kutiel y Kutiel, 1989; Giovannini y Lucchesi, 1993) debido a la combustión de la materia orgánica y, por consiguiente, del P orgánico, y a la mineralización que tiene lugar como resultado de las altas temperaturas alcanzadas durante el incendio. Romanya *et al.* (1994) observaron que los niveles de P disponible aumentan en relación con el grado de intensidad del incendio y mencionan que siete meses después del fuego, la concentración de P inorgánico era mucho más elevada en los lugares donde persistía un lecho de cenizas procedentes de un fuego de alta intensidad que en aquellos puntos que habían sufrido una quema de baja intensidad y, a su vez, que en los suelos no quemados. Traub (1983) observa incrementos de P asimilable en suelos que han sufrido un incendio en la época otoñal, pero, en cambio, cuando el incendio tiene lugar en primavera apenas observa variaciones.

El efecto del fuego en el P orgánico se ha estudiado casi exclusivamente en el laboratorio y en incendios simulados, observándose una disminución de éste con la temperatura (Giovannini *et al.*, 1990a). El calentamiento promueve la mineralización del fósforo orgánico (Legg *et al.*, 1955) y una disminución continuada de esta forma de P acompañada de un incremento equivalente de su forma inorgánica (Giovannini, 1994). Este autor encontró que en suelos sometidos a un calentamiento superior a los 220°C aumentaba la disponibilidad del fósforo, pero a temperaturas superiores a 460°C, la forma orgánica desaparecía completamente y el fósforo sólo se presentaba en su forma inorgánica.

Giovannini y Lucchesi (1993) observaron que en un fuego experimental de alta intensidad se producía la mineralización del 62% del P orgánico y aumentaba un 37% la fracción disponible. Carballas *et al.* (1993) apreciaron que el contenido en P orgánico desaparecía casi completamente después del incendio en suelos húmidos ácidos forestales, debido al efecto de mineralización del fuego, y, como consecuencia, se producía un notable incremento del P inorgánico. No obstante, cuatro meses después del fuego, hallaron una apreciable inmovilización del P en sus formas orgánicas, acentuándose esta tendencia con el transcurso del tiempo.

## 5.5. EFECTOS DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO

La erosionabilidad del suelo depende básicamente de dos componentes - materia orgánica y tamaño de partículas- y dos propiedades del suelo - estructura e infiltración -. El impacto del fuego puede modificar éstas propiedades, que están relacionadas con la susceptibilidad del suelo a las fuerzas erosivas del agua.

### 5.5.1 Agregación y estructura del suelo

Los cambios producidos por el calor en la agregación de las partículas del suelo pueden ser debidos a la combustión de la materia orgánica, a cambios en la cristalinidad de los óxidos de hierro y aluminio, y a la descomposición de los carbonatos. Algunos autores señalan que la estabilidad de los agregados se favorece por el fuego (Díaz-Fierros *et al.*, 1987; Giovannini y Lucchesi, 1993), mientras que otros observan una ligera disminución (De Bano *et al.*, 1979a; Sanroque *et al.*, 1985, Greene *et al.*, 1990). La disminución en la estabilidad de los agregados después del fuego se ha atribuido a menudo a la combustión de la materia orgánica (De Bano *et al.*, 1979a; Giovannini *et al.*, 1987a). Soto *et al.* (1991) demuestra que en suelos donde la materia orgánica es el principal agente agregante, a temperaturas inferiores a 200°C se da un primer estadio en el cual el calentamiento del suelo favorece la estabilidad estructural, seguido por una fase de degradación creciente de la estructura a medida que se incrementa la temperatura. Respecto al incremento en la estabilidad de los agregados en relación con el calentamiento del suelo, Giovannini *et al.* (1988) hallaron un aumento progresivo en suelos con un contenido menor a 2.5% de materia orgánica, que atribuyeron a una reorganización y recristalización interna de los compuestos de hierro y aluminio. El incremento en la estabilidad de los agregados después del fuego puede explicarse por el aumento en la cohesión que los agregados individuales sufren con la temperatura, sobre todo los más ricos en arcilla (Kemper *et al.*, 1987), en óxidos de hierro y aluminio, y en carbonato cálcico (Giovannini *et al.*, 1988). El carbonato cálcico y otras sales solubles pueden precipitar después de la deshidratación promovida por el fuego, incrementando su cohesión y su resistencia al efecto del agua (Kemper *et al.*, 1987).

Varios autores han estudiado los cambios en la agregación del suelo durante períodos cortos de tiempo después del impacto del fuego. Molina *et al.* (1994) citan disminuciones significativas de la estabilidad de los agregados en suelos quemados, con valores mínimos en otoño-invierno y principios de primavera, las cuales están relacionadas con los periodos donde se concentran la mayor parte de las precipitaciones anuales y se dan los períodos de heladas

en la Comunidad Valenciana.

Andreu *et al.* (1997) estudiaron la evolución temporal de la estructura del suelo después de un incendio forestal en dos zonas con diferente posición fisiográfica, que habían sufrido un incendio de alta intensidad y presentaban el mismo tipo de suelo, vegetación y grado de pendiente. Observaron cambios en la macro y microestructura del suelo con diferencias claras en la distribución del tamaño de los agregados, junto con la existencia de variaciones temporales en la agregación en función de la posición fisiográfica. La intensidad del fuego afectó, principalmente, a la fracción de agregados con diámetro superior a 2 mm presente en los primeros 50 mm de la superficie del suelo. El efecto degradativo del calentamiento también se observó en el aumento de la fracción de agregados con diámetro inferior a 0.1 mm, la cual presentaba un mayor porcentaje en los suelos de la ladera con orientación sur. En el área con orientación norte se observó una recuperación substancial y gradual de la agregación principalmente en la fracción mayor a 5 mm de diámetro durante el período de estudio. Por otro lado, en la vertiente sur sólo se observó un ligero incremento en la agregación, fundamentalmente en la fracción menor a 0.1 mm. Además, también observaron diferencias en los valores de cohesividad y de compactación, que eran menores en los suelos en solana.

Otro posible efecto del fuego relacionado con la agregación es su influencia en los procesos de floculación-dispersión de las arcillas, como consecuencia del lavado de las cenizas (Giovannini y Lucchesi, 1993, Díaz-Fierros *et al.*, 1994). Estudios sobre la composición química del lixiviado de las cenizas, ponen de manifiesto la predominancia de los cationes divalentes y del potasio, que se comportan como agentes floculantes (Grier, 1975; Raison y McGarity, 1980). Estudios llevados a cabo por Holcomb y Durgin (1979) y por Giovannini y Lucchesi (1993) usando simuladores de lluvia, muestran una reducción en las tasas de erosión en las parcelas tratadas con una solución proveniente del lavado de cenizas, lo que puede atribuirse a la floculación de la fracción arcilla inducida por el efecto de dicha solución. Estos autores observaron que la solución alcalina obtenida del lavado de las cenizas, podía dispersar las partículas de suelo en las primeras seis horas del experimento, pero cuando el tiempo de reacción aumentaba, el lixiviado de las cenizas promovía la agregación de las partículas de arcilla más finas en partículas de tamaño limo.

### 5.5.2. Hidrofobicidad e infiltración

Como consecuencia de las temperaturas que afectan a la superficie del suelo, y más concretamente a las propiedades de la materia orgánica, se puede producir un aumento de la hidrofobicidad en los horizontes superficiales del suelo, así como una reducción de la



capacidad de infiltración, lo que contribuye a incrementar la escorrentía superficial (Imeson et al., 1992). Los incendios de alta intensidad, generalmente, provocan una disminución de la infiltración y de la capacidad de retención de agua, mientras que en fuegos de moderada intensidad, la infiltración, así como la interceptación de la lluvia por la vegetación, disminuyen, pero aumenta la capacidad de retención de agua. Algunos investigadores han observado que la acción del fuego disminuye significativamente la infiltración y aumenta la escorrentía y la pérdida de suelo (Coelho et al., 1990; McNabb y Swanson, 1990), mientras otros indican que tanto la escorrentía como la erosión aumentan ligeramente inmediatamente después del fuego pero vuelven a los niveles anteriores al fuego después de escasas semanas (Díaz-Fierros et al., 1990). Otros autores observan que la capacidad de infiltración alcanza valores muy altos inmediatamente después del fuego, cuando la superficie del suelo está seca, desprovista de vegetación y sus propiedades se han visto alteradas debido a la acción de la capa de cenizas (Calvo y Cerdá, 1994). Bajo estas condiciones, sólo intensidades de lluvia muy elevadas pueden generar flujo *hortoniano* a escala de parcela (Calvo y Cerdá, 1994).

En algunos casos, la existencia de la capa hidrófoba después del fuego puede tener consecuencias importantes en las pérdidas de suelo. Giovannini (1994) explica el proceso del siguiente modo: "Esta situación aparece más acentuada en suelos situados en pendientes escarpadas, donde la capa hidrófoba permite que la lluvia infiltre sólo hasta una profundidad limitada antes de que el frente de agua alcance esta capa hidrófoba. Cuando se impide la penetración del agua, o se retarda ésta temporalmente, la fina capa de suelo humectable se satura. El agua entonces fluye lateralmente y arrastra parte de la capa superior de suelo humectable junto con alguna porción de la capa hidrofóbica subyacente". En algunos casos, este mecanismo puede explicar la aparición de movimientos en masa y la solifluxión que aparecen en algunas áreas tras el incendio (Wells, 1981).

La capacidad de infiltración del agua está determinada por la estructura del suelo y, en los casos en que se produzca, por la hidrofobicidad del suelo. Muchos autores basan la disminución en la capacidad de infiltración como resultado de la acumulación de sustancias hidrófobas después del fuego (De Bano et al., 1979ab; De Bano, 1971; Savage, 1974; McNabb et al., 1989). Algunos estudios emplean la conductividad hidráulica como variable para medir los cambios en la capacidad de infiltración. El fuego produce una disminución en la conductividad hidráulica del suelo (Greene et al., 1990; Díaz-Fierros et al., 1990; Martínez-Fernández y Díaz Pereira, 1994), que puede ser atribuida a la alteración de la estructura del suelo y a la obstrucción del sistema poroso como consecuencia de la adición de cenizas, junto con la liberación de partículas de tamaño arcilla debido a la rotura de los agregados por el impacto de las gotas de lluvia (De Bano, 1971; Dyrness, 1976; Mallik et al., 1984; Coelho et

al., 1990), y además a una disminución del volumen de poros en la superficie del suelo, debido a la combustión de la materia orgánica. En incendios de baja intensidad no se observan estos efectos, de modo que los valores de la conductividad hidráulica no difieren de los observados en las zonas no quemadas (Hudson et al., 1983; Imeson et al., 1992).

## 6. PÉRDIDAS DE NUTRIENTES EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

Los incendios forestales, en la mayoría de casos, pueden dar como resultado una pérdida neta de nutrientes en los ecosistemas. Al menos cinco mecanismos intervienen de forma directa en estas pérdidas: (1) oxidación de compuestos a su forma gaseosa (gasificación); (2) vaporización de compuestos que son sólidos a temperatura normal; (3) convección de las partículas de ceniza en corrientes generadas por el fuego; (4) lavado de los iones en solución fuera del ámbito del suelo; (5) aceleración de los procesos de erosión después del fuego (Binkley y Christensen, 1991). La importancia relativa de estos mecanismos varía en función de cada nutriente y es consecuencia de las variaciones en la intensidad del fuego, el suelo y la topografía, y las pautas climatológicas.

Los procesos de volatilización dependen directamente de la temperatura del fuego. El nitrógeno y el carbono se volatilizan a temperaturas relativamente bajas (alrededor de los 200°C). Sus pérdidas son a menudo elevadas y proporcionales al grado de combustión de la materia orgánica (White *et al.*, 1973; Grier, 1975; DeBano y Conrad, 1978; Boerner, 1982; Raison *et al.*, 1985; Gillon y Rapp, 1989). Datos obtenidos a partir de la combustión de diferentes tipos de biomasa, indican que las pérdidas de nitrógeno por volatilización durante incendios forestales son aproximadamente de 6 kg.Mg<sup>-1</sup> de combustible consumido (DeBano y Conrad, 1978; Binkley y Christensen, 1991). Las pérdidas anuales de nitrógeno en fuegos de chaparral pueden variar entre aproximadamente 0.12 a 12 ha kg<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Christensen, 1994). Estas pérdidas de nitrógeno son del mismo orden de magnitud que los aportes anuales de nitrógeno por las precipitaciones (Boring *et al.*, 1988).

Generalmente, las pérdidas por volatilización de fósforo, potasio, calcio, y otros cationes son menores, ya que sus temperaturas de volatilización son superiores a 500°C (White *et al.*, 1973). El fósforo inorgánico y el potasio se volatilizan a partir de 750°C (Gillon *et al.*, 1995). El magnesio y el calcio presentan unas temperaturas de volatilización superiores a los 1100°C y 1400°C, respectivamente (Gillon *et al.*, 1995). No obstante, se pueden perder grandes cantidades de estos cationes durante los incendios por convección de las cenizas, que son transportadas a distancias variables de las zonas incendiadas por las corrientes de aire (Boerner, 1982; Christensen, 1994; Gillon *et al.*, 1995). Las pérdidas por convección de las cenizas pueden ser importantes en ecosistemas donde el volumen de la biomasa se encuentra muy próxima a la superficie del suelo y el incendio tiende a ser de larga duración, de alta intensidad y afecta a la mayoría de los nutrientes almacenados en el sistema (Harwood y Jackson, 1975). En la Tabla 14 se presentan diferentes valores sobre las pérdidas por volatilización y convección de las cenizas en varios ecosistemas.

La magnitud de la pérdida de nutrientes por el transporte por convección de las cenizas dependerá de la dinámica del fuego y de la climatología, pero pueden ser de considerable importancia dadas las altas concentraciones de nutrientes contenidos en las cenizas. Este mecanismo da lugar a una redistribución de los cationes, desde las áreas quemadas a otras vecinas (Christensen, 1994). La importancia de este efecto es directamente dependiente de la escala. Por ejemplo, en una zona de pinar incendiado de Carolina del Sur (EEUU) la lluvia y la precipitación seca recogidas durante los primeros siete días posteriores a su incendio contenía el doble de iones que las mismas recogidas en una zona cercana no quemada de similares características (Lewis, 1974). Así, parte de la ceniza perdida por convección puede, más tarde, depositarse en el mismo lugar o en sitios próximos (Boerner, 1982).

Tabla 14. Porcentajes de pérdida de nutrientes a partir de la vegetación y del mantillo hacia la atmósfera mediante procesos de volatilización y convección de cenizas durante incendios forestales en distintos ecosistemas

Ecosistema	N	P	K	Ca	Mg	Referencia
<b>Matorral</b>						
1.	39	1	16	2	-	DeBano & Conrad, 1978
2. ‡	100	3	12.5	3	4.5	Allen, 1964
3.	96	0	54	36	59	Arianoutsou y Margaris, 1981
<b>Bosques</b>						
1.	70	46	46	15.5	13.5	Christensen, 1977
2.	33.3	-	-	-	-	Wells, 1971
3. †	-	10	9	17	17	Harwood & Jackson, 1975
4.	39	-	35	11	15	Grier, 1975
5.	62	-	-	-	-	DeBell y Ralston, 1970
6.	64	-	-	-	-	Knight, 1966
<b>Praderas</b>						
1.	73	25, 39	39, 45	9, +1	-	Lloyd, 1971
2.	36	-	-	-	-	Sharrow y Wright, 1977

‡ Valores medios obtenidos en condiciones de laboratorio a 500° y 900°C

† Los autores consideran el incendio de baja intensidad debido a la elevada humedad

Fuente: Boerner, 1982 y Arianoutsou y Margaris, 1981

La ceniza que queda en el suelo puede redistribuirse horizontalmente por la acción del viento o por procesos de erosión hídrica superficial, o bien en profundidad, mediante procesos de lavado (Boerner, 1982). Las condiciones climáticas, particularmente el tiempo que tardan en aparecer las primeras lluvias, determinan la importancia de una u otra vía (Boerner, 1982). La magnitud de las pérdidas por lixiviación depende de: la disponibilidad de los nutrientes; las pautas de adsorción/retención por las plantas que sobreviven o que germinan; la capacidad de adsorción del mantillo, del humus y del suelo; de la evapotranspiración en las áreas post-incendiadas (Christensen, 1975) y de la tasa de infiltración. En general, las características de adsorción de los cationes y aniones del suelo minimizan la magnitud de sus pérdidas por

lavado. Grier (1975) observó que la mayoría de los cationes y aniones que se liberan de las cenizas es retenida en los 20 cm superficiales del suelo.

La escorrentía y la erosión arrastran cantidades importantes de nutrientes, especialmente en áreas con fuertes lluvias estacionales, como ocurre en las zonas de clima Mediterráneo. Andreu *et al.* (1994) evaluaron los efectos a largo plazo de la pérdida de nutrientes a través del transporte de sedimentos por las aguas de escorrentía durante episodios de lluvia muy intensas en dos parcelas experimentales (una sin vegetación y otra con una vegetación natural de matorral en regeneración después de un incendio). Observaron que las menores pérdidas de nutrientes correspondían a la parcela con vegetación natural, debido al efecto de fijación potencial de estos componentes por la vegetación. Además, en la parcela sin vegetación, las formas minerales de fósforo y nitrógeno se encontraban en mayor proporción que en la parcela con vegetación. La ausencia de vegetación, que promueve la fijación y absorción de estos nutrientes, junto con su alta movilidad, favorece su arrastre por escorrentía, por lo que el agua de escorrentía y los sedimentos se enriquecían notablemente en estos elementos.

Otro nutriente de considerable importancia es el ion  $\text{NO}_3^-$ , el cual presenta una elevada movilidad. Esta característica, junto con el hecho de que al cabo de un tiempo variable después del fuego frecuentemente se aceleran los procesos de nitrificación, puede dar lugar a la existencia de considerables pérdidas en las reservas de nitrógeno del suelo a través de procesos de lixiviación (Tiedemann *et al.*, 1978). En algunos ecosistemas de chaparral tales pérdidas son equivalentes a un 0.5% del nitrógeno total del suelo (Longstreth y Patten, 1975; DeBano y Conrad, 1978), las cuales pueden ser mayores en suelos de textura gruesa o en aquellos donde ha habido una pérdida considerable de materia orgánica.

Los nutrientes que no se pierden a través de los mecanismos descritos anteriormente, quedan disponibles para ser utilizados por la vegetación. En ecosistemas con limitaciones de nutrientes, el grado de recuperación de la biomasa dependerá, en parte, del ritmo en el que los nuevos aportes de nutrientes a través de la lluvia, la alteración del material originario, la actividad microbiana y los procesos de fijación biológica, reemplacen sus pérdidas (Raison *et al.*, 1985; Boerner, 1982).

## 7. RELACIÓN ENTRE LA EROSIÓN HÍDRICA DEL SUELO Y LOS INCENDIOS FORESTALES

La cubierta vegetal es un factor clave en el control de la escorrentía superficial y de la erosión. La desaparición de esta cubierta a causa de los incendios forestales, junto con el tipo de suelo, la pendiente y la intensidad del incendio, tienen efectos variables sobre la capacidad de infiltración, la generación de escorrentía superficial y la pérdida de suelo. El efecto del fuego en la erosión del suelo depende además de las características intrínsecas del episodio de lluvia, tales como su intensidad y su duración. Este último factor tiene una importancia relevante en el área mediterránea, donde el mayor número de incendios ocurre en verano y las precipitaciones se concentran principalmente en otoño.

El incremento de los procesos de erosión hídrica es uno de los efectos más conocidos del fuego en los ecosistemas Mediterráneos, los cuales pueden intensificarse después del fuego en laderas con fuertes pendientes como consecuencia de los cambios sufridos en la vegetación, en las características del suelo, en la hidrología y en los procesos geomorfológicos (Swanson, 1981; Sanroque *et al.*, 1985). La cantidad real y la duración de estos cambios en las tasas de erosión varían ampliamente de unas zonas a otras como consecuencia de la intensidad del fuego, de la capacidad de infiltración del suelo, de la topografía, del clima y de las pautas de recuperación de la vegetación (Binkley y Christensen, 1991). Muchos de los mecanismos implicados en los procesos de erosión hídrica son comunes a los distintos tipos de ecosistemas terrestres, pero, en cada área, su clima específico y otros factores como el impacto de la actividad humana, determinan la intensidad, consecuencias y predominio de algunos mecanismos en el proceso global de la erosión (Rubio y Calvo, 1996).

La superficie del suelo queda expuesta al impacto de la energía cinética de las gotas de lluvia como consecuencia de la pérdida del mantillo y de la cubierta vegetal, lo que favorece, generalmente, la formación de flujos de agua superficiales cuando se supera la capacidad de infiltración del suelo. Además, la generación de escorrentía superficial está favorecida por los cambios de las propiedades físicas e hidrológicas en los suelos de áreas incendiadas, como son principalmente, la disminución de la conductividad hidráulica (Mallik *et al.*, 1984; McNabb *et al.*, 1989; Coelho *et al.*, 1990), la formación de una capa hidrófoba (McNabb *et al.*, 1989; De Bano, 1981), y los cambios en la capacidad de retención de agua del suelo (Martínez, 1988; Soto, 1993). Los efectos del impacto de las gotas de lluvia pueden verse atenuados por la deposición de cenizas y restos vegetales después del fuego (Connaughton, 1935; White y Wells, 1981).

El aumento de escorrentía superficial tiene como consecuencia el incremento de los procesos de erosión laminar y en surcos, así como puede facilitar la soliflucción (Swanson, 1981;

Wells, 1987). Este arrastre de las capas superficiales del suelo es responsable en gran parte del carácter indiferenciado de los suelos en pendientes acentuadas en áreas de clima mediterráneo. En estas zonas, como consecuencia de las fuertes lluvias que generalmente se concentran después de los períodos secos, la capacidad de la infiltración y almacenamiento de agua en estos suelos, en muchos casos poco profundos, se ve excedida fácilmente, generándose importantes flujos de escorrentía de alta energía debido a las características del relieve. La elevada energía de estos flujos es uno de los factores que más han incidido en la morfología de los ambientes mediterráneos. Este hecho se intensifica debido a la abundancia de litologías calcáreas, relieves abruptos, suelos esqueléticos y afloramientos rocosos (Rubio y Calvo, 1996).

Diferentes estudios han tratado de cuantificar el incremento en las pérdidas de suelo después de incendios forestales en áreas de clima Mediterráneo (Sanroque y Rubio, 1982; Sanroque *et al.*, 1985; Calvo y La Roca, 1988; Díaz-Fierros *et al.*, 1990; Cerdá y Calvo, 1991; Giovannini y Lucchesi, 1993; Kutiel *et al.*, 1995; Soto *et al.*, 1995; Andreu *et al.*, 1996a). Los resultados observados presentan gran variabilidad debido a los distintos grados de intensidad de fuego alcanzados, tipos de suelo, pendiente del terreno y también en función de la metodología empleada para llevar a cabo el estudio, aunque en general se observa un incremento en la producción de escorrentía y en la tasa de pérdida de suelo tras el impacto del fuego.

Con el fin de evaluar las variaciones inducidas por incendios forestales y de matorral, se han llevado a cabo estudios a diferentes escalas, desde microparcels (Calvo y Cerdá, 1994; Kutiel *et al.*, 1995) y parcelas experimentales de diferentes tamaños (Giovannini y Lucchesi, 1993; Soto *et al.*, 1994, Soto *et al.*, 1995; Soler *et al.*, 1994), hasta microcuencas (Andreu *et al.*, 1996a) y grandes cuencas (Wells, 1987).

En microparcels situadas en zonas quemadas se ha observado que en algunos casos no existen diferencias estadísticamente significativas entre el volumen de escorrentía generado en las parcelas quemadas y en las control (Da Silva, 1990). Calvo y Cerdá (1994) muestran que, en experiencias llevadas a cabo mediante simulación de lluvia, después del fuego la concentración de sedimentos oscilaba entre 4.7 g l<sup>-1</sup> para las parcelas situadas en la parte alta de la ladera y 0.52 g l<sup>-1</sup> en las ubicadas en el fondo del valle, y al cabo de un año la erosión y la concentración de sedimentos eran considerablemente menores (entre 1.4 y 0.22 g l<sup>-1</sup>). Cerdá (1998), en una experiencia realizada con simulador de lluvia en zonas incendiadas de matorral mediterráneo, observó que la escorrentía generada decreció de un 45% seis meses después del incendio a un 6% al cabo de un año y medio.

Hudson *et al.* (1983) en parcelas experimentales de 10 x 1 m, en pendientes comprendidas entre 10° y 40°, apreciaron un incremento en la pérdida de suelo en las parcelas

quemadas, que era del orden de 2.5 a 60 veces mayor respecto al observado en las parcelas control; en dichas parcelas quemadas los porcentajes de escorrentía eran del 5.03% mientras que en las control presentaban valores medios de 1.7%, y dichas diferencias se mantuvieron durante un periodo de tiempo de hasta dos años después del fuego. De Bano et al. (1979b) también observaron claras diferencias entre la producción de escorrentía y de sedimentos en parcelas experimentales situadas en una zona de chaparral incendiada y parcelas con vegetación con distintas pendientes. Así, cuando la pendiente era del 20%, la producción de escorrentía fue de 0.45 l m<sup>-2</sup> en la parcela control y 58.4 l m<sup>-2</sup> en la quemada, y la pérdida de suelo fue de 2848 kg ha<sup>-1</sup> en esta parcela, mientras que en la control era inapreciable. Si la pendiente era de un 50%, estos valores se incrementaban notablemente, con una producción de escorrentía de 2.4 y 78.6 l m<sup>-2</sup> en la parcela con vegetación e incendiada, respectivamente, y con unas pérdidas de suelo de 211 kg ha<sup>-1</sup> frente a 7340 kg ha<sup>-1</sup> en la parcela quemada.

Soto et al. (1994), en parcelas experimentales de 4 x 20 m con una pendiente media del 30% y dominadas por una vegetación de matorral de *Ulex europaeus*, registraron que, durante el primer y segundo año tras el incendio experimental, tanto los valores del coeficiente de escorrentía como la producción de sedimentos fueron mayores en las parcelas quemadas con moderada y baja intensidad que en las control. Terry (1994) estudió las consecuencias erosivas de un incendio y de las posteriores prácticas de gestión de dichas áreas post-incendiadas en bosques de pinos y eucaliptos, empleando para dicho estudio parcelas experimentales de 8 x 2 m. Observó que en el suelo incendiado seguido de prácticas de aclareo se producían notables pérdidas de suelo (118 g m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>); el laboreo para plantar nuevos árboles causaba la mayor tasa de erosión con 4147 g m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>; mientras que en las zonas donde se producía la regeneración natural del bosque, la tasa de erosión era menos elevada y al cabo de 3-4 años después del fuego disminuía hasta presentar valores entre 2 y 12 g m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>.

Soler et al. (1994) observaron que la escorrentía generada en una parcela experimental incendiada era 5.6 veces mayor que en una parcela aclarada de vegetación y 14.6 veces superior a la observada en una parcela de bosque no perturbado; y la producción de sedimentos en la parcela quemada era 8.4 veces mayor que en la aclarada y 16.4 veces superior que en la de bosque. Vega et al. (1983) en parcelas de 40 x 10 m con una pendiente del 18% que habían sufrido un fuego de alta intensidad, señalan que la tasa de escorrentía pasaba de ser del 0.86% antes de la quema al 6.79% después del fuego y la tasa de pérdida de suelo en este caso fue de 21.6 Tm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Soler (1991), en parcelas experimentales abiertas, cuantificaron una producción de escorrentía del orden de 16 veces superior en las parcelas quemadas que las que mantenían la vegetación, y la tasa de pérdida de suelo fue, respectivamente, del orden de 0.22 y 0.02 Tm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.



Wright *et al.* (1976) en microcuencas de superficie entre 200 y 2000 m<sup>2</sup> y pendientes medias del 45%, que habían sufrido un incendio forestal, observaron incrementos en el volumen de escorrentía entre 0.25 y 5 mm, durante los dos años posteriores al incendio, con respecto a cuencas de características similares que mantenían la cobertura vegetal, cuando el volumen de las precipitaciones oscilaba entre 10 y 20 mm.

Andreu *et al.* (1996a) estudiaron el impacto de diferentes intensidades de fuego en la producción de escorrentía y pérdida de suelo en varias microcuencas, durante un periodo de 14 meses después del incendio. Se establecieron estaciones de control de erosión tanto en zonas quemadas como no afectadas cubriendo diferentes sustratos (argilitas, areniscas, calizas, dolomias), e intensidades del fuego diferentes (bajas, moderadas y altas). La producción de escorrentía y sedimento mostraron comportamientos similares en las diferentes estaciones, excepto en las áreas quemadas con intensidad alta, las cuales presentaron los valores más elevados (escorrentía total de 224.58 litros y pérdida de suelo de 11.10 T ha<sup>-1</sup>). La erosión era muy intensa en los periodos iniciales después del fuego, pero la generación de escorrentía y la producción de sedimentos presentaban una tendencia decreciente y se estabilizaban con el tiempo.

Wells (1984) en tres cuencas de alrededor de 150 ha con pendientes pronunciadas, aproximadamente del 70%, observaron que la tasa media de pérdida de suelo durante un periodo de 16 años era de 1.4 mm año<sup>-1</sup>, pero tras sufrir un incendio, dicho valor pasó a ser de 11 mm año<sup>-1</sup> durante un periodo de seis años tras el paso del fuego. Helvey *et al.* (1985) en una cuenca afectada por un incendio de alta intensidad, observaron un fuerte incremento en la producción de sedimentos durante el primer año tras el incendio, con valores entre 8 y 10 veces superiores que los cuantificados antes de este. Shakesby *et al.* (1989) no observaron diferencias en las tasas de pérdida de suelo entre zonas incendiadas y sus homólogas con vegetación.

Sanroque *et al.* (1985), evaluaron las pérdidas de suelo por erosión hídrica, mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, en tres zonas forestales afectadas por incendios en la provincia de Valencia, y establecieron una comparación con áreas próximas de similares características que no se vieron afectadas por el fuego. Observaron que la erosionabilidad del suelo (factor K de la USLE) se incrementó después del fuego en las tres zonas incendiadas, hecho que atribuyeron a la destrucción de la materia orgánica. En estas zonas, las pérdidas de suelo por erosión hídrica experimentaron un notable incremento. Mientras que en las áreas control, los valores obtenidos fueron 0.4, 0.9 y 2.3 Tm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; en las zonas incendiadas estos valores pasaron a ser de 16.7, 38.2 y 75.9 Tm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente.

En general se observa que en la mayoría de los casos, la producción de escorrentía y la dinámica erosiva se aceleran después de un incendio, pero la alteración de estos procesos solo dura unos pocos meses. Este fenómeno se ve condicionado por factores como el tipo de suelo, la topografía, el tipo de fuego y la intensidad de la lluvia. En general, la incidencia de intensidades de fuego altas da lugar a un incremento en los procesos de erosión hídrica debido principalmente a la degradación de la cubierta vegetal, y a la disminución del contenido en materia orgánica, que se ve fuertemente afectada en este tipo de fuegos, lo que favorece también la destrucción de los agregados del suelo (Chartres y Mucher, 1989). El estudio de la evolución temporal de la pérdida de suelo en áreas quemadas muestra que el período crítico durante el cual se producen las mayores pérdidas de suelo es el de los primeros meses inmediatamente después del fuego. Después de este período, se van reduciendo progresivamente las pérdidas y se alcanza una cierta estabilización con el tiempo, salvo en el caso de que incidan episodios de lluvia de alta intensidad.



### **III. MATERIAL Y MÉTODOS**

1. Diseño experimental
2. Descripción de las zonas de estudio
  - 2.1 Características generales de las zonas experimentales de La Concordia y Porta-Coeli
  - 2.2 Historia de usos del suelo en las áreas de La Concordia y Porta-Coeli
  - 2.3 Estudios previos para la selección y el establecimiento de las parcelas experimentales. Vegetación y suelos
  - 2.4 Muestreo de suelos
  - 2.5 Equipamiento y características de las parcelas experimentales para el estudio de la influencia del fuego en los procesos de erosión hídrica
    - La Concordia
    - Porta-Coeli
3. Experiencia de mufla. Calentamiento artificial del suelo
4. Sistemas empleados para medir la intensidad del fuego y las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo durante los incendios experimentales
  - 4.1. Medidas de intensidad y temperaturas. Ensayos de laboratorio
    - 4.1.1. Pinturas termosensibles
    - 4.1.2. Termopares
    - 4.1.3. Recipientes de evaporación
  - 4.2. Instalación y distribución de los sistemas de medida de intensidad y temperaturas en las zonas experimentales
    - 4.2.1. Estación experimental de La Concordia
    - 4.2.2. Estación experimental de Porta-Coeli
  - 4.3. Análisis de los datos obtenidos con las pinturas termosensibles. Métodos estadísticos
    - 4.3.1. Estadística paramétrica
    - 4.3.2. Análisis geoestadístico
5. Determinaciones analíticas
  - 5.1. Análisis de cenizas
  - 5.2. Análisis de suelos
  - 5.3. Análisis de sedimentos
6. Análisis estadístico de los datos correspondientes a las propiedades químicas del suelo y a los episodios erosivos



## 1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Para alcanzar los objetivos propuestos se ha realizado el siguiente diseño experimental, que comprende principalmente una fase de trabajo de campo y otra de laboratorio, con el consiguiente análisis y evaluación de los datos obtenidos.

El trabajo de campo se ha basado en el estudio de la distribución espacial de diferentes parámetros edáficos relacionados con la fertilidad de los suelos, y de su evolución temporal. El trabajo se ha fundamentado en la utilización de parcelas experimentales de similares características, en dos áreas de la Comunidad Valenciana.

En el área de La Concordia se han establecido nueve parcelas experimentales, que se dividieron en tres bloques de tres parcelas asignándose a cada uno de ellos un tratamiento de intensidad de fuego al azar. Este diseño ha permitido disponer de tres repeticiones por cada uno de los tratamientos de fuego, con la finalidad de poder comparar las variaciones de los parámetros anteriormente citados entre parcelas no quemadas y quemadas. Además, el uso de fuegos experimentales permite el conocimiento de las condiciones del suelo y de la vegetación antes del incendio y, así, obtener una apreciación más precisa de la evolución de estas condiciones después del impacto térmico.

Para conseguir las diferentes intensidades de fuego, en las experiencias de campo, se ha incidido en una de las variables de mayor influencia sobre ellas: la cantidad de biomasa. Tras realizar un estudio de la vegetación (composición florística, número de individuos, cantidad de biomasa, etc.) en cada una de las parcelas (véase epígrafe 1 del Capítulo Resultados y Discusión), se adicionaron diferentes cantidades de biomasa de modo que:

- a las parcelas 1, 4 y 8 se les adicionó 4 kg m<sup>-2</sup> de biomasa (Tratamiento: T1),
- a las parcelas 2, 6 y 7 se les adicionó 2 kg m<sup>-2</sup> de biomasa (Tratamiento: T2),
- las parcelas 3, 5 y 9 les correspondió por sorteo al azar el tratamiento control y permanecieron sin quemar (Tratamiento: T3).

La biomasa añadida a cada una de las parcelas se obtuvo del desbroce de los alrededores de cada una de ellas, junto con astillas de pino de diámetro variable (entre 1 y 3 cm) y de una longitud aproximada de 1 m. Dicha biomasa se pesó y se adicionó al día previo a las quemaduras y se intentó distribuirla lo más homogéneamente posible.

El estudio del efecto del fuego sobre las propiedades químicas del suelo se ha abordado desde tres puntos de vista. En primer lugar se ha estudiado los efectos inmediatos producidos por diferentes intensidades de fuego sobre las siguientes

propiedades del suelo: pH, conductividad eléctrica, carbonatos totales, bicarbonatos solubles, nitrógeno total, nitrógeno mineral (amoniaco y nítrico), fósforo asimilable, capacidad de intercambio catiónico y bases de cambio (Na, K, Ca y Mg).

En segundo lugar se ha realizado un seguimiento de la evolución temporal de las propiedades químicas del suelo en los grupos de parcelas sometidas a diferentes intensidades de fuego y en las parcelas control. Para ello se han realizado muestreos de suelo estacionales, hasta un año después del incendio.

En tercer lugar, se ha estudiado la distribución y la variabilidad espacial de estas propiedades químicas antes y después del impacto del fuego. Para ello se ha empleado una nueva instalación experimental en (Porta-Coeli, Serra), de la cual se ha seleccionado una parcela que presentaba una vegetación de matorral mediterráneo típico, en regeneración hacia pinar.

Mientras que en las parcelas experimentales de La Concordia, se han adicionado diferentes cantidades controladas de biomasa, con el fin de obtener diferentes intensidades de fuego, en la parcela de Porta-Coeli el incendio experimental se realizó únicamente con la vegetación natural presente en aquel momento.

En ambas localidades, para conseguir una visión más completa de las variaciones en las propiedades químicas del suelo antes y después del fuego, y de la influencia que ejerce la distribución en mosaico de la vegetación, los muestreos de suelo se han realizado en microambientes distintos (bajo planta y suelo desnudo).

Todas las parcelas, en ambas zonas experimentales, se equiparon con dispositivos de recogida de sedimentos y aguas de escorrentía para conocer y cuantificar las pérdidas de suelo tanto en las parcelas quemadas como en las control, así como para obtener información sobre el efecto del impacto del fuego en la distribución temporal de las pérdidas de suelo y de nutrientes debidas a los procesos de erosión hídrica.

En la fase de laboratorio, se ha sometido al suelo a distintos rangos de temperaturas para conocer los cambios en las propiedades químicas inducidos únicamente por la temperatura y no por la incorporación de cenizas u otros efectos que puedan ejercer influencia sobre ellas.

Además se han realizado las correspondientes determinaciones analíticas de las propiedades de los suelos anteriormente enumeradas, así como se han llevado a cabo diferentes ensayos para comprobar el correcto funcionamiento de los sistemas empleados para medir las temperaturas y los distintos grados de intensidad alcanzados en la superficie del suelo durante los incendios experimentales en ambas localidades.

## 2. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

### 2.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS EXPERIMENTALES

#### LA CONCORDIA

La zona de estudio está localizada a 50 km de la ciudad de Valencia en dirección noroeste. Se trata de un área forestal, denominada La Concordia, situada en la Partida del Corral de Ambrosio, en el término municipal de Liria (Valencia) (Figura 16), en terrenos cedidos por la Conselleria de Medio Ambiente. El área pertenece a la vertiente más occidental de la Sierra Calderona. Sus coordenadas son: 39°45' latitud N y 0°43' longitud W.

Para la caracterización climática del área de estudio se ha tomado como referencia la estación meteorológica más próxima, situada en la población de Casinos. La temperatura media anual es de 16.3°C y la precipitación es de 377 mm. La clasificación climática según el método de Thornthwaite (Tamés, 1949) indica que el tipo climático es semiárido (D), con escaso o ningún exceso de agua (d) y mesotérmico (valores altos de la eficacia térmica,  $B'_2$ ) y con valores bajos de eficacia térmica estival ( $a'$ ), donde el 48.70% de la evapotranspiración tiene lugar en verano. Según la clasificación de pisos bioclimáticos y ombroclimas de Rivas-Martínez (1981), pertenece al piso Mesomediterráneo inferior (el valor del índice de termicidad es 346) y presenta un ombroclima seco (precipitación anual 377 mm), aunque la temperatura media anual próxima a 17°C y la existencia de plantas características del piso Termomediterráneo (*Chamaerops humilis*) indican la presencia de este piso en el área de estudio.

En la Tabla 15 se muestra la ficha climática de la estación de Casinos y en la Figura 17 los diagramas climáticos de Gausson y Thornthwaite. La comparación de ambos diagramas muestra que los máximos de temperatura coinciden con los mínimos de precipitación en la época estival y mínimos en diciembre y enero. Hay dos máximos de precipitación, uno en mayo y otro en octubre. Por otro lado, cuando la precipitación supera a la evapotranspiración potencial (de octubre a marzo) existe un almacenamiento de agua en el suelo. Durante los dos meses siguientes, aunque la precipitación es inferior a la evapotranspiración, no se produce déficit de agua y la vegetación utiliza la que todavía está acumulada en el suelo. El periodo seco, coincidente con dicho déficit de agua en el suelo, va desde finales de mayo a finales de septiembre, y a partir de ese momento vuelve a producirse almacenamiento de agua en el suelo.



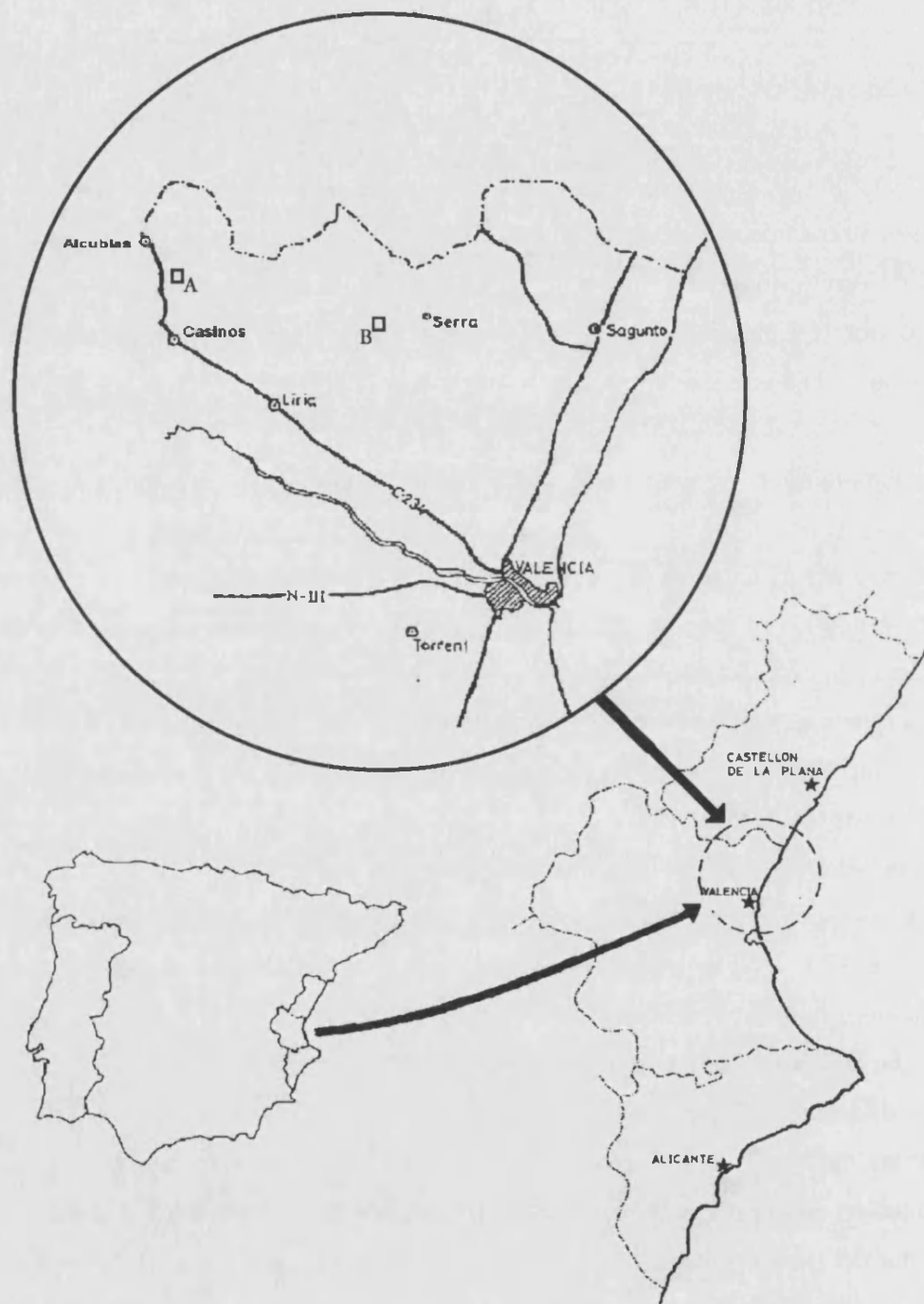


Figura 16. Localización de las estaciones experimentales de La Concordia (A) y de Porta-Coeli (B)

Tabla 15. Ficha climática de la estación termopluviométrica de Casinos

Longitud 39° 42' N  
 Latitud 0° 42' W  
 Altitud 313 m  
 Clasificación D d B'₂ a'

	EN	FE	MR	AB	MY	JN	JL	AG	SP	OC	NV	DC
Pp (mm)	22	25	27	29	43	26	6	28	35	74	26	36
Tm (°C)	9.1	10.4	12.8	14.8	18.3	20.6	24.8	25.8	21.2	16.7	12.2	9.2
Evt. potencial	18	22	39	54	88	109	151	152	95	58	29	17
Humedad	4	3	-12	-25	-45	-83	-145	-124	-60	16	-3	19
Reserva	36	39	27	2	0	0	0	0	0	16	13	31
Evt. real	18	22	39	54	45	26	6	28	35	58	29	17
Déficit	0	0	0	0	43	83	145	124	60	0	0	0
Exceso	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Precipitación anual = 377 mm  
 Temperatura media = 16.3 °C  
 Evt. potencial = 856  
 Reserva = 100  
 Déficit de humedad = 454  
 Exceso de humedad = 0  
 Tipo climático = semiárido D  
 Variaciones estacionales = Escaso o ningún exceso de agua d  
 Eficacia térmica = Mesotérmico B'₂  
 Eficacia térmica estival = a'

Diagrama de Gausson

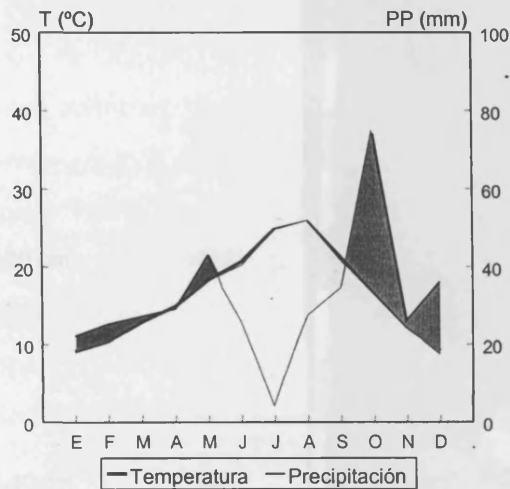
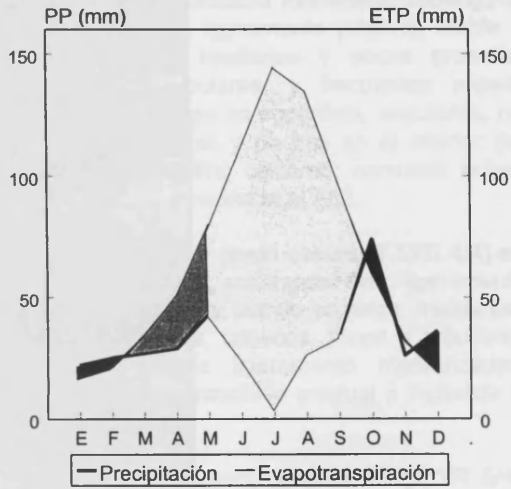


Diagrama de Thornthwaite



□ meses secos  
 ■ meses húmedos

□ Falta de agua  
 ■ Almacenamiento de reserva  
 ■ Utilización de la reserva

Figura 17. Diagramas climáticos de la estación de Casinos

Las comunidades vegetales climáticas de bosque y matorral, perennifolias y esclerófilas, están escasamente representadas en la zona, habiendo sido sustituidas por diversos cultivos de secano (algarrobos, almendros, olivos y viñas). La vegetación del área de estudio está representada actualmente por una comunidad de matorral bajo, perteneciente a la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*, con *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus* y *Rhamnus lycioides*, propia de áreas Mesomediterráneas inferiores de clima semiárido con clara influencia litoral. Se encuentra bastante degradada por el efecto de incendios recurrentes, siendo las especies más representativas: *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, *Rhamnus lycioides*, *Cistus clusii*, *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Stipa tenacissima*, *Anthyllis cytisoides*, *Globularia alypum*, *Thymus vulgaris* y *Brachypodium retusum*.

El suelo se desarrolla sobre materiales consolidados carbonatados del Jurásico. Son calizas micríticas del Kimmeridgiense inferior y medio (IGME, 1977). La presencia de calizas micríticas, grises y tableadas, posee gran importancia en la diferenciación edáfica y condicionan en este caso la clasificación del suelo. En el área de estudio se han tomado dos perfiles de suelo (uno en la parte alta del área delimitada y otro en la parte baja) que se han clasificado como Leptosoles réndricos (FAO-UNESCO, 1988). A continuación se presentan las descripciones macro-morfológicas de los perfiles y en las Tablas 16 y 17 sus propiedades físicas y químicas.



Perfil representativo del suelo de la estación experimental de La Concordia

Perfil: **LA CONCORDIA I. Leptosol réndrico** (Altitud 550 m)

Profundidad	Horizonte	Descripción
0-15 cm	Ah1	Pardo oscuro (10YR 4/3) en seco y pardo oscuro (10YR 3/3) en húmedo; franco arenoso; estructura moderada, granular, mediana; no adherente, no plástico, suelto en húmedo y blando en seco; frecuentes poros, discontinuos, caóticos, exped, muy pocos medianos y muy finos, caóticos, inped y tubulares; frecuentes gravas y gravilla y pocas piedras, angulares, redondeadas y planas, no meteorizadas; calcáreo; comunes a abundantes raíces finas, medianas y muy finas; abundante actividad biológica con abundantes pellets de lombriz en superficie; transición gradual y ondulada a un Ah2.
15-35 cm	Ah2	Pardo (10YR 5/3) en seco y pardo amarillento (10YR 3/4) en húmedo; franco limoso; estructura moderada, subangular mediana a granular gruesa; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable y blando en seco; frecuentes poros, finos y medianos, discontinuos, caóticos, inped y tubulares, pocos exped y vesiculares; pocas piedras y pedregón, ligeramente redondeadas, no meteorizadas, y poca grava, plana, ligeramente meteorizada; calcáreo; comunes raíces medianas y finas, horizontales, alguna carbonizada; transición brusca e irregular al R.
+ 35 cm	R	Calizas micríticas

Perfil: **LA CONCORDIA II. Leptosol réndrico** (Altitud 575 m)

Profundidad	Horizonte	Descripción
0-12 cm	Ah1	Pardo oscuro (10YR 5/3) en seco y pardo amarillento oscuro (10YR 3.5/4) en húmedo; franco arenoso; estructura moderada, subangular fina a granular gruesa; no adherente, ligeramente plástico, friable y blando en seco; frecuentes poros medianos y pocos gruesos, discontinuos, caóticos, inped y tubulares, y frecuentes exped, vesiculares; frecuentes gravas y piedras en superficie, angulares, no meteorizadas, de caliza y pocas gravas y piedras en el interior del perfil, algunas ligeramente meteorizadas; calcáreo; comunes raíces finas y muy finas; transición gradual e inclinada al Ah2.
12-30 cm	Ah2	Pardo amarillento (10YR 5/4) en seco y pardo oscuro (7.5YR 4/4) en húmedo; franco limoso; estructura débil, subangular fina; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable y blando en seco; frecuentes poros, finos y medianos, discontinuos, caóticos, inped y tubulares; frecuentes gravas y pocas piedras ligeramente meteorizadas; calcáreo; comunes raíces medianas; transición gradual e inclinada al Ck.
30-40 cm	Ck	Pardo pálido (10YR 6/3) en seco y pardo amarillento (10YR 5/4); franco limoso; estructura débil, subangular, fina; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable y blando en seco; pocos poros, finos y muy finos, discontinuos, caóticos, inped y tubulares; frecuentes gravas y piedras, angulares, no meteorizadas; calcáreo; pocas raíces medianas, horizontales; transición brusca e irregular al R.
+ 40 cm	R	Calizas micríticas

Como se expone en las Tablas 16 y 17, estos suelos se caracterizan por presentar una textura equilibrada (entre franco arenosa y franco limosa), una elevada estabilidad estructural (entre 31.5 y 39.7%) y también, una elevada capacidad de retención de agua (alrededor del 30%). Su contenido en materia orgánica es relativamente elevado (superior al 8% en los horizontes Ah1), como corresponde a suelos forestales. También presentan una buena capacidad de intercambio catiónico (entre 27 y 29.5  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ). La limitación más importante en este tipo de suelo es su escaso espesor, que, como se observa, no supera los 40 cm de profundidad.

Tabla 16. Características físicas y químicas del perfil La Concordia I

	Horizontes	
	Ah1	Ah2
% Arena (2-0.05 mm)	-	-
% Limo (0.05-0.002 mm)	-	-
% Arcilla (< 0.002 mm)	-	-
Clasificación textural	Franco-arenosa	Franco-limosa
Capacidad retención de agua (%)	29.08	28.37
Estabilidad estructural (%)	31.50	39.70
pH (saturación agua)	6.95	7.22
pH (saturación KCl)	6.87	6.92
Salinidad ( $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ )	1.50	0.85
Carbonatos totales (%)	56.9	56.99
Materia orgánica (%)	8.21	5.71
Nitrógeno total (%)	0.343	0.293
Nitrógeno mineral (mg N/100g)	1.287	0.883
Fósforo asimilable (mg P/100g)	0.46	0.33
Intercambio catiónico ( $\text{cmol}_c \cdot \text{Kg}^{-1}$ )	29.52	28.96

Tabla 17. Características físicas y químicas del perfil La Concordia II

	Horizontes		
	Ah1	Ah2	Ck
% Arena (2-0.05 mm)	60.84	-	-
% Limo (0.05-0.002 mm)	27.88	-	-
% Arcilla (< 0.002 mm)	7.52	-	-
Clasificación textural	Franco-arenosa	Franco-limosa	Franco-limosa
Capacidad retención de agua (%)	30.83	28.54	29.55
Estabilidad estructural (%)	32.95	39.70	-
pH (saturación agua)	7.17	7.30	7.21
pH (saturación KCl)	6.85	6.94	7.03
Salinidad ( $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ )	0.706	0.597	0.998
Carbonatos totales (%)	43.01	56.72	69.89
Materia orgánica (%)	9.81	6.22	4.72
Nitrógeno total (%)	0.405	0.292	0.241
Nitrógeno mineral (mg N/100g)	1.567	0.963	1.766
Fósforo asimilable (mg P/100g)	0.35	lp	0.33
Intercambio catiónico ( $\text{cmol}_c \cdot \text{Kg}^{-1}$ )	29.46	29.02	27.28

## PORTA-COELI

Esta zona experimental está situada en Porta-Coeli (término municipal de Serra, provincia de Valencia), en terrenos cedidos por los Servicios Forestales de la Conselleria de Agricultura y Pesca de la Generalitat Valenciana. Sus coordenadas geográficas son 7<sup>16</sup> 43<sup>92</sup>. Se sitúa en la vertiente oriental de la Sierra Calderona (Figura 16).

La caracterización climática de la zona de estudio se ha efectuado desde dos puntos de vista: en función del clima y desde el punto de vista de los pisos bioclimáticos. Para ello se han tomado como referencia los datos termopluviométricos de la estación climática de Serra-Porta Coeli. La clasificación climática según el método de Thornthwaite (Tamés, 1949), que utiliza la relación entre la evapotranspiración potencial y la precipitación para determinar el clima en función de si están cubiertas o no las necesidades hídricas, indica que el tipo de climático para esta estación es seco subhúmedo (C<sub>1</sub>), con moderado exceso de agua en invierno (s), mesotérmico (valores altos de eficacia térmica B'<sub>2</sub>) y con valores bajos de eficacia térmica estival (Tabla 18). Según la clasificación bioclimática de Rivas-Martínez (1981), pertenece al piso Termomediterráneo (temperatura media anual 15.7°C) y presenta un ombroclima seco (precipitación anual 572 mm) (Tabla 18).

La comparación de los diagramas climáticos de Gaussen y Thornthwaite (Figura 18) muestra que las precipitaciones se concentran en la estación otoñal, con máximos en el mes de octubre; en la época estival, los máximos de temperatura coinciden con los valores mínimos de precipitación. De octubre a marzo, los valores de precipitación superan a los de evapotranspiración potencial, dando lugar a la acumulación de agua en el suelo (desde finales de septiembre a finales de noviembre), y posteriormente, hay un exceso de humedad (de diciembre a marzo). Durante los meses de abril y mayo, cuando la precipitación es inferior a la evapotranspiración, la vegetación utiliza la reserva hídrica acumulada en el suelo. El déficit de agua en el suelo se produce durante los meses siguientes, hasta llegar de nuevo al mes de octubre.

En cuanto a la vegetación, el tipo dominante pertenece a la alianza *Rosmarino-Ericion*, siendo las especies más representativas *Rosmarinus officinalis*, *Erica multiflora*, *Stipa tenacissima*, *Chamaerops humilis* y *Thymus vulgaris*.

La litología de la zona está caracterizada por materiales triásicos del Muschelkalk constituidos por margas arcilloso-areniscosas y conglomerados, que debido a su fácil meteorización y fragmentación, dan lugar a una abundante pedregosidad. También son

Tabla 18. Ficha climática de la estación termopluviométrica de Serra-Porta Coeli

Latitud 39° 41' N  
 Longitud 0° 25' W  
 Altitud 330 m  
 Clasificación C<sub>1</sub> s B<sub>2</sub> b<sub>4</sub>

	EN	FE	MR	AB	MY	JN	JL	AG	SP	OC	NV	DC
Pp (mm)	25	42	52	32	43	35	6	24	59	127	61	66
Tm (°C)	8.7	9.6	11.3	13.2	15.8	21.2	23.7	23.9	22.3	16.9	13.2	9.5
Evt. potencial	18	20	33	47	70	116	141	134	105	61	35	20
Humedad	7	22	19	-15	-27	-81	-135	-110	-46	66	26	46
Reserva	100	100	100	85	58	0	0	0	0	66	92	100
Evt. real	18	20	33	47	70	93	6	24	59	61	35	20
Déficit	0	0	0	0	0	23	135	110	46	0	0	0
Exceso	7	22	19	0	0	0	0	0	0	0	0	38

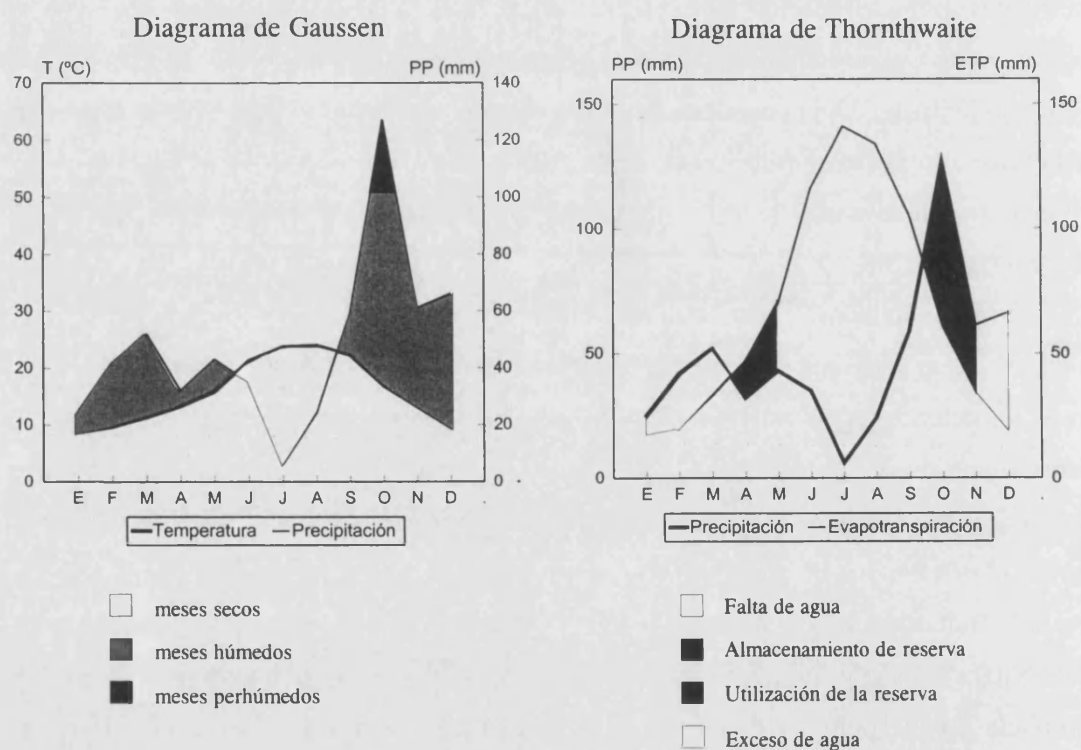


Figura 19. Diagramas climáticos de la estación de Serra-Porta Coeli

frecuentes los afloramientos de material fuertemente consolidado y de naturaleza conglomerítica.

Sobre estos materiales de naturaleza calcárea, se desarrolla un suelo, que se ha clasificado como Leptosol réndrico (FAO-UNESCO, 1988), de un espesor efectivo variable pero escaso. La descripción de las características macro-morfológicas del perfil del suelo se presenta a continuación, y en las Tablas 19 y 20 se presentan las propiedades físicas y químicas de dos perfiles tomados en el área.

**Perfil: PORTA-COELI**

Profundidad	Horizonte	Descripción
0- 18 cm	Ah	Pardo amarillento oscuro en seco (19YR 4/4) y pardo amarillento oscuro en húmedo (10YR 3/4); franco arcillo arenoso; estructura moderada, subangular fina a granular gruesa; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable en húmedo y blando en seco; pocos poros y canales, continuos, inped, simples y transversales y frecuentes poros, discontinuos, caóticos, exped; frecuentes gravas y pocas piedras, angulares, redondeadas y planas, no meteorizadas, de caliza; calcáreo; comunes raíces, medianas, finas y muy finas; transición gradual y ondulada a un AC.
18-32 cm	AC	Pardo rojizo en húmedo (5YR 4/3); franco arcillo arenoso; estructura moderada, subangular mediana; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable en húmedo; pocos poros, finos y muy finos, discontinuos, caóticos, inped y tubulares; frecuentes gravas y piedras, angulares, no meteorizadas; calcáreo; pocas raíces; transición brusca e irregular al R.
+ 32 cm	R	Calizas

Como se observa en las Tablas 19 y 20, este suelo se caracteriza por presentar una textura franco arcillo arenosa, una elevada estabilidad estructural (próxima al 30%) y buena capacidad de retención de agua (24%). Ambos horizontes presentan un contenido en materia orgánica relativamente elevado (cercano al 6%).



Tabla 19. Características físicas y químicas del perfil Porta-Coeli I (parte alta ladera)

	Horizontes	
	Ah	AC
% Arena (2-0.05 mm)	58.90	-
% Limo (0.05-0.002 mm)	22.2	-
% Arcilla (< 0.002 mm)	18.9	-
Clasificación textural	Fr-Ac-Ar	-
Capacidad retención de agua (%)	23.67	24.49
Estabilidad estructural (%)	40.00	28.56
pH (saturación agua)	8.00	8.10
pH (saturación KCl)	7.30	7.30
Salinidad (dS.m <sup>-1</sup> )	0.40	0.28
Carbonatos totales (%)	37.70	26.18
Materia orgánica (%)	5.68	5.67
Nitrógeno total (%)	0.22	0.12
Relación C/N	14.84	26.95
Nitrógeno mineral (mg N/100g)	0.56	0.32
Fósforo asimilable (mg P/100g)	0.22	0.04
Intercambio catiónico (cmol <sub>c</sub> . Kg <sup>-1</sup> )	-	-

Tabla 20. Características físicas y químicas del perfil Porta-Coeli II (parte baja)

	Horizontes	
	Ah	AC
% Arena (2-0.05 mm)	52.00	-
% Limo (0.05-0.002 mm)	24.44	-
% Arcilla (< 0.002 mm)	23.21	-
Clasificación textural	Fr-Ac-Ar	-
Capacidad retención de agua (%)	23.10	24.45
Estabilidad estructural (%)	29.50	27.03
pH (saturación agua)	8.20	8.10
pH (saturación KCl)	7.35	7.25
Salinidad (dS.m <sup>-1</sup> )	0.34	0.39
Carbonatos totales (%)	46.91	47.54
Materia orgánica (%)	5.39	5.80
Nitrógeno total (%)	0.12	0.24
Relación C/N	13.25	14.13
Nitrógeno mineral (mg N/100g)	0.35	0.32
Fósforo asimilable (mg P/100g)	lp	0.12
Intercambio catiónico (cmol <sub>c</sub> . Kg <sup>-1</sup> )	-	-

## 2.2. HISTORIA DE USOS DEL SUELO EN LAS ÁREAS DE LA CONCORDIA Y PORTA-COELI

Las áreas seleccionadas presentan una serie de características que pueden considerarse como representativas de gran parte del territorio forestal de la Comunidad Valenciana, como son el tipo de suelo y su historia de usos, la vegetación, la litología y la pendiente. El conocimiento de los usos sucesivos que han tenido estos suelos durante años es de gran importancia ya que la actividad humana ha influido notablemente en estos ecosistemas, y aunque los efectos de los incendios forestales sobre el suelo y la vegetación a largo plazo no pueden basarse únicamente en una perspectiva histórica, si deben ser evaluados teniendo en cuenta su influencia sobre el estado actual de los ecosistemas.

La elaboración de este apartado se ha realizado basándonos en la información extraída de varios informes de ordenación del Monte de La Concordia (Ministerio de Agricultura, 1961) y del Monte de Porta-Coeli (Ministerio de Agricultura: 1905, 1955 y 1965).

### LA CONCORDIA

El monte de La Concordia es una zona forestal que tradicionalmente ha sido explotada por el ser humano. Se tiene constancia de la existencia de una mancomunidad de pastos y espartos desde 1438 hasta 1961. En esta zona se han llevado a cabo, tradicionalmente, la extracción de troncos maderables, principalmente de *Pinus halepensis*, tanto por cortas autorizadas como fraudulentas. Además se practicaban habitualmente podas y desbrozos del matorral (en particular de coscoja, romero y aliaga) con la finalidad de favorecer el crecimiento del pastizal y alimentar los hornos de las industrias de Manises. Junto con estas actividades, se comerció con el esparto al menos hasta 1961 y se practicó la apicultura hasta 1958. El informe consultado indica que se realizaba un pastoreo excesivo tanto por los ganaderos locales como por los que bajaban de Aragón y Pirineos.

Por lo que respecta al pastizal, en el informe consultado se describe que aunque la espesura de los pastos era defectiva debido a pastoreos intensivos y al pisoteo sobre el terreno desnudo en elevadas pendientes, la calidad de los pastos era buena, dominando un pastizal herbáceo, favorecido por la eliminación de la competencia natural entre dicho pastizal y el matorral xerofítico, fuerte y "pinchudo" por la acción humana. Además, según se cita en el informe, otro factor que favoreció el desarrollo del pastizal fue debido

a que la espesura de la masa arbórea era escasa y la sombra de las copas de los árboles no llegaban a cubrir totalmente el suelo.

Se tiene constancia de que al menos desde 1961 hasta la actualidad sólo ha habido un incendio forestal. Este tuvo lugar el 7 de septiembre de 1978, afectando a 1058 hectáreas, principalmente de *Pinus halepensis* (Figura 19-A), incluyendo también al área donde se han instalado las parcelas experimentales. En la zona de las parcelas existía un pinar con ejemplares de edades que variaban entre los 67 y 87 años con una altura total que oscilaba entre 6.60 y 10.40 m, y un diámetro medio de los troncos entre 24 y 54 cm, siendo la única especie arbórea que aparece catalogada en el Proyecto de Ordenación del Monte de La Concordia (Ministerio de Agricultura, 1961). En dicho informe se da además un listado de otras especies vegetales presentes en esta zona, clasificadas según su abundancia en:

Muy abundantes	Abundantes	Regular
<i>Sitpa tennacissima</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	<i>Quercus coccifera</i>
<i>Brachypodium ramosum</i>	<i>Globularia alypum</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>
	<i>Ulex parviflorus</i>	<i>Erica multiflora</i>
	<i>Rhamnus lycioides</i>	<i>Cistus albidus</i>
	<i>Satureja montana</i>	<i>Thymus vulgaris</i>
	<i>Fumana ericoides</i>	<i>Tymelaea hirsuta</i>

Esta composición florística es muy similar a la observada en los transectos de vegetación realizados en el presente estudio, aunque en nuestro caso aparecen como muy abundantes *Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus* y *Globularia alypum*.

Por lo que respecta a las características de los suelos del Monte de La Concordia en dicho informe se encuentra la siguiente descripción:

“El suelo del monte participa de todas las características inherentes al área natural del pino carrasco. Físicamente es un suelo poco profundo llegando en muchos casos a aflorar el substrato pétreo en lanchas calizas, donde tan sólo una escasa tierra vegetal se acumula en las grietas. Se observa tal falta de uniformidad que sólo podemos definir de una manera concreta sus analogías y en general salvo las partes llanas o abancaladas, en todos los horizontes se nota la falta de transición entre la roca madre y la tierra vegetal, siendo la profundidad del horizonte térreo francamente exigua.”

“La pedregosidad, apreciada directamente sobre el terreno es grande, como es corriente en toda el área del carrasco, lo que da lugar a una densidad de pasto bastante pequeña al mismo tiempo que mezquino. Además los elementos gruesos no se encuentran engarzados en la tierra sino sueltos y fácilmente movibles; con lo cual el

ganado en su pisoteo y el agua, si bien provoca un proceso de demolición y mullido, también originan una acción de siega en el tapiz herbáceo de poca consistencia”.

“El suelo es calcáreo, pero no presenta costra caliza en profundidad debido a que por las condiciones secas del clima, no existe suficiente precipitación para que se laven los carbonatos y se acumulen en profundidad. La textura es franca media y algo arcillosa, y menos frecuente arcillo estricta. No presentan rasgos de salinidad. El contenido en materia orgánica oscila entre 2.5% y 4% en tierra desecada a 105°C”.

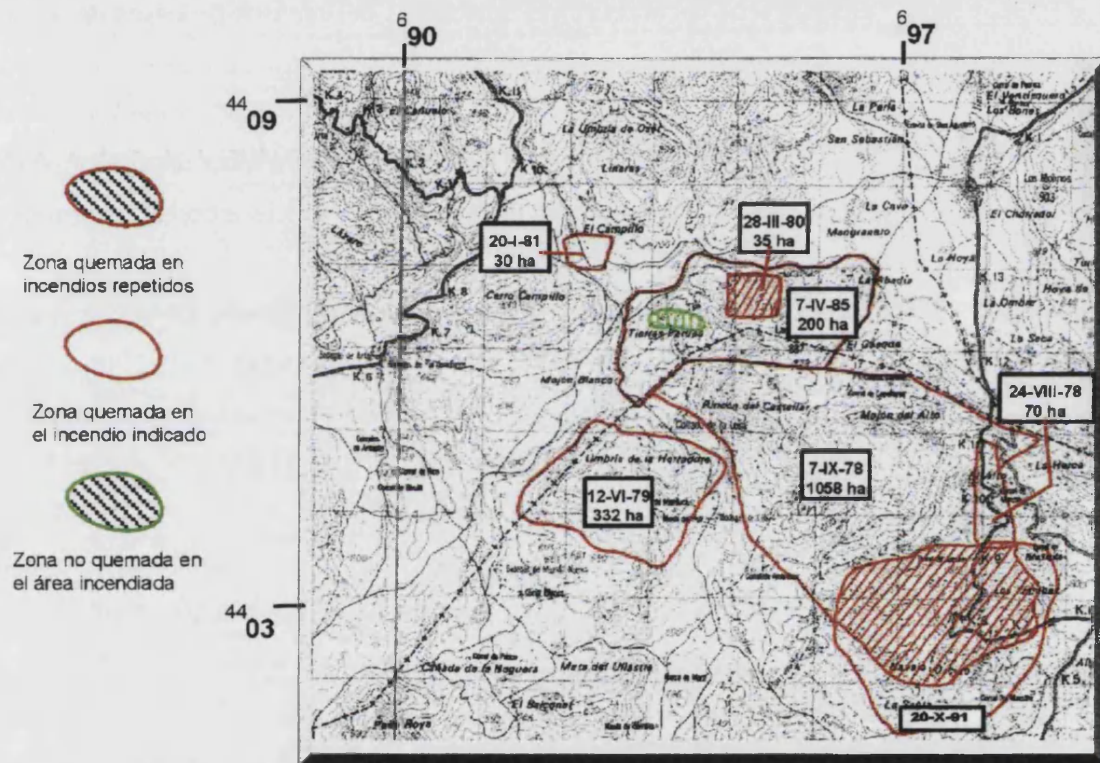


Figura 19-A. Areas incendiadas en el Monte de La Concordia

## PORTA-COELI

Al igual que el caso anterior, el Monte de Porta-Coeli también ha sufrido diversos tipos de explotación de las que se tiene constancia desde finales del siglo XIX. En 1897 se realizó una repoblación forestal con *Pinus halepensis*. Una práctica habitual con anterioridad a 1904 era la extracción del mantillo de las zonas forestales para fertilizar los campos, y por otra parte se realizaban frecuentes podas de matorral y del arbolado. El uso excesivo de estas prácticas conlleva a que fracase la repoblación de finales del XIX. Las propiedades de los suelos eran buenas, según lo citado en el informe de 1905, aunque no obstante se menciona la existencia de claras referencias de intensos procesos de erosión hídrica en zonas desprovistas de vegetación y en terrenos removidos. Otros usos de estas zonas eran la explotación del esparto y del palmito. Como principales especies arbóreas se citan *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Quercus suber*, y se realiza una propuesta de repoblación y se establecen distintas actuaciones según la especie arbórea, cada una de ellas en sus zonas naturales, teniendo en cuenta el tipo de suelo.

En 1905 se propone un plan de ordenación que no se pudo poner en marcha hasta 1914 debido a la existencia de numerosos incendios forestales entre 1905 y 1914. Se tiene constancia de que hasta 1938, a intervalos de tiempo variable, tuvieron lugar nueve incendios de gran extensión y otros de menor magnitud. El primero de ellos fue en 1917 y se cita que hubo otro gran incendio tan sólo seis años después (11 de mayo de 1923). Durante el intervalo de tiempo entre ambos incendios, las prácticas habituales eran la extracción de leña y los restos de la quema, para favorecer la regeneración natural de los pinos. Los principales usos del monte eran la extracción de palmito y de esparto, así como el pastoreo.

De la repoblación realizada durante esta época, sólo prospera aproximadamente la mitad de la plantación, debido a las pocas lluvias y al prolongado y fuerte calor estival. Las propiedades del suelo mejoraron notablemente dada la estrecha vigilancia a la que se sometió el monte y a que se dejó de realizar la práctica tan habitual en años anteriores de la extracción de mantillo. En el informe de 1955 aparece la siguiente descripción:

“... a pesar de los agentes naturales externos y los excepcionales como incendios forestales, las condiciones físico-químicas del suelo no han desmerecido respecto a las anteriores pues la influencia de los primeros factores no fue tan directa como para alterar el arbolado, dado el sistema de cortas (entresaca). Los incendios frecuentes y de consideración de los primeros años tampoco debieron alterar de modo apreciable las facultades productoras de los suelos como lo prueba el que la superficie está cubierta por pimpollos de buen aspecto o por tupido y desarrollado matorral.”

Las zonas afectadas por los incendios forestales y en aquellas donde se realizó una corta excesiva durante la Guerra Civil fueron repobladas y se removió el suelo para facilitar la germinación y arraigamiento de las plántulas, tanto en las repoblaciones naturales como artificiales. A partir de esta época existió una fuerte demanda de leña por el centro industrial de Manises, y se aconsejó la explotación intensa y continua de toda clase de leñosas, existiendo una clara tendencia a substituir el alcornocal por pinos, que eran de crecimiento más rápido.

En el informe de 1965, se establecen planes de actuación que favorecen la repoblación y regeneración del monte de Porta-Coeli con *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* en detrimento del alcornocal. De dicho informe se extrae la información de que la zona donde actualmente se ubica la estación experimental de Porta-Coeli estaba bien repoblada de pinos de distintas edades, siendo el número de individuos maderables de *Pinus halepensis* similar al de no maderables. Se tiene constancia de que esta zona se incendió por última vez en 1978 (Figura 19-B).

Como se desprende de la información extraída de los informes consultados, tanto la zonas de La Concordia como Porta-Coeli, han sido tradicionalmente utilizadas por el ser humano, sufriendo una excesiva explotación de leñosas al menos desde finales del siglo XIX, así como han sido afectadas por varios incendios. El último de ellos, en ambas zonas, fue en 1978, de modo que la edad del matorral en el momento de las quemas experimentales era muy similar: 17 años en La Concordia y de 18 años en Porta-Coeli.



Estación experimental de Porta Coeli

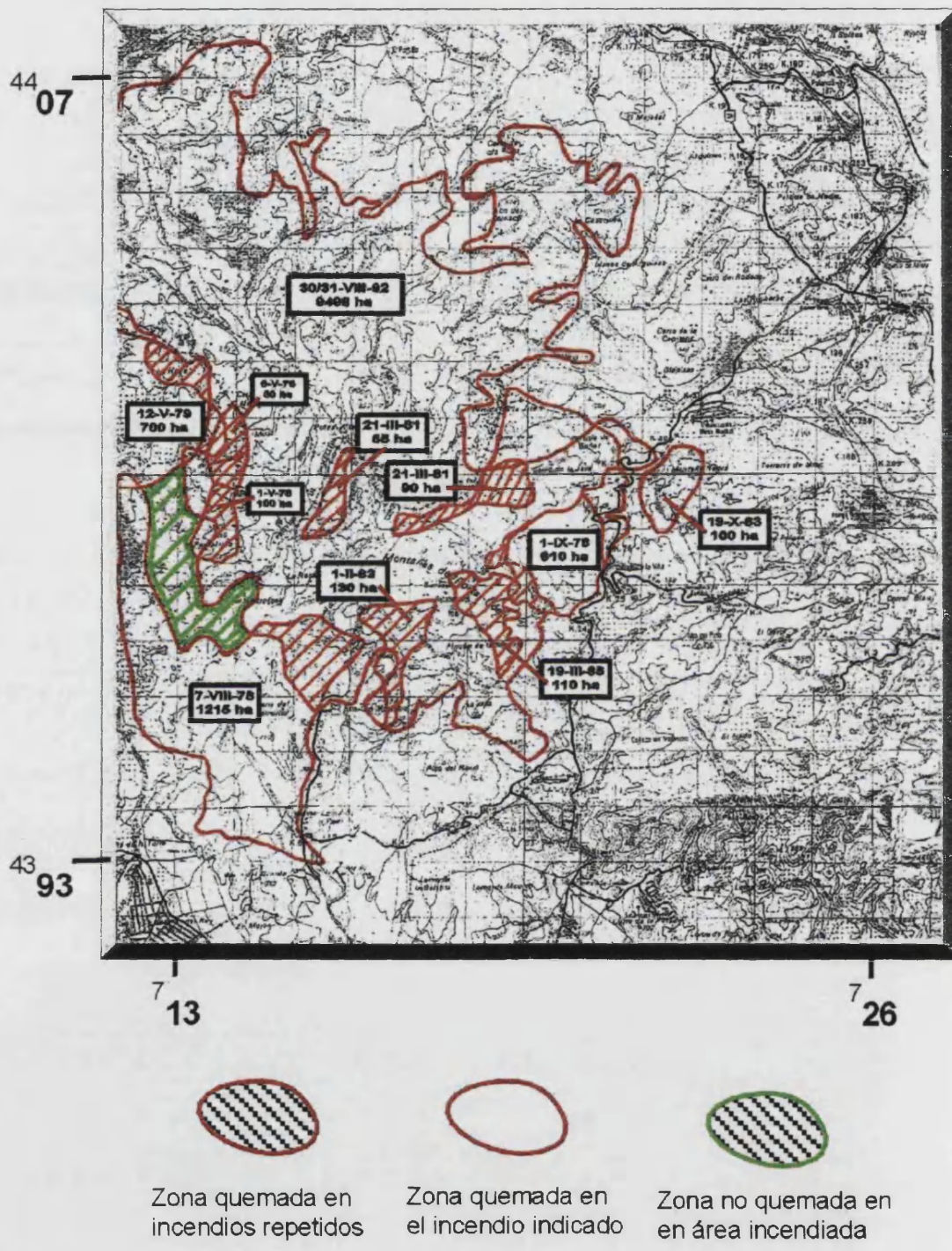


Figura 19-B. Areas incendiadas en el Monte de Porta-Coeli

### 2.3. ESTUDIOS PREVIOS PARA LA SELECCIÓN Y EL ESTABLECIMIENTO DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES. VEGETACIÓN Y SUELOS

#### LA CONCORDIA

En la ladera seleccionada se delimitó una zona en la parte central, bastante homogénea *a priori*, de 114 m largo y 30 m ancho. La altitud media es de 550 m sobre el nivel del mar, y como se ha indicado anteriormente, la profundidad del suelo varía entre 30 y 40 cm. La pendiente media de la ladera es del 40% y su orientación es S-SE. Presentaba una vegetación de matorral de 17 años de edad, que se correspondía a la revegetación espontánea de la zona posterior a un incendio forestal ocurrido en 1978.

Con el fin de seleccionar y establecer posteriormente 9 parcelas similares se realizó un estudio pormenorizado de las especies vegetales existentes (número de individuos de cada especie, altura y diámetro), número de afloramientos rocosos, porcentaje de suelo desnudo y porcentaje de cobertura vegetal. Para ello se realizaron un total de 58 transectos lineales separados por 2 m a lo largo de la pendiente.

Posteriormente, a la vista de los resultados obtenidos, se delimitaron las nueve parcelas de 4 m de ancho y 20 m de largo. En cada una de ellas se realizaron transectos de vegetación basados en una cuadrícula de 1 m x 1 m con el fin de conocer con más detalle la vegetación existente y estimar la cantidad de biomasa, así como determinar el porcentaje de cobertura vegetal y suelo desnudo. Para estimar el peso de la biomasa seca se siguió una metodología no destructiva similar a la propuesta por Etienne (1989), Etienne y Legrand (1994) y Martínez *et al.* (1991). En cada una de las cuadrículas de 1 m<sup>2</sup> se midieron las alturas y los diámetros de todos los individuos (en cm). Para determinar el tamaño de cada individuo se consideró su forma, de modo que se pudiese calcular su volumen y biomasa. Para ello se asemejaron cada una de las especies existentes a figuras geométricas tales como cilindros, conos y conos truncados.

Los cálculos para estimar la cantidad de biomasa se realizaron por medio de diferentes algoritmos y ecuaciones, basados en el peso y volumen de las especies vegetales más representativas, donde la variable independiente fue el peso seco y la dependiente el volumen (Tabla 21). Para cuantificar el peso, se seleccionaron diferentes individuos en las zonas colindantes a las parcelas experimentales. Se midieron la altura y el diámetro de: 8 individuos de *Rosmarinus officinalis*, 8 individuos de *Ulex parviflorus*, 3 individuos de *Stipa tenacissima*, 2 individuos de *Quercus coccifera*. De las siguientes especies: *Pinus halepensis*, *Pistacea lentiscus* y *Juniperus oxycedrus*, se contaron el



número de ramas de 2 individuos y se cortaron dos de ellas considerándolas como representativas del resto. Toda esta biomasa se llevó al laboratorio donde se cortó, se pesó y se secó en estufa a 55°C durante 48 h. Posteriormente se determinó su peso seco.

Tabla 21. Ecuaciones empleadas para el cálculo del volumen y peso seco de las especies vegetales seleccionadas

Especie	Volumen	Peso
<i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Rhamnus lycioides</i> <i>Cistus clusii</i>	$V = \frac{1}{3} \pi h (R^2 + Rr + r^2)$	$P = 0.0014 V$
<i>Globularia alypum</i> <i>Anthyllis cytisoides</i> <i>Thymus sp.</i>	$V = \pi r^2 h$	$P = 0.0023 V$
<i>Ulex parviflorus</i> <i>Asparragus stipularis</i>	$V = \pi r^2 h$	$P = 0.002 V$
<i>Stipa tenacissima</i>	$V = \pi h^2 (r - \frac{1}{3}h)$	$P = 0.01 V$
<i>Juniperus oxycedrus</i>	$V = \frac{1}{2} \pi h r^2$	$P = 0.005 V$
<i>Quercus coccifera</i> <i>Pistacea lentiscus</i>	$V = \frac{2}{3} \pi h r^2$	$P = 0.0051 V$
<i>Pinus halepensis</i>	$V = \frac{1}{2} \pi h r^2$	$P = 0.0069 V$

R : radio máximo; r: radio mínimo

Por otro lado se realizó una estimación de la cantidad de hojarasca presente en cada una de las parcelas. Esta se basó en la toma de muestras de hojarasca bajo las especies vegetales dominantes (*Ulex*, *Rosmarinus*, *Rhamnus* y *Quercus*). La cantidad de biomasa estimada correspondiente al mantillo se presenta en la Tabla 22.

Paralelamente al estudio de la vegetación, se realizó un muestreo de suelos para conocer el grado de similitud de sus propiedades físicas y químicas. El muestreo realizado estuvo condicionado en parte por el tipo de distribución de la vegetación, dado que al encontrarnos en una zona semiárida, ésta se distribuye en forma de mosaico, con alternancia de zonas con vegetación y zonas descubiertas. Dicho muestreo se explica con más detalle en el apartado *Muestreo de suelos* (Epígrafe 2.4 del presente Capítulo).

PORTA-COELI

Para realizar las experiencias y los estudios que forman parte de esta Tesis, se han aprovechado las instalaciones existentes en el área de Porta-Coeli. De las cuatro parcelas existentes, se ha utilizado la parcela que presentaba la vegetación natural de la zona, regenerada tras un incendio forestal acaecido en 1978 y en la que se ha llevado a cabo el incendio experimental.

La parcela se encuentra a una altitud de 220 m sobre el nivel del mar, en una ladera ligeramente cóncava de orientación SO y con una pendiente media del 20%. Sus dimensiones son: 8 m ancho y 40 m de largo.

En este caso, el estudio de la vegetación se realizó también en transectos, pero, a diferencia del caso anterior, estos se basaron en una cuadrícula de 2m x 2m. En cada cuadrante se midió la altura y diámetro de cada uno de los individuos y se estimó la cantidad de biomasa, el porcentaje de suelo desnudo y de cobertura vegetal, siguiendo la misma metodología y realizando los mismos cálculos que en el caso de La Concordia (Tablas 21 y 22). Además, se han tomado diversas muestras de hojarasca bajo las especies más representativas (*Rosmarinus officinalis*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, *Pinus halepensis* y *Quercus coccifera*) y se ha estimado la cantidad de biomasa aportada (Tabla 22).

Por otra parte, los datos que se refieren a los parámetros erosivos se han comparado con los observados en otra parcela de la misma estación experimental, caracterizada por estar completamente desprovista de vegetación, cuyas dimensiones y características son similares a la parcela en la que se realizó el incendio experimental.

Tabla 22. Cantidad de biomasa estimada correspondiente a la hojarasca (kg m<sup>-2</sup>)

Especie	Superficie muestreada	Kg m <sup>-2</sup>
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	1.624
<i>Pinus halepensis</i> + <i>Rosmarinus officinalis</i> + <i>Brachypodium retusum</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	0.852
<i>Ulex parviflorus</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	0.850
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	4.011
<i>Pistacea lentiscus</i> + <i>Brachypodium retusum</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	2.944
<i>Quercus coccifera</i>	0.0625 m <sup>2</sup>	2.425

## 2.4. MUESTREOS DE SUELOS

### LA CONCORDIA

En primer lugar, previamente a la instalación definitiva de las parcelas experimentales, y con el fin de obtener una apreciación acerca del grado de homogeneidad del área de estudio, se realizó un muestreo del suelo en dos franjas de 1 m de anchura, adyacentes a los límites de cada una de las parcelas, en el otoño de 1994. Se tomaron un total de 8 muestras superficiales (0-5 cm) por parcela. A su vez se seleccionaron dos microambientes distintos: bajo planta y en suelo desprovisto de vegetación. En el primer microentorno, el muestreo se realizó bajo las dos especies más abundantes (*Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*) y se excluyeron las áreas no dominadas por estas especies. En el segundo caso, se tomaron muestras en las áreas de suelo descubierto que presentaban un diámetro mínimo de 0.5 m y se excluyeron aquellas que estaban situadas a menos de 1 m del pie de la planta.

Los puntos de muestreo se marcaron con piquetas para poder realizar los siguientes muestreos en los mismos puntos. Pero como resultado de la delimitación de los bordes de las parcelas con ladrillos, estas franjas laterales sufrieron una considerable alteración, por lo que se descartó la idea de seguir muestreando en estas zonas. Además, probablemente, la intensidad del fuego sería menor e incluso mucho más variable en estas zonas de borde, por lo que los siguientes muestreos se realizaron en el interior de las parcelas, intentando provocar la mínima perturbación del medio.

El siguiente muestreo se realizó en abril de 1995. En el interior de las parcelas de 80 m<sup>2</sup> se seleccionaron 4 puntos de muestreo, dos en cada tipo de microambiente. Se tomaron un total de 36 muestras de 0 a 5 cm de profundidad. Del mismo modo que en el caso anterior, se excluyeron las zonas no dominadas por *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*, intentando, siempre que fuera posible, tomar las muestra de suelo bajo individuos aislados y en el caso del suelo desnudo, las zonas de muestreo fueron, como mínimo, de 0.5 m de diámetro. Los puntos de muestreo se marcaron con piquetas para realizar las siguientes tomas de muestras alrededor de los mismos puntos.

Los siguientes muestreos se realizaron de forma similar y siguiendo las mismas pautas, hasta completar un año después del incendio (Tabla 23). Dicha toma de muestras se llevó a cabo: justo antes del incendio, inmediatamente después del fuego, un mes después (verano 1995), cuatro meses después de la quema experimental (octubre 1995),

siete meses después (enero 1996), diez meses (abril 1996) y un año después del incendio (junio 1996).

En el muestreo realizado inmediatamente después del incendio experimental, con el fin de estudiar el impacto directo del fuego sobre las propiedades químicas del suelo, y no el efecto concomitante de las cenizas, se separó cuidadosamente la capa de cenizas que se había depositado sobre la superficie de suelo en la zona de los puntos señalados con piquetas. Las muestras de cenizas obtenidas en cada punto de muestreo se almacenaron para su posterior análisis en el laboratorio.

Tabla 23. Muestreos de suelos realizados en la estación experimental de La Concordia

Nº muestreo	Fecha	Días *	Estación	Nº de muestras
1	Septiembre 94	-240	Otoño	72
2	Abril 95	-60	Primavera	36
3	16 Junio 95	-4	Antes quema	36
4	20-21 Junio 95	0	Después quema	36
5	20 Julio 95	30	Verano	36
6	23 Octubre 95	120	Otoño	36
7	23 Enero 96	210	Invierno	36
8	19 Abril 96	300	Primavera	36
9	20 Junio 96	365	Verano	36

\* Días antes del fuego con signo negativo

## PORTA-COELI

Para estudiar la variabilidad espacial de las propiedades químicas del suelo se tomaron un total de 80 muestras de 0 a 4 cm de profundidad. La parcela de 320 m<sup>2</sup> se dividió en cuadrantes de 2 m x 2 m y las muestras de suelo se tomaron en el centro de cada cuadrante. En este caso también se diferenciaron dos microambientes distintos, de forma que el 54% de las muestras de suelo fueron tomadas bajo la cubierta de las diferentes especies vegetales y el 46% restante en suelo desprovisto de vegetación. Se realizaron dos muestreos: justo antes del incendio y otro cuatro días después.

## 2.5. EQUIPAMIENTO Y CARACTERÍSTICAS DE LAS PARCELAS EXPERIMENTALES PARA EL ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DEL FUEGO EN LOS PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA

Las parcelas experimentales empleadas en el presente estudio permiten medir la producción total de escorrentía y sedimentos en una superficie de terreno delimitada, de la que se conocen con detalle sus características edáficas, climáticas y topográficas, el estado de la vegetación y el porcentaje de cobertura vegetal, así como parte de la historia de usos del área en las que están enclavadas.

La pérdida de suelo medida en las parcelas representa la erosión que tendría lugar en un tramo de la misma ladera, de iguales dimensiones, situado a partir de la divisoria de aguas. Por ello es necesario que no existan flujos de materia o energía hacia el interior de la parcela salvo los procedentes de la caída directa de la lluvia sobre la superficie del suelo, por lo que las parcelas utilizadas son de tipo cerrado. Además, para interrumpir los flujos de escorrentía superficial y subsuperficial procedentes de la parte más alta de la ladera, se realizó un canal de drenaje en torno al límite superior de las parcelas, de 35-40 cm de profundidad en La Concordia y de 40 cm en Porta-Coeli.

Tanto las parcelas experimentales de La Concordia como las de Porta-Coeli, están delimitadas del resto de la ladera por una barrera artificial de albañilería. Esta delimitación cumple principalmente tres funciones: en primer lugar, aísla la superficie de drenaje de la parcela del resto de la ladera, de modo que la única entrada de agua y energía es el impacto directo de la lluvia; en segundo lugar, impide la entrada o salida de escorrentía y sedimentos, dado que ambos se canalizan hacia unos depósitos de almacenamiento; y por último, permite conocer con exactitud la superficie de la parcela.

Otro aspecto relevante de la elección de un tipo de parcela cerrada, es que nos ha facilitado la realización de un diseño experimental con réplicas en la estación experimental de La Concordia (tres por cada tipo de tratamiento de intensidad de fuego), cuyas medidas son prácticamente exactas, lo que permite la comparación entre los resultados por lo que respecta a las tasas erosivas, así como a las distintas propiedades químicas del suelo analizadas. Además, hay que asumir que en este tipo de instalaciones siempre existe un error experimental en las medidas realizadas debido a diversos factores (alteración y remoción parcial de la superficie del suelo durante la instalación de los bordes de las parcelas que posiblemente distorsionarán las primeras medidas de escorrentía y sedimentos, efecto borde, muestreo y cuantificación de la carga de sedimentos y del volumen de escorrentía, etc.) que en muchas ocasiones son imposibles de predecir (obstrucción de alguna salida en los colectores, desperfectos en las

instalaciones, etc.), por lo que es muy ventajoso disponer de parcelas repetidas para poder comparar el efecto de los distintos tratamientos de intensidad de fuego sobre los parámetros erosivos considerados y demás propiedades químicas analizadas. Además, es posible que aunque las parcelas seleccionadas presenten las mismas características en cuanto a vegetación, suelo, pendiente, etc., puedan presentar un comportamiento hidrológico diferente, por lo que es importante tener repeticiones de parcelas para valorar la existencia de variaciones espaciales en la ladera.

El conocimiento exacto de las dimensiones de la superficie de drenaje permite medir y calcular diferentes parámetros erosivos de interés para cada uno de los episodios de lluvia cuyo volumen de precipitación total es conocido. Dado que tanto el volumen de escorrentía registrado como la cantidad de sedimentos generados y arrastrados hasta el depósito corresponden a una superficie conocida, la producción de escorrentía y la pérdida de suelo se han expresado por unidad de área ( $l\ m^{-2}$  y  $g\ m^{-2}$  respectivamente). Al mismo tiempo, a partir del registro pluviométrico (volumen y duración de la lluvia), de la superficie de drenaje de la parcela y del volumen recogido de escorrentía, se ha calculado el coeficiente de escorrentía (%).

Para realizar los cálculos de pérdida de suelo a partir de la cantidad de sedimentos recogida, se asume que la pérdida de suelo es uniforme sobre toda la superficie de la parcela, y que engloba a los principales procesos de erosión operativos a la escala del tamaño de las parcelas, esto es, por salpicadura, flujo superficial y erosión en regueros (*splash*, *overland flow* y *rill erosion*), sin establecer ningún tipo de diferenciación entre los tres procesos.

## LA CONCORDIA

Las nueve parcelas seleccionadas en esta zona experimental se dotaron del equipamiento necesario para llevar a cabo el estudio y seguimiento de la erosión hídrica tras el impacto del fuego (Figura 20). Las dimensiones de cada una de las parcelas es de 20 x 4 m con su lado mayor perpendicular a las curvas de nivel. Tal y como se señala en el apartado anterior, las parcelas presentan similares características, como orientación, pendiente, morfología, suelo y vegetación.

Las parcelas experimentales están limitadas en su parte superior y en los laterales por ladrillos de 30 cm alto y 50 cm largo. La escorrentía y los sedimentos generados en el interior de la parcela se recogen en un colector instalado en su parte inferior. En esta zona las parcelas se estrechan para lograr la confluencia de los flujos de escorrentía, reduciendo su amplitud de 4 a 2 m. El colector, de hierro galvanizado, es de 2 m de

frente, y en su interior se instaló una rejilla ajustada al tamaño del colector de 2 cm de malla para retener los elementos gruesos y así evitar que obstruyan las conducciones y lleguen hasta el depósito. Dicho colector a su vez se conecta mediante un tubo de PVC de 10 cm de diámetro con un depósito de 1500 l de capacidad, de fibra de vidrio con revestimiento de polipropileno, para la recogida global tanto de la escorrentía como de los sedimentos. En su interior se colocó otro depósito más pequeño, de 30 l de capacidad, para facilitar la recogida de los sedimentos y escorrentía producidos en episodios de mediana y pequeña intensidad, y para favorecer la concentración de cantidades de sedimentos suficientes para poder realizar con posterioridad sus análisis químicos, en aquellos episodios más relevantes. En este último caso, se recoge el depósito menor, que será trasladado al laboratorio, y se mide el volumen de escorrentía almacenado en el depósito mayor, tomándose alicuotas de éste, previamente homogeneizado, para conocer su concentración en sedimentos y así evaluar las cantidades totales producidas. Tanto los depósitos de 1500 l como los colectores están cubiertos para evitar la entrada directa del agua de lluvia, que distorsionaría la medida de los caudales de escorrentía.

La distancia de separación entre las parcelas varía en función de las características del entorno. Así, las seis primeras parcelas están separadas entre sí 4 m, mientras que para las tres restantes, esta distancia es de 8m, y entre ambos grupos de parcelas hay una vaguada en la ladera, siendo la distancia entre ambos grupos de 24 m.

En esta zona de separación entre ambos grupos de parcelas se instaló una estación de seguimiento para registrar los datos de temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento y la pluviosidad de la zona. Para este último caso se utilizó un pluviómetro de balancines. Además se instaló un sistema colector de datos (*data-logger*) al que se conectaron todos los sensores correspondientes a los parámetros indicados que registraban las medidas a intervalos regulares de tiempo (cada 5 minutos).

En el interior del recinto se instaló una caseta prefabricada, que además de servir como almacén de material, nos permitió realizar algunas determinaciones directas en campo (como por ejemplo, la determinación de la masa de agua perdida en los recipientes de evaporación, etc.).

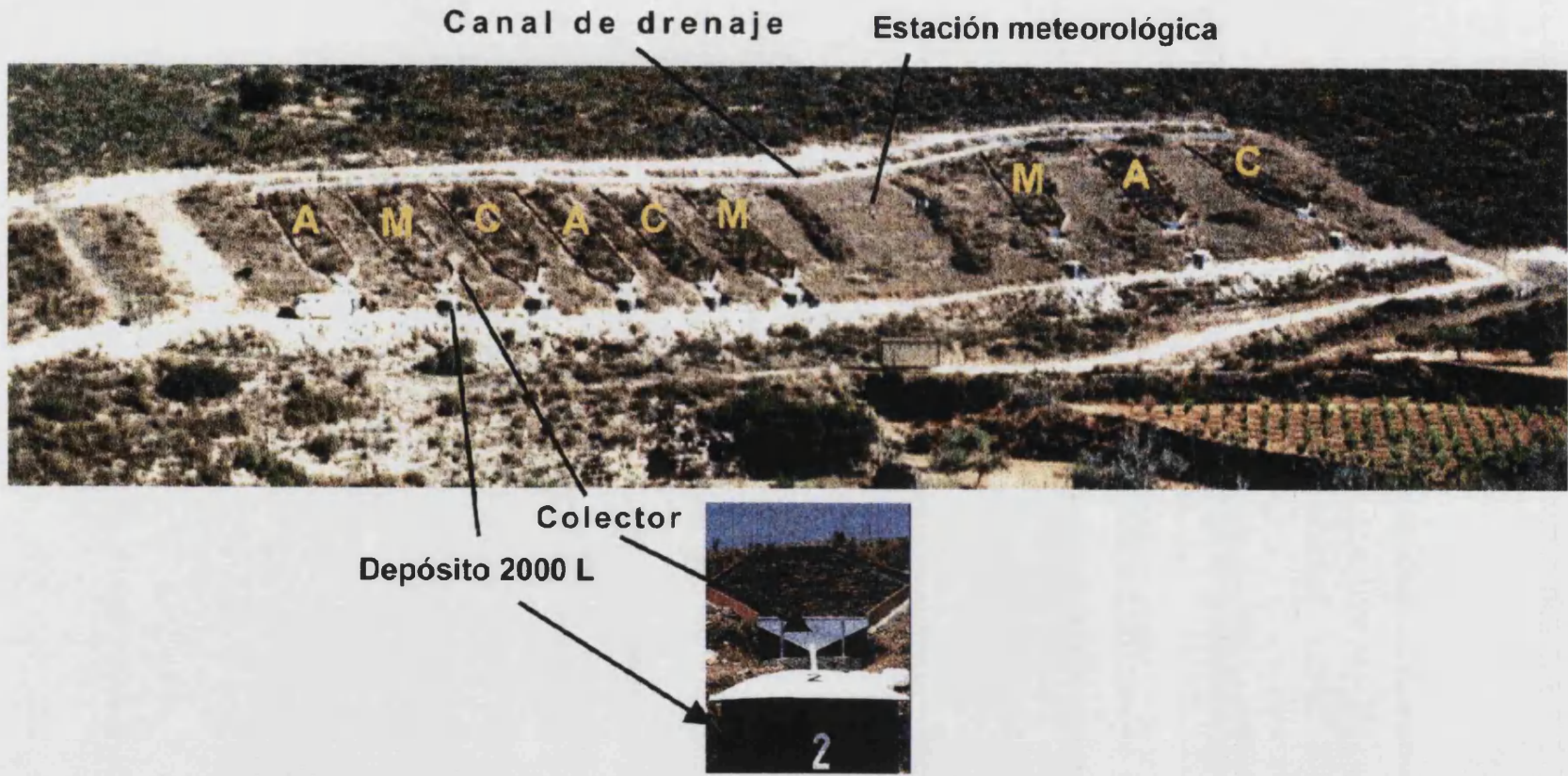


Figura 20. Esquema de la ubicación de las parcelas en la estación experimental de La Concordia



## PORTA-COELI

La parcela experimental de Porta-Coeli posee unas dimensiones de 40 x 8 m, con su lado mayor perpendicular a las curvas de nivel. Está limitada en su parte superior y por los laterales por ladrillos de 30 x 50 cm. En la parte inferior, la parcela se estrecha para lograr la confluencia de los flujos de escorrentía y sedimentos, reduciendo su amplitud a 2 m. Estos flujos se recogen en un colector de 2 m de frente, que a su vez se conecta mediante un tubo de PVC con un depósito de 2000 l de capacidad. Al igual que en el caso anterior y con la misma finalidad, en su interior se colocó otro depósito más pequeño de 30 l. En la Figura 21 se representa un esquema de las instalaciones en Porta-Coeli.

En el interior del recinto se instalaron un pluviógrafo y un termohigrógrafo para poder obtener datos termopluviométricos *in situ*.

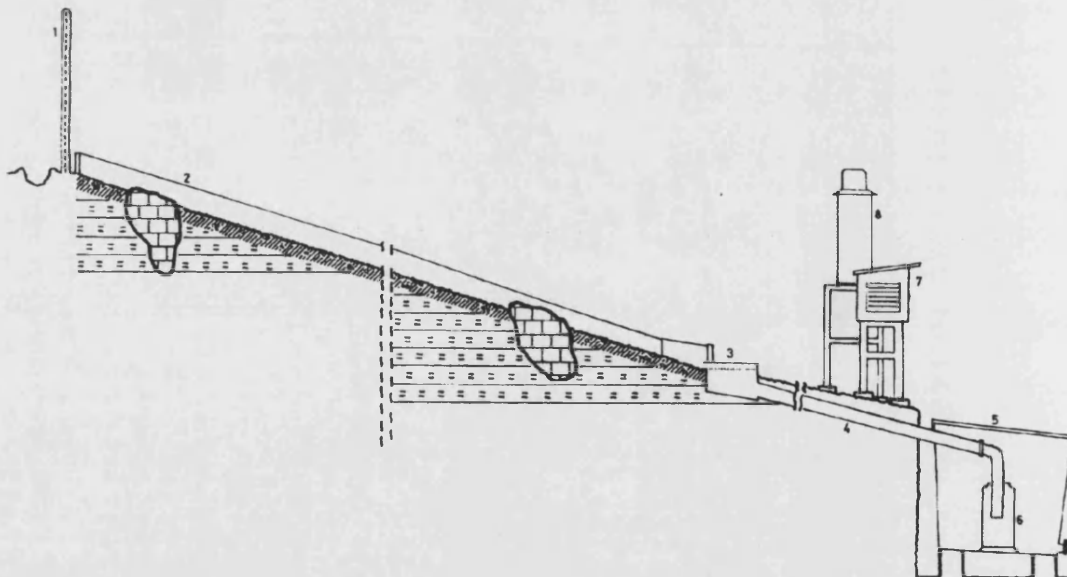


Figura 21. Corte transversal de la instalación. 1.- Valla exterior. 2.- Divisoria de las parcelas (ladrillos). 3.- Colector. 4.- Tubo de paso. 5 y 6.- Depósitos de recogida de escorrentía y de sedimentos. 7.- Termohigrógrafo. 8.- Pluviómetro.

### 3. EXPERIENCIA EN MUFLA. CALENTAMIENTO ARTIFICIAL DEL SUELO

Esta experiencia ha sido diseñada para conocer, en condiciones controladas de laboratorio, el efecto de diferentes temperaturas sobre las propiedades químicas del suelo, evitando las alteraciones que podrían deberse a la incorporación de las cenizas que se produciría en un incendio en condiciones naturales.

La elección de temperaturas se realizó en función de su efecto sobre las reacciones más frecuentes que tienen lugar en el suelo. La mayoría de los investigadores utilizan programas de calentamiento en los que se incrementa la temperatura a intervalos constantes, de 50° o 100°C. Sin embargo, el uso de estos programas no implica que el suelo presente como resultado una respuesta lineal, sino que, como señalan Giovannini y Lucchesi (1993), el suelo experimenta, para cada temperatura, reacciones distintas y bien definidas, es decir, el suelo responde al calentamiento de acuerdo con un modelo de "rangos discretos" (*discrete step model*).

Diversos investigadores (Giovannini y Lucchesi, 1984; Giovannini et al., 1990; Soto, 1993), realizando Análisis Térmicos Diferenciales de muestras de suelo, han observado que la mayoría de ellos responden a los incrementos de temperatura con el mismo patrón de reacciones térmicas. El programa de calentamiento aplicado en la presente experiencia, se basó en tratar a las muestras de suelo con diferentes valores de temperatura, los cuales se correlacionan con las transformaciones más comunes que experimenta el suelo, en función de los resultados observados por los autores anteriormente mencionados. Los valores de temperatura seleccionados fueron: 105°C, 220°C, 300°C, 420°C, 600°C, 700°C, 1000°C, y un tratamiento control a temperatura ambiente (25°C).

Las muestras de suelo con las que se llevó a cabo la experiencia se obtuvieron mediante una selección al azar de 12 muestras superficiales (0-5 cm), tomadas en tres microentornos distintos de las parcelas experimentales de La Concordia, durante los dos muestreos previos a la quema (6 muestras del mes de abril y otras 6 del mes de junio de 1995). Dichas muestras se homogeneizaron con el fin de obtener un total de 6 muestras compuestas que fueran representativas de los tres microentornos existentes, de forma que 2 de ellas se correspondían al microambiente *BPUlex*, otras 2 al *BPRosmarinus* y, por último, otras 2 eran representativas del "suelo desnudo".

Se pesaron 30 g de cada muestra de suelo por tratamiento de temperatura y se colocaron en cápsulas de calcinación de porcelana (94 mm largo x 58 mm ancho x 15 mm alto). Para minimizar las posibles diferencias en el grado de oxidación, entre la

muestra de la superficie y la del fondo de la cápsula, la altura de la masa de suelo en cada una de las cápsulas fue siempre inferior a 10 mm.

El calentamiento de las muestras de suelo a 105°C se realizó en estufa (Selecta Theroven), mientras que para el resto de temperaturas, el tratamiento se llevó a cabo en mufla (Hayashi Denko). Los tiempos de calentamiento fueron inferiores a los descritos en otras experiencias de calentamiento artificial de suelos (6, 24 y 48 horas) (Sertsu y Sánchez, 1978; Kang y Sajjapongse, 1980; Kitur y Frye, 1983), con el fin de simular lo mejor posible, el tiempo de permanencia de las altas temperaturas durante un incendio en condiciones naturales. Las temperaturas de 105°, 220°, 300° y 460°C, se mantuvieron durante 15 minutos, mientras que para el caso de 600°, 700° y 1000°C, una vez alcanzadas, se apagó la mufla, debido a que los tiempos necesarios para alcanzar la temperatura final y los tiempos de enfriamiento, eran superiores a 15 minutos (Tabla 24). Por lo tanto, cada valor de temperatura presentó un tiempo diferente al cual se alcanzó la temperatura prefijada. Los tiempos necesarios para alcanzar la temperatura final ( $t_n$ ) y los tiempos de enfriamiento ( $t_e$ ) se reflejan en la Tabla 24. Tan pronto como la temperatura descendió a 200°C, las muestras de suelo se transfirieron a un desecador hasta su completo enfriamiento, y posteriormente se analizaron.

Las determinaciones analíticas realizadas para el conjunto de muestras fueron: carbonatos totales, materia orgánica, Nitrógeno total,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y P asimilable. Se utilizaron las mismas metodologías que las descritas en el apartado Análisis de Suelos (Epígrafe 5.2. del presente Capítulo).

Tabla 24. Temperaturas y tiempos de permanencia empleados en el programa de calentamiento artificial del suelo

T (°C)	$t_p$ (min)	$t_n$ (min)	$t_e$ (min)	$t_{\text{total}}$ (min)
25	-	-	-	-
105	15	-	-	15
220	15	10	-	35
300	15	13	50	78
460	15	19	110	144
600	-	27	145	172
700	-	35	160	195
1000	-	60	185	245

$t_p$  tiempo de permanencia

$t_n$  tiempo necesario para alcanzar la temperatura prefijada

$t_e$  tiempo de enfriamiento hasta los 220°C

#### 4. SISTEMAS EMPLEADOS PARA MEDIR LA INTENSIDAD DEL FUEGO Y LAS TEMPERATURAS ALCANZADAS EN LA SUPERFICIE DEL SUELO DURANTE LOS INCENDIOS EXPERIMENTALES

##### 4.1. MEDIDAS DE INTENSIDAD Y TEMPERATURAS. ENSAYOS EN LABORATORIO

Se han utilizado tres métodos complementarios para medir las temperaturas en la superficie del suelo de cada parcela, su distribución espacial y para evaluar el grado de intensidad de fuego alcanzado durante los incendios experimentales. Estos métodos son los siguientes:

- Pinturas termosensibles
- Termopares
- Recipientes de evaporación

Los métodos escogidos apenas perturban la superficie del suelo. Previamente a la instalación de estos tres sistemas en las parcelas experimentales se validó su funcionamiento mediante una serie de ensayos en laboratorio.

##### 4.1.1. Pinturas termosensibles

Este método se emplea para conocer la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo en cada una de las parcelas sometidas al fuego, y para obtener una medida de las temperaturas máximas alcanzadas en cada punto durante el incendio. Las pinturas termosensibles, bien en forma líquida o bien en forma de pastillas o lápices, han sido muy utilizadas en diferentes experiencias (DeBano y Conrad, 1978; Moreno y Oechel, 1989 y 1994; Pérez y Moreno, 1996; Quintana *et al.*, 1996). Sus principales inconvenientes son, por una parte, que pueden resultar caras si se utilizan en grandes cantidades y, por otra, el tiempo invertido en la preparación del dispositivo, que puede ser muy largo y laborioso.

Se ha empleado un conjunto de 24 pinturas termosensibles (Omega Stick Crayons), que abarcan un rango de temperaturas entre 76°C y 677°C, con un error del 1%. Cada una de estas pinturas licúa a una temperatura diferente, por lo que se puede conocer la temperatura máxima alcanzada en cada punto.

Como soporte sobre el que aplicar dichas pinturas se escogieron pletinas de hierro. Estas presentan una superficie lo bastante rugosa para que la pintura se adhiera y además son buenas conductoras del calor, el cual, al igual que ocurre en el suelo, se transmite

principalmente por conducción térmica. Sobre cada pletina de 25 cm largo x 3 mm alto x 14 mm ancho, se pintaron las 24 bandas de pinturas, cubriendo el rango indicado de 76°C a 677°C. Las temperaturas a las que corresponden las diferentes pinturas se relacionan en la Tabla 25.

Tabla 25. Temperaturas (°C) a la que licúan cada una de las pinturas termosensibles

Pintura	T (°C)	Pintura	T(°C)
1	76	13	350
2	101	14	375
3	121	15	420
4	149	16	427
5	170	17	454
6	198	18	500
7	226	19	525
8	235	20	550
9	274	21	593
10	302	22	621
11	316	23	649
12	343	24	677

Para comprobar el correcto funcionamiento del dispositivo en su conjunto (pinturas termosensibles, la transmisión de calor de las pletinas de hierro y protección de las pinturas frente al impacto directo de las llamas y de la posterior deposición de cenizas, que pudieran enmascarar o dificultar su lectura) se realizaron diferentes ensayos en laboratorio.

Una serie de ensayos se realizaron en mufla, lo cual permitió elevar la temperatura hasta los 700°C y controlar el tiempo de permanencia. Otro grupo de ensayos se realizó en el entorno del laboratorio, simulando las condiciones de campo. En el primero de ellos, se emplearon cápsulas de calcinación rectangulares a las que se incorporó suelo, sobre el que se colocaron las pletinas. En este caso, la longitud de dichas barras era de 9 cm, para adaptarlas al tamaño de las cápsulas. Las temperaturas de calentamiento de la mufla fueron acordes con las temperaturas a las que licuaban cada una de las pinturas y que se han expuesto en la Tabla 25. De este modo se comprobó el funcionamiento adecuado de este sistema. Además, en aquellos casos en los que la pletina se cubrió con otra de las mismas características, pero sin pintar, se observó que al licuarse la pintura, se impregnaba la cara no pintada dejando una señal perfectamente visible.

En el segundo tipo de ensayo llevado a cabo en el entorno exterior del laboratorio simulando las condiciones de campo, las pletinas de hierro se colocaron sobre una capa de suelo de unos 10 cm de espesor, y se cubrió con biomasa (principalmente de *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*) cortada y seca. El proceso de combustión se realizó al

aire libre. Un factor que se tuvo en consideración en esta experiencia fue la posición o el sentido de colocación de dichas pletinas con respecto a la línea del frente de fuego. Para evitar diferencias en el grado de calentamiento y en la distribución de las temperaturas entre los extremos de la barra, e intentar que toda la superficie de la pletina reciba el calor al mismo tiempo, éstas deberán disponerse perpendiculares al sentido de avance del frente de fuego, puesto que si se colocan paralelas a la línea de fuego, existe un calentamiento diferencial de sus extremos que enmascara los resultados, como se comprobó en esta experiencia. Por consiguiente, su disposición posterior (ver apartado 3.2 de este capítulo) en las parcelas experimentales fue perpendicular al sentido de avance del frente del fuego y con su lado mayor (25 cm) paralelo a la pendiente de la parcela.

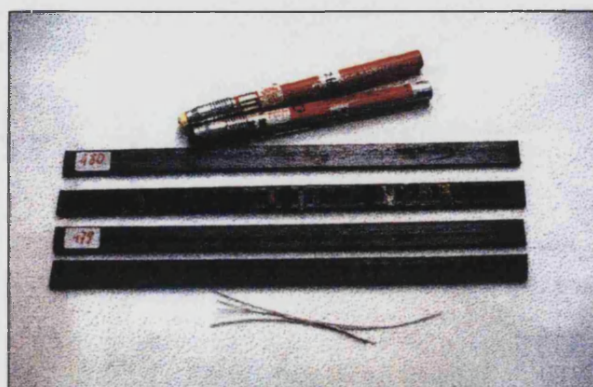
En ambos tipos de ensayo, con el fin de conocer si las fluctuaciones de temperatura y humedad diarias, así como si el tiempo que llevaban pintadas las pletinas afectaban a la capacidad de respuesta de dichas pinturas, se utilizaron dos conjuntos de 6 pletinas que se habían preparado con siete días de antelación y que la noche anterior al ensayo se habían dejado a la intemperie. Los resultados se compararon con los obtenidos con otras pletinas recién pintadas y no se apreció ningún tipo de anomalía.

Además, en ambos grupos de experimentos se probaron diferentes sistemas para cubrir las pletinas de hierro (con perfiles de aluminio, con otras pletinas de hierro, etc.) y diferentes formas de sujeción y atado (pinzas metálicas, alambre, etc.). Los mejores resultados se obtuvieron con la pletina de hierro cubierta con otra de las mismas características pero sin pintar y fijadas con dos o tres piezas de alambre fino. La pletina que contenía las pinturas era la que siempre estaba en contacto directo con la superficie del suelo.

#### 4.1.2. Termopares

Este método permite obtener medidas precisas, directas y continuas de las temperaturas sin perturbar el suelo. Los termopares se conectaron a un sistema de almacenamiento de datos donde se registraron la evolución de las temperaturas y su tiempo de permanencia durante el incendio. Este método parece ser el mejor y más completo de los tres utilizados, aunque el inconveniente es su elevado coste, por lo que no se suele utilizar en grandes áreas.

Se utilizaron termopares tipo K, de 5 m de largo, con aislamiento de Inconel 600. Cada termopar se calibró en el laboratorio y además se comprobó su funcionamiento simulando condiciones de campo en la misma experiencia de las pinturas termosensibles descrita anteriormente. Los termopares se conectaron a un macrodata logger (Unidata, modelo 7000B) que se programó para registrar las temperaturas cada segundo y almacenar los valores medios cada 5 segundos.



Pinturas termosensibles (Omega Stick Crayons) y su soporte, pletinas de hierro



Experiencia de quema simulada para comprobar el comportamiento de los termopares y de las pinturas termosensibles



### 4.1.3. Recipientes de evaporación

Entre los diferentes métodos que se citan en la bibliografía para la evaluar la intensidad del fuego y su impacto sobre el suelo, se encuentra el uso de los recipientes de evaporación como una medida complementaria de los anteriores. Este método fue propuesto en primer lugar por Beaufait (1966) para estimar el calor total liberado durante un incendio, y ha sido utilizado por varios investigadores (Norum, 1974; Beaufait *et al.*, 1975; Shearer, 1975; Moreno y Oechel, 1989), obteniendo resultados aceptables al correlacionar la pérdida de masa de agua con varios parámetros como, por ejemplo, el contenido de humedad de las acículas, el diámetro mínimo de las ramas que sobreviven tras el paso del fuego, y las temperaturas máximas alcanzadas en la superficie del suelo durante la quema. En cambio, otros autores, como el equipo de D.X. Viegas de la Universidad de Coimbra (Portugal) (Viegas *et al.*, 1994) describen que este método presenta algunas limitaciones y que por tanto, su utilización debe ser restringida, por ejemplo, cuando se intenta establecer una relación entre la masa de agua evaporada y la intensidad del frente de fuego, en el sentido definido por Byram (Byram, 1959) (véase el capítulo de antecedentes)

En esencia, el método consiste en utilizar un recipiente metálico, parcialmente lleno de agua, como sensor de la energía térmica liberada durante el incendio. Los recipientes se sitúan en la superficie del suelo de las parcelas que van a ser sometidas al incendio experimental. La pérdida de agua debida a la evaporación provocada por el paso del frente de fuego se utiliza como una medida de la intensidad alcanzada durante el incendio. Una de sus ventajas es que se trata de un sistema muy económico y sencillo, por lo que se pueden utilizar recipientes en grandes cantidades para determinar los patrones de intensidad en incendios a gran escala.

En nuestro caso, se ha intentado establecer una correlación entre la masa de agua perdida por evaporación ( $m_0$ ) y la temperatura ( $T$ ) a la que se somete dicho recipiente durante un tiempo controlado en condiciones de laboratorio. Los resultados se han extrapolado al conjunto de datos obtenidos durante el incendio experimental con el fin de conocer si existe relación entre la masa de agua evaporada y las temperaturas máximas alcanzadas en la superficie del suelo.

Se utilizaron botes de hojalata estándar de forma cilíndrica con las siguientes características: diámetro externo 100 mm, diámetro interno 99.5 mm, 112 mm de altura, 800 cc de capacidad y 102 g de peso. Se les realizó un orificio de 10 mm de diámetro en su tapa con el fin de facilitar la salida de vapor. Se llenaron con 250 ml de agua, se



pesaron y se sometieron a distintas temperaturas en un horno mufla durante un intervalo de tiempo de permanencia de 15 minutos. Los rangos de temperaturas ensayados fueron: 100, 125, 150, 175, 200, 225, 250, 275 y 300°C. Para cada valor de temperatura se realizaron cuatro repeticiones. Además se realizaron dos ensayos con tres repeticiones cada uno: unos entre los 100° y 200°C y otros entre 225° y 300°C. La masa de agua se midió antes y después del tratamiento y la cantidad de agua evaporada se determinó gravimétricamente.

El tiempo de permanencia de 15 minutos se estableció basándose en los tiempos de permanencia en el suelo de temperaturas mayores a la temperatura del suelo en condiciones normales citados en la bibliografía (Heyward, 1938; Floyd, 1966) y tomando en consideración que, debido a las corrientes de convección que se generan durante el incendio, los recipientes de evaporación comienzan a recibir calor por radiación antes de ser alcanzados directamente por las llamas.

El motivo por el que sólo se sometieron los recipientes a temperaturas hasta 300°C, fue porque a temperaturas mayores no es aconsejable abrir la mufla inmediatamente, siendo necesario un cierto tiempo de enfriamiento, lo que implicaría que durante éste, se seguiría perdiendo agua por evaporación, y en estos casos no se podría mantener constante el tiempo de 15 minutos para cada valor de temperatura asignado.

Del conjunto de ensayos realizados en mufla se tomaron como válidos sólo 4 de ellos, descartando 2 que presentaron datos anómalos, debido posiblemente a alteraciones en la estabilización de la mufla. En total se han considerado un conjunto de 72 muestras, de modo que para cada valor de temperatura hay 8 repeticiones. Si se representa gráficamente la masa de agua perdida por evaporación en función de las temperaturas del ensayo, se aprecia un punto de inflexión alrededor de los 175°C, que parece indicar la existencia de un cambio del régimen de ebullición (Figura 22).

McAdams (1978) cita que los cambios en el régimen de ebullición tienen lugar cuando la temperatura de la pared del recipiente alcanza valores entre 120° y 150°C, aunque en nuestro caso éste parece tener lugar a los 175°C debido probablemente a que el recipiente metálico está parcialmente lleno. Viegas et al. (1994) aprecian que la respuesta de este tipo de sensores al pulso del calor no es monótonica, y atribuyen este hecho a un cambio en el régimen de ebullición, que tiene lugar, al menos en los recipientes parcialmente llenos de agua, cuando se alcanzan valores altos de intensidad en el frente de fuego.

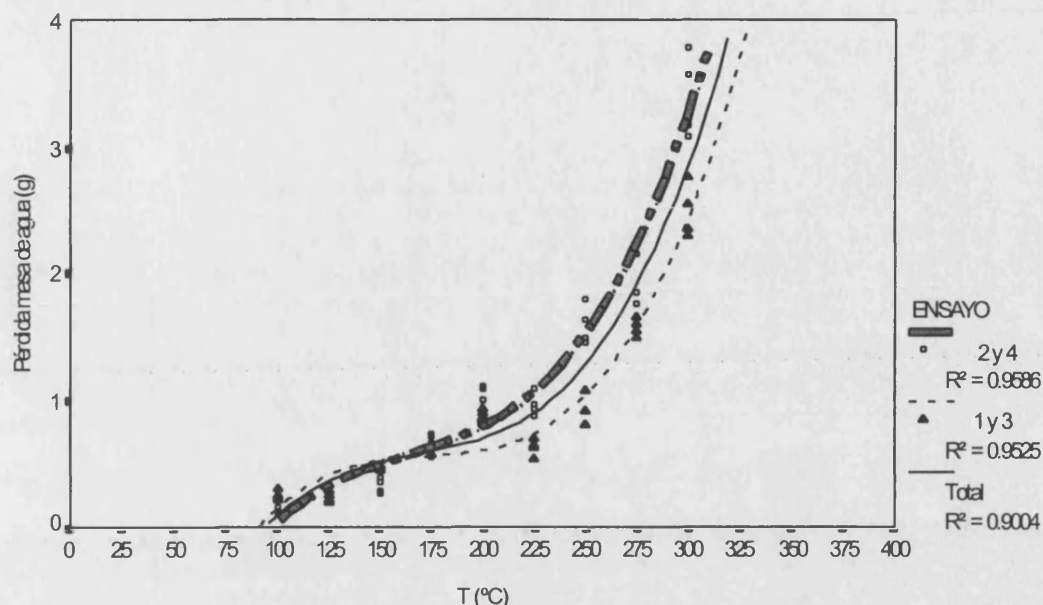


Figura 22. Masa de agua (g) perdida por evaporación en función de la temperatura (°C) al someter los recipientes de evaporación a diferentes temperaturas en un horno-mufla

Al realizar la regresión entre la pérdida de masa de agua ( $m_0$ ) y la temperatura (T), se obtiene que la relación entre ambas variables sigue una ecuación exponencial de la forma:

$$m_0 = 0.0554 e^{0.0129T} \quad (R^2 = 0.907) \quad \text{Ec.1}$$

A partir de esta ecuación se calculan los valores de T utilizando los valores de  $m_0$  obtenidos experimentalmente. De este modo se obtienen unos valores de T, que hemos denominado *T calculada* ( $T_c$ ) que difieren en algunos grados de la temperatura ( $T_m$ ) a la que se había sometido el recipiente de evaporación en la mufla. Al analizar las diferencias entre  $T_c$  y  $T_m$  se observa que, en general,  $T_c$  sobrestima a  $T_m$ . Se aplica el criterio de despreciar aquellas medidas en las que  $T_c$  difiera en más de 12.5°C de  $T_m$ , de forma que el conjunto de medidas queda reducido a  $n = 35$ .

Con los datos obtenidos, se realiza la regresión entre  $m_0$  y T y se observa, que al igual que en el caso anterior, el mejor ajuste corresponde a la ecuación exponencial (Figura 23):

$$m_0 = 0.0591 e^{0.0128T} \quad R^2 = 0.986 \quad \text{Ec. 2}$$

de modo que:

$$T_c = (\ln m_0 + 2.8285) / 0.0128 \quad \text{Ec. 3}$$

A partir de esta ecuación se calcula de nuevo  $T_c$  y se realiza el análisis de la regresión entre esta  $T_c$  y  $T_m$ . Se observa que ambas temperaturas están correlacionadas linealmente con una  $R^2 = 0.9856$ , cuya ecuación es:

$$T_c = 0.0382 + 0.9962 T_m \quad \text{Ec. 4}$$

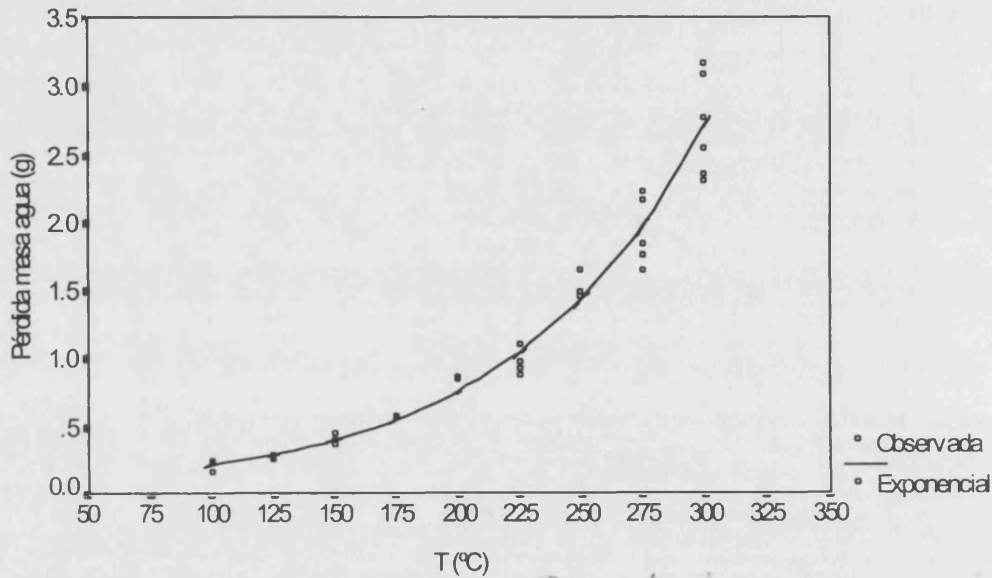


Figura 23. Pérdida de masa de agua ( $m_0$ ) en función de la temperatura obtenida en la experiencia de mufla

Por lo tanto, como  $T_c$  no coincide exactamente con  $T_m$ , habrá que tener en cuenta esta consideración y se aplicará esta corrección a los datos observados. Si se realiza una combinación de las ecuaciones 3 y 4 se obtiene que:

$$T = (\ln m_0 + 2.8280) / 0.0127 \quad \text{Ec. 5}$$

La Ec. 5 es la que se utilizará para calcular la temperatura alcanzada en cada una de las parcelas experimentales sometidas a la quema, en función de la pérdida de la masa de agua medida en la experiencia de campo.

## 4.2. INSTALACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS SISTEMAS DE MEDIDA DE INTENSIDAD Y TEMPERATURA EN LAS ZONAS EXPERIMENTALES

### 4.2.1. Estación experimental de La Concordia

En cada una de las parcelas que iban a ser sometidas a los distintos tratamientos de fuego se dispusieron los tres sistemas descritos en el apartado 4.1 y se procedió del siguiente modo:

- a) Pinturas termosensibles. Se colocó una pletina con las pinturas termosensibles por cada  $m^2$  (un total de 80 pletinas por parcela). Se situaron en el centro de cada cuadrante de  $1m \times 1m$ , y siempre con la cara pintada en contacto directo con la superficie del suelo. Inmediatamente tras el paso del fuego se retiraron todas las pletinas con ayuda de un imán, se almacenaron y se procedió a su lectura en el laboratorio.
- b) Termopares. Se instalaron seis termopares por parcela, tres de ellos bajo planta y los otros tres en las zonas de suelo desnudo. La distancia de separación entre cada sensor fue de tres metros y se dispusieron en dos líneas centrales paralelas a la pendiente de la parcela. Para almacenar toda la información generada por los termopares se empleó un data-logger (Unidata, Modelo 7000B) que se programó para registrar las temperaturas cada segundo y almacenar los valores medios cada 5 segundos. Dicho data-logger se protegió con una manta ignífuga para aislarlo del calor.
- c) Recipientes de evaporación. Estos recipientes se llenaron parcialmente con 250 ml de agua, se tapó el orificio de la parte superior con un tapón de corcho y se pesaron. Para evitar cualquier pérdida de agua, se destaparon justo en el momento de su ubicación en la parcela, sustituyendo el tapón por una porción de papel adhesivo que desaparecerá rápidamente al entrar en contacto con la llama. En cada una de las parcelas se colocaron un total de 20 recipientes de evaporación, distribuidos en zigzag ocupando las dos franjas centrales. Una vez se extinguió el fuego en el interior de las parcelas, los recipientes de evaporación se taparon, se dejaron enfriar y posteriormente se pesaron. Con los datos obtenidos por diferencia de peso se calculó la pérdida de masa de agua, y aplicando a dichos valores la ecuación obtenida en el ensayo de laboratorio (Ec. 5), se calcularon las temperaturas correspondientes a cada porcentaje de pérdida de agua.

En la Figura 24 se presenta un esquema de la disposición de estos tres sistemas. Además se llevaron a cabo medidas complementarias de otros parámetros necesarios para conocer y evaluar el grado de intensidad del fuego, como son la medida de la velocidad de avance del frente de fuego y la cantidad de biomasa.

La medida de la velocidad del avance de la línea de fuego se realizó en función de la distancia de separación entre los termopares y del registro del momento en que comenzaba el aumento de la temperatura en la superficie del suelo. Además, se utilizó otro sistema complementario, consistente en la instalación de pértigas metálicas de cuatro metros de altura en ambos laterales de cada parcela. Cada una de estas varillas estaba pintada a franjas alternas de 20 cm de diferentes colores y separadas por una distancia de dos metros. Dichas varillas se utilizaron como punto de referencia para seguir el avance del frente de fuego, mediante anotaciones directas en el campo utilizando un cronómetro y para medir la altura de las llamas (toma de fotografías y grabación con video-cámara).

Cuando todos los sistemas de medida estuvieron instalados y los equipos de agentes forestales de la Conselleria de Medio Ambiente se situaron adecuadamente para prevenir la posible propagación del fuego a zonas adyacentes, se añadió una pequeña cantidad de fuel-oil en la parte baja de la parcela, y se prendió fuego. Durante la quema de cada una de las parcelas se tomaron fotos y videos de la progresión del fuego (se colocaron dos video-cámaras, una en la ladera de enfrente y otra en uno de los laterales de la parcela).

Recipiente de evaporación  
utilizado en el experimento,  
tras el paso del fuego



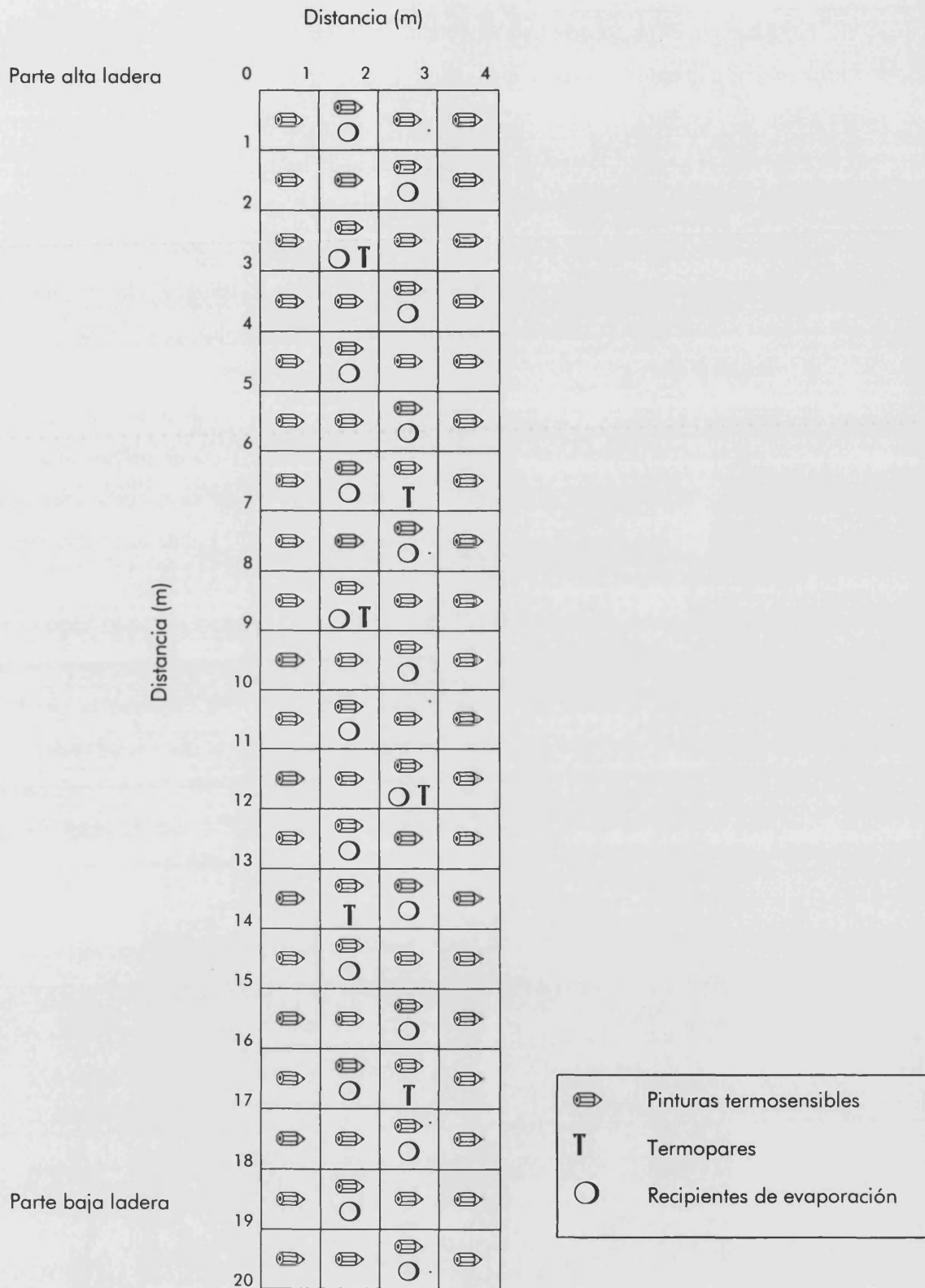


Figura 24. Distribución de las pinturas termosensibles, de los recipientes de evaporación y de los termopares en las parcelas experimentales de La Concordia

#### 4.2.2. Estación experimental de Porta-Coeli

En la parcela seleccionada para la quema en la estación de Porta-Coeli se procedió de forma similar a la anterior, con la excepción de que no se utilizaron los recipientes de evaporación. En la Figura 25 se muestra un esquema de la ubicación de los sistemas de medida empleados. La distribución de los diferentes sistemas fue:

- a) Pinturas termosensibles. Se colocó una pletina en el centro de cada cuadrante de 2m x 2m, siempre con la cara pintada en contacto directo con la superficie del suelo. Inmediatamente tras el paso del fuego se retiraron las 80 pletinas con ayuda de un imán, se almacenaron y se procedió a su lectura en el laboratorio.
- b) Termopares. Se instalaron un total de 20 termopares, la mitad de los cuales se colocaron en la superficie del suelo y la otra mitad a 3 cm de profundidad. Se distribuyeron en zigzag en las dos filas centrales de la parcela con una distancia de separación entre ellos de 4 m, cubriendo diferentes microambientes (bajo planta y suelo desnudo).

Del mismo modo que en el caso anterior, no se prendió fuego hasta que todos los sistemas de medida estuvieron instalados y los equipos de agentes forestales de la Consellería de Medio Ambiente se situaron adecuadamente para prevenir la posible propagación del fuego a zonas adyacentes. Durante la quema de la parcela se realizó el seguimiento de la progresión del fuego mediante la toma de fotos y videos (se colocaron dos video-cámaras, una en la ladera de enfrente y otra en uno de los laterales de la parcela).



Detalle de la colocación de las pletinas con las pinturas termosensibles

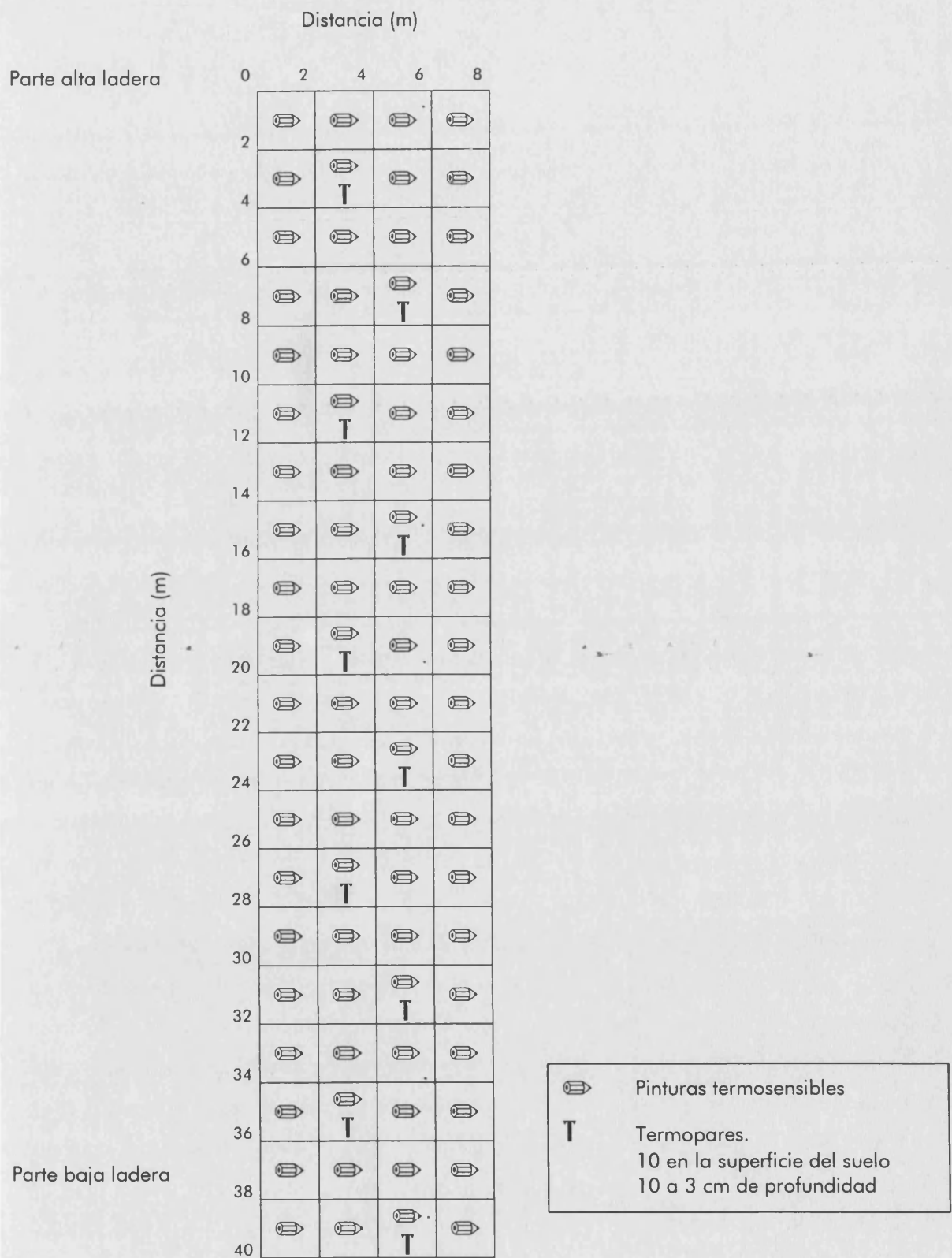


Figura 25. Distribución de las pinturas termosensibles y de los termopares en la parcela experimental de Porta-Coeli



### 4.3. ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS CON LAS PINTURAS TERMOSENSIBLES. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

#### 4.3.1. Estadística paramétrica

El análisis estadístico paramétrico de los datos de temperatura obtenidos mediante el uso de las pinturas termosensibles se ha realizado en tres fases:

- (1) Se han analizado las frecuencias de distribución y posteriormente se han realizado los tests de normalidad y los de la homogeneidad de las varianzas.
- (2) Se han descrito las distribuciones usando los términos tradicionales estadísticos (media, desviación estándar, etc.).
- (3) Se ha realizado el análisis de la varianza y se ha aplicado el test de Tukey para conocer si existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de las temperaturas entre cada tratamiento y entre las parcelas.

Esta parte del análisis estadístico se ha realizado mediante el programa SPSS (versión 6.0). La normalidad de los datos se ha comprobado mediante el test de Lilliefors, que se basa en una modificación del test de Kolmogorov-Smirnov. Los datos que no se distribuyen normalmente se han transformado a logaritmos neperianos para estabilizar la varianza y se han recalculado los test de normalidad utilizando el conjunto de datos transformados. Para comprobar la homogeneidad de la varianza se ha aplicado el estadístico de Levene. En aquellos casos en los que, a pesar de haber realizado la transformación a logaritmos neperianos, no se ha obtenido una distribución normal, se considera que es suficiente si los datos se ajustan aproximadamente a una distribución normal. En estos casos se utiliza la media y la mediana como una medida de la tendencia central, y la desviación estándar, el coeficiente de variación y el rango intercuartil como una estima de la variabilidad.

Se ha escogido la transformación logarítmica porque, probablemente, es la única transformación que, de cara a realizar el análisis geoestadístico y para aplicar una técnica de interpolación (*kriging*) correctamente, nos permite volver a transformar los datos a sus valores originales, ya que, según varios autores (Isaaks y Srivastava, 1989; Halvorson et al, 1995), con los datos transformados no linealmente (raíz cuadrada, logaritmos, arcoseno, etc), el *kriging* puede producir resultados sesgados a menos que se utilice un procedimiento apropiado para convertir la estimación del *kriging* a la escala original que interesa. El procedimiento de conversión correcto tan solo ha sido solucionado para la transformación logarítmica (Liebhold et al., 1993), aunque, no obstante, estas técnicas de

transformación han sido muy criticadas por varios autores, por el sesgo que ellas mismas introducen (Armstrong, 1984; Rivoirad, 1994; White et al., 1997).

#### 4.3.2. Análisis geoestadístico

El desarrollo relativamente reciente de la teoría de las variables regionalizadas (Matherton, 1971) para aplicarla a la geología (Journel y Huijbregts, 1978; Krige, 1981) y a las ciencias del suelo (Burgess y Webster, 1980), proporciona, por un lado, la forma y la herramienta para describir la autocorrelación de los datos, y por otro, el modo de emplear este conocimiento para realizar estimaciones imparciales de los datos, dentro de una unidad de muestreo que conduzca a resolver los patrones espaciales y/o temporales de una variable con una varianza conocida para los puntos interpolados (Robertson, 1987).

El análisis espacial de una variable, con el fin de conocer si existe cierta estructura en su variación, esto es, si las muestras tomadas próximas entre sí son más similares que las muestras tomadas a distancias mayores, se evalúa a través del cálculo de la semivarianza  $\gamma(h)$ , establecido para cada intervalo de distancia  $h$  en el conjunto de datos, tales que:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_{i+h})]^2$$

donde  $z(x_i)$  es el valor de la muestra medida en el punto  $x_i$ ;  $z(x_{i+h})$  es el valor de la muestra medido en el punto  $x_{i+h}$ , y  $N(h)$  es el total del número de puntos muestreados y contrastados o parejas de puntos para el intervalo en cuestión. La función resultante de  $\gamma(h)$  frente a todas las distancias  $h$  (distancia *lag*) evaluadas se denomina semivariograma. La forma de la curva del semivariograma describe el grado de autocorrelación espacial.

El análisis del semivariograma, basado en la teoría de las variables regionalizadas, depende principalmente de dos supuestos. En primer lugar, los datos deben proceder de una distribución continua y para poder estimar los parámetros del semivariograma, ésta debe de ser normal. En segundo lugar, se basa en la hipótesis intrínseca de débil estacionaridad (Journel y Huijbregts, 1978), que asume que la semivarianza existe y sólo es función de la distancia *lag* y es independiente de la localización de los puntos. Los geoestadísticos debaten sobre la importancia de la estacionaridad (si la varianza o semivarianza de una variable es aproximadamente constante en la zona de estudio) y la no estacionaridad (si la varianza cambia notablemente) y muchos de ellos han sugerido

que la estacionaridad en todo el conjunto de datos es innecesaria y sólo es necesario asumir que los datos son estacionarios localmente (White et al., 1997). Los semivariogramas toleran que exista considerable grado de no estacionaridad (Yost et al., 1982).

Existen numerosas revisiones sobre la teoría de las variables regionalizadas y sobre el análisis geoestadístico que exponen su solidez y limitaciones (Burgess y Webster, 1980; Krige, 1981; Vieira et al., 1983; Trangmar et al., 1985; Webster, 1985; Odland, 1988; Webster y Oliver, 1990), aplicadas principalmente a las ciencias del suelo.

El análisis geoestadístico para la variable temperatura ha constado de las siguientes fases:

- (1) Se han definido los semivariogramas y se han analizado las diferencias en el *nugget*, semivarianza total y rango para la variable temperatura en cada una de las parcelas.
- (2) Se ha aplicado una técnica de interpolación al conjunto de datos: *kriging* puntual, que proporciona una estima del valor de la variable en los puntos no medidos.
- (3) A partir del fichero de datos obtenidos por *kriging* se realiza un mapa de contornos que representa gráficamente los valores de temperatura estimados en la superficie del suelo en cada una de las parcelas.

Se ha utilizado el programa geoestadístico GS+ (versión 1.21) en primer lugar para analizar la estructura espacial de los datos y para definir los semivariogramas. La semivarianza se ha calculado tanto para los datos originales como para los transformados, en caso de que no siguieran una distribución normal, con el fin de minimizar los efectos de los valores extremos. Los resultados obtenidos con ambos tipos de datos se han analizado y comparado.

Los cálculos de las semivarianzas en cada una de las parcelas de La Concordia se han basado en una distancia *lag* máxima de 19.24 m, los cuales se dividieron en 7 clases de distancia *lag* separadas por una media de 2 m (*step activo*). En la parcela de Porta-Coeli la distancia *lag* máxima ha sido de 38.47 m, dividida en también en 5 clases, separadas por una distancia media de 4 m. Cada clase de distancia *lag* contenía al menos 250 pares de puntos para realizar los cálculos de la semivarianza. La selección de modelos de los semivariogramas se realizó basándose en el mejor ajuste y considerando el valor de la  $r^2$  de la regresión. Para obtener el mejor ajuste, el programa emplea una técnica iterativa basada en el modelo de mínimos cuadrados. Todos los semivariogramas son isotrópicos,

es decir, la correlación espacial depende sólo de la distancia y es independiente de la dirección.

El *kriging* puntual es la técnica de interpolación que mejor se adapta cuando el muestreo se ha realizado de modo sistemático y cada uno de los datos se ha tomado en un único punto. Para que el *kriging* sea efectivo y poder realizar los algoritmos de cómputo se requiere que exista autocorrelación y que ésta, esté representada por el mejor ajuste del modelo de semivariograma. El *kriging* calcula una estima lineal imparcial de los puntos no muestreados a partir de la media ponderada de los puntos vecinos al muestreado. Se ha establecido que el intervalo entre los puntos interpolados es de 0.1 m en las parcelas de La Concordia y de 0.5 m en Porta-Coeli. El número máximo de puntos vecinos considerados en el *kriging*, a partir de los cuales se estima el valor de aquellos puntos no medidos, han sido 8, ya que se ha comprobado que si se incrementa este número, el peso que aporta un número mayor es insignificante.

Para comprobar la bondad de un modelo de semivariograma junto con los parámetros del *kriging* seleccionados, y ver si realmente la interpolación realizada en el *kriging* es de hecho imparcial y presenta la varianza mínima (Vauclin et al., 1983), se ha aplicado el análisis o la técnica de *jack-knifing*. Es un método de "cross-validation" en el cual el valor de una medida en un punto determinado es excluido del conjunto de datos y los puntos restantes se utilizan para realizar una estima del valor que ha sido excluido. Cuando esta operación se ha realizado en todos los puntos de muestreo, se procede a comprobar la imparcialidad y la varianza mínima empleando la media y la varianza que proviene de los pares de los valores medidos y estimados. Por lo tanto, los parámetros más relevantes de este análisis son:

- El valor medio del error reducido. Es el valor medio de todos los valores estimados menos los valores actuales divididos por la desviación estándar y debe ser próxima a cero si las estimas son imparciales;
- La varianza de esta misma operación debe ser próxima a 1, en caso de que se satisfaga la condición de que se minimize el error de la varianza.

## 5. DETERMINACIONES ANALITICAS

### 5.1. ANÁLISIS DE CENIZAS

Para la caracterización de las propiedades de las cenizas producidas en el incendio experimental, que se depositaron sobre la superficie del suelo, se siguió la siguiente metodología:

#### (a) Toma de muestras

Inmediatamente tras el paso del fuego, se procedió al muestreo de las cenizas depositadas sobre la superficie del suelo, en cada una de las parcelas de La Concordia. Se tomaron un total de 24 muestras (4 por parcela), en los alrededores de los puntos de muestreo del suelo, abarcando un radio máximo de 50 cm aproximadamente. La toma de muestras se realizó cuidadosamente, para evitar, en la medida de lo posible, perturbaciones y alteraciones en la superficie del suelo y para obtener, únicamente, material de cenizas. Para ello se utilizó una pequeña espátula y un pincel, con lo que se evitó la contaminación de las muestras de cenizas con partículas de suelo.

El muestreo de las cenizas producidas por combustión directa de la vegetación tras el incendio experimental permite, en primer lugar, obtener un conjunto de muestras representativas de las cenizas depositadas en el área de estudio, teniendo en cuenta el mosaico de especies vegetales existente, característico de los ambientes mediterráneos, y, en segundo lugar, su análisis nos proporcionará información sobre la composición mineral de las cenizas, que también depende del tipo de combustión, puesto que como señala Raison (1979), las cenizas obtenidas en mufla presentan una distribución mineral diferente, con mayor concentración de elementos minerales, que las cenizas generadas durante la combustión en condiciones naturales.

#### (b) Determinaciones analíticas

Una vez en el laboratorio, las muestras de cenizas se pasaron por un tamiz de 2 mm de luz de malla, se homogeneizaron y, posteriormente, se procedió al análisis de la fracción con diámetro inferior a 2 mm.

Las determinaciones analíticas realizadas para el conjunto de muestras de cenizas fueron: materia orgánica, N total, N amoniacal, N nítrico, P asimilable, pH, conductividad eléctrica y cationes solubles ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ). Para las cuatro primeras determinaciones se utilizaron las metodologías descritas en el apartado de Análisis de

## Suelos.

Para la determinación del pH, conductividad eléctrica y cationes solubles se siguió el siguiente modo operativo:

- Se pesaron 0.5 g de muestra, se colocaron en un frasco de 150 ml de capacidad, y se adicionó 100 ml de agua bidestilada.
- Se sometieron a agitación mecánica (Rotavit, Selecta) durante 30 minutos.
- A continuación se procedió al filtrado de la muestra, utilizando papel de filtro Albet 145, de filtración media-lenta (equivalente a Whatman 40).
- A continuación, se lavó el papel de filtro con otros 100 ml de agua bidestilada, arrastrando las cenizas adheridas a sus paredes.
- El volumen eluido se aforó a 200 ml, obteniéndose de este modo una solución de relación 1:400.

En esta solución se realizaron las siguientes determinaciones:

- pH. Con pH-metro micropH 2000, Crison.
- Conductividad eléctrica. Conductímetro microCM 2201, Crison.
- Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> solubles. La concentración de los cationes solubles se realizó por espectroscopia de absorción atómica de llama (EAA-llama), excepto el Na que se midió por emisión, con un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer 2280. En la Tabla 26 figuran las condiciones instrumentales.

Tabla 26. Condiciones instrumentales empleadas en la determinación de Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> solubles por EAA-llama

Elemento	Na	K	Ca	Mg
Longitud de onda ( $\lambda$ ) (nm)	589.0	766.5	422.7	285.2
Rendija (nm)	0.2	0.7	0.7	0.7
Tipo de lámpara	Cátodo hueco Na-K		Cátodo hueco Ca-Mg	
Intensidad lámpara (mA)	12	12	15	15
Flujo de aire (l min <sup>-1</sup> )	50	50	50	50
Flujo de acetileno (l min <sup>-1</sup> )	20	20	20	20
Nebulizador	Spoiler	Spoiler	Spoiler	Spoiler

## 5.2. ANÁLISIS DE SUELOS

Previamente a las determinaciones analíticas se realizó la preparación de las muestras mediante su secado al aire, posterior tamizado a través de un tamiz de 2 mm de luz de malla, homogeneización y cuantificación de la fracción de elementos gruesos (> 2 mm de diámetro). Las determinaciones analíticas realizadas en las muestras de suelo se han llevado a cabo de acuerdo con las siguientes metodologías:

- Contenido de humedad. La determinación del contenido de humedad al aire se realiza gravimétricamente en estufa a 105°C. Los resultados se expresan en porcentaje.
- Capacidad de retención de agua. Se determina por centrifugación a 1000 g de la muestra de suelo humectado por ascenso capilar. La cantidad de agua que queda retenida en la muestra tiene un valor equivalente al de la capacidad de campo (Bouyoucos, 1935; Demolon, 1965). Los resultados se expresan en porcentaje.
- Análisis granulométrico y determinación de la textura. Se realiza con eliminación de carbonatos y tratamiento con agua oxigenada para la destrucción de la materia orgánica. La fracción arena se determina por tamizado en húmedo y posterior separación de las subfracciones por tamizado en seco. La arcilla y el limo se separan por sedimentación, siguiendo el método de la pipeta de Robinson, tal como se describe en los Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura (1986). Los resultados se expresan en porcentajes de cada fracción.

La clase textural se determina partir de los datos obtenidos en el análisis granulométrico, según las normas del Soil Survey Manual de la USDA (1951).

- Estabilidad estructural. Se utiliza el método de Henin y Feodorof (1960) modificado, tomado de Primo y Carrasco (1973). El suelo se pasa por un tamiz de 2 mm de luz, se somete a humedecimientos bruscos y agitación en medio acuoso mediante un aparato diseñado especialmente para tal fin; se pesa el conjunto de agregados estables más la fracción arena. Posteriormente se destruyen los agregados estables mediante oxidación de la materia orgánica con agua oxigenada y, a continuación, se determina el contenido de arena de dicho conjunto. Por diferencia se calcula el porcentaje de peso de suelo correspondiente a los agregados estables.
- pH. Se determina potenciométricamente en la pasta de saturación de suelo preparada con agua destilada y con CLK (Richards, 1954). Las medidas se efectuaron en un pHmetro Crison micropH 2000.

- Salinidad. Se determina midiendo la conductividad eléctrica en el extracto del suelo obtenido a partir de la pasta de saturación (Richards, 1954) con un conductímetro Crison micro CM 2201. Los resultados se expresan en  $\text{dS m}^{-1}$ .
- Carbonatos y bicarbonatos solubles. Su determinación se ha realizado partiendo del extracto obtenido de la pasta saturada del suelo y siguiendo el método descrito en Porta (1986). Sus concentraciones se han expresado en  $\text{meq l}^{-1}$ .
- Carbonatos totales. Su determinación se realiza mediante el ataque del suelo con ácido clorhídrico midiendo el volumen de anhídrido carbónico que se desprende según el método del calcímetro de Bernard, tomado de Douchaufour (1965). Los resultados se expresan en tanto por ciento de carbonato cálcico.
- Materia orgánica. Este análisis se realiza mediante la oxidación en frío de la materia orgánica con dicromato potásico en medio ácido y posterior valoración del exceso de dicromato con sulfato ferroso (Walkley y Black, 1934), tomado de Jackson (1958). Cuando hablamos en el texto del porcentaje de materia orgánica en el suelo, nos referimos a la fracción oxidable de carbono orgánico presente en el suelo multiplicada por el factor de Van Bemmelen (1.72) que supone que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de carbono orgánico.
- Nitrógeno total. La determinación del nitrógeno total se realiza mediante la digestión ácida de la muestra de suelo (Tecator Digestion System 40, 1016 Digester), y posterior destilación y valoración en el analizador automático micro-Kjeldahl (Tecator Kjeltex Auto Analyzer 1030) en una adaptación del método descrito por Bremner (Black, 1965).
- Nitrógeno mineral y amoniacal. Se determinan por destilación de un extracto de suelo obtenido con KCl 2N. La destilación y valoración del extracto se realiza en el analizador automático micro-Kjeldahl (Tecator Kjeltex Auto Analyzer 1030) en una adaptación del método descrito por Bremner (Black, 1965). La determinación del nitrógeno mineral incluye amonio, nitratos y nitritos. La concentración de nitratos se determina restando los valores de nitrógeno mineral y amoniacal. Los resultados de ambas formas de nitrógeno mineral se expresan en  $\text{mg N } 100 \text{ g}^{-1}$  de suelo seco.
- Fósforo asimilable. Se determina por el método de Olsen y Dean (Black, 1965), mediante extracción de una solución de bicarbonato sódico a pH 8.5 y posterior medida del color desarrollado por el complejo fosfomolibdénico con espectrofotómetro UV-Visible Shimadzu UV-1630, a una longitud de onda de 660 nm. Su contenido se expresa en  $\text{mg P } 100 \text{ g}^{-1}$  de suelo seco.



- Capacidad de intercambio catiónico. Se utiliza básicamente el método de Bower et al. (1952) empleando como solución saturante acetato de sodio 1N a pH 8.2 y como solución desplazante el acetato de amonio 1N a pH 7.0. La lectura del Na<sup>+</sup> se realiza por espectrofotometría de emisión mediante el espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer 2280. Los resultados se expresan en cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de suelo seco.
- Bases de cambio. La determinación de las bases de cambio (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y Ca<sup>2+</sup>) se realiza mediante el método de Peech (1954) y siguiendo las recomendaciones de la FAO, empleando acetato amónico para desplazar las bases de cambio. Las determinaciones de las concentraciones de estas bases en el extracto obtenido se realizan mediante el espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer 2280. En la Tabla 27 se presentan las condiciones instrumentales empleadas en la determinación de las bases de cambio y de la CIC. Los resultados se expresan en cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de suelo seco excepto el Capítulo de "Evolución temporal de las propiedades químicas", donde se expresan en el tanto por cien con respecto al valor de la CIC.

Tabla 27. Condiciones instrumentales empleadas en la determinación de Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> de cambio y CIC por EAA

Elemento	Na	K	Ca	Mg
Longitud de onda ( $\lambda$ ) (nm)	589.0	769.9	422.7	285.2
Rendija (nm)	0.2	0.7	0.7	0.7
Tipo de lámpara	Cátodo hueco Na-K		Cátodo hueco Ca-Mg	
Intensidad lámpara (mA)	12	12	15	15
Flujo de aire (l min <sup>-1</sup> )	50	50	50	50
Flujo de acetileno (l min <sup>-1</sup> )	20	20	20	20
Nebulizador	Spoiler	Spoiler	Spoiler	Spoiler

### 5.3. ANÁLISIS DE SEDIMENTOS

El caudal sólido se muestrea en base a los sedimentos arrastrados y/o en suspensión en el agua de escorrentía, producida en cada episodio de lluvia. Los sedimentos se recogen en su totalidad al final de cada tormenta ya sea en el depósito interno de 25 l o en el conjunto dentro del depósito de 1500 l según haya sido la entidad del episodio de lluvia. Así, la toma de la muestra se desarrollará de forma diferente según el volumen de escorrentía recogido:

#### (a) Episodios de lluvia que generan volúmenes reducidos de escorrentía (< 25 l)

Si la carga de sedimento es escasa, se homogeneiza el contenido y se extrae una alícuota de 200 ml. Esta se divide en dos submuestras de 100 ml que se introducirán en estufa a 105°C hasta desecación completa y peso constante. Con los pesos finales respectivos, y ya que el volumen es conocido, se calcula la concentración de sedimento y se extrapola al volumen total de escorrentía recogido.

En el caso de que la escorrentía recogida llene el depósito de 25 l y la carga de sedimento sea apreciable, se procede a aplicar el procedimiento que se describe en el apartado (b) referido a este depósito.

#### (b) Episodios de lluvia que generan volúmenes de escorrentía mayores a 25 l

Cuando la cantidad de escorrentía desborda el depósito interior de 25 l, este se extrae y se homogeneiza el líquido restante del depósito de 1500 l tomándose alícuotas de 2 l de este a tres profundidades, para cuantificar su contenido en sedimento. El volumen de escorrentía restante en el depósito se determina por aforo previo. Estas alícuotas se tratan de forma similar a lo expuesto en el punto (a), y con la concentración obtenida se extrapola al volumen total exterior con lo que se obtiene el peso de sedimento recogido fuera del depósito de 25 l.

El depósito interior se pesa ya en el laboratorio, y se decanta el agua sobrenadante, de la que se toman alícuotas para determinar el peso de los posibles sólidos residuales en suspensión. Una vez extraída el agua, se pesa el depósito y los sedimentos concentrados en el fondo del mismo se emplean para la realización de los diferentes análisis. Para facilitar su secado, la muestra se coloca en embudos Büchner, sobre un papel de filtro previamente humedecido, que se colocan sobre matraces Kitasato y se aplica el vacío. Una vez se observa la aparición de las primeras grietas, se deja que los sedimentos sequen al aire. Estos se pesan y su resultado, sumado al peso de los sólidos residuales, nos dará el

peso total de sedimento concentrado en el depósito interior, que junto al calculado para el volumen exterior del depósito nos indicará el peso total de sedimentos producidos en ese episodio de lluvia.

Con el sedimento seco se realizan las diferentes determinaciones analíticas (contenido en humedad, materia orgánica, fósforo asimilable, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y mineral, bases de cambio) siguiendo las metodologías ya descritas en el apartado 5.2. Análisis de Suelos.

## 6. ANALISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS CORRESPONDIENTES A LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS Y A LOS EPISODIOS EROSIVOS

Los datos obtenidos que se presentan en los distintos capítulos de Resultados y Discusión se han sometido a los análisis estadísticos que se relacionan a continuación, empleando los programas estadísticos BMDP (Biomedical Package, Version 9.0, 1988) y SPSS para Windows, versión 6.0.

- a) Análisis univariante de la varianza de cada una de las variables consideradas en el estudio, que se ha centrado en el análisis de los siguientes aspectos:
  - Diferencias entre los valores de temperatura alcanzados en cada una de las parcelas durante la quema experimental en La Concordia.
  - Diferencias entre los rangos de  $I_{30}$  y entre los valores de los parámetros erosivos analizados en función de dichos rangos para cada uno de los tratamientos de intensidad de fuego.
- b) Análisis multivariante de la varianza, que se ha centrado en el estudio de:
  - Las diferencias en las propiedades químicas de las cenizas en función del tratamiento de intensidad de fuego y del microentorno dominante.
  - Las diferencias entre las propiedades químicas de los suelos antes de la quema para los siguientes factores: parcelas, la posición de la muestra en la ladera, el tipo de microentorno y entre los grupos de tratamiento. En cuanto al estudio de las posibles interacciones, en el análisis de la varianza sólo se ha considerado la interacción "posición x bajo planta/fuera planta".
- c) ANOVA con medidas repetidas en el tiempo que se ha aplicado con el fin de determinar:
  - Las diferencias entre las propiedades químicas del suelo analizadas para cada época de muestreo a lo largo del periodo de estudio, debidas al tipo de microentorno y al tratamiento de intensidad de fuego. En este caso, los factores "especie" y "tratamiento", cada uno de ellos con tres niveles, se consideran como *grouping factors* y, el factor "estación" o "muestreo" representa a las medidas repetidas (*within factor*), el cual varía dentro de cada uno de los factores anteriores.
  - Las diferencias entre los grupos de episodios de lluvia (agrupados en función de valores de  $I_{30}$  similares) en la generación de escorrentía y arrastre de sedimentos en cada uno de los tratamientos de intensidad de fuego aplicados a las parcelas,

durante el tiempo que ha durado el estudio. En este caso el factor “tratamiento” es el *grouping factor* y el factor “lluvia” es el *within factor*.

#### d) Test de Tukey

Una vez se ha comprobado la existencia de diferencias estadísticamente significativas para cada uno de los factores, incluidos las ANOVAs del apartado anterior, se ha aplicado el test de Tukey para diferenciar estadísticamente los valores medios de cada uno de dichos factores. El test de Tukey se basa en el cálculo de la diferencia mínima significativa (DMS), la cual para el caso de las MANOVAs se ha obtenido mediante el cálculo siguiente:

$$DMS = Q_{n,g,l} \cdot \sqrt{\frac{V_R}{n}}$$

$Q_{n,g,l}$ : valor crítico del test de Tukey (tabla de la distribución de Q al 95%) que depende del número de tratamientos que se comparan y de los grados de libertad de la varianza residual

$V_R$ : varianza residual

$n$ : número del conjunto de datos totales dividido entre el número de tratamientos que se comparan.

#### e) Regresiones

El análisis de las regresiones lineales simples se ha utilizado para conocer el grado de asociación entre dos variables. Este es el caso por ejemplo de las relaciones presentadas entre las distintas propiedades químicas en el capítulo 6. En algunos casos, el mejor ajuste entre dos variables corresponde con un modelo no lineal (inverso, cúbico).

El análisis de regresión múltiple en pasos sucesivos (*Multiple Stepwise Regression*) se ha empleado para obtener las relaciones más significativas entre los parámetros del suelo analizados y las temperaturas, en la experiencia del calentamiento artificial del suelo.

#### f) Análisis geoestadístico

El análisis geoestadístico de los parámetros analizados en la parcela de Porta-Coeli se ha llevado a cabo mediante el programa GS+ (Versión 1.21) y ha constado de las mismas fases que las descritas para el análisis de las temperaturas en el apartado 4.3.2. del capítulo Material y Métodos: cálculo del semivariograma, interpolación (*kriging*) y representación gráfica mediante un mapa de contornos. La única diferencia es que en este caso la técnica de interpolación empleada ha sido el *kriging* en bloques.

## **IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

1. Estudio de la vegetación en las parcelas experimentales
2. Estudio de la variabilidad de las propiedades del suelo antes del fuego en las parcelas seleccionadas en la estación experimental de La Concordia. Análisis de la varianza y comparación de medias
3. Resultados del calentamiento artificial del suelo de La Concordia (experiencia en mufla). Efecto de las temperaturas sobre las propiedades químicas del suelo
4. Distribución de las temperaturas y evaluación del grado de intensidad en los incendios experimentales en condiciones de campo
5. Propiedades químicas de las cenizas
6. Variaciones espaciales en las propiedades químicas del suelo
7. Evolución temporal de las propiedades químicas del suelo en la estación experimental de La Concordia y su relación con el grado de intensidad de fuego
8. Erosión hídrica en las parcelas de La Concordia tras los incendios experimentales
9. Erosión hídrica en la parcela de Porta-Coeli tras el incendio experimental
10. Pérdida de materia orgánica y de nutrientes en las parcelas de La Concordia como consecuencia de los procesos de erosión hídrica



## 1. ESTUDIO DE LA VEGETACION EN LAS PARCELAS EXPERIMENTALES

### LA CONCORDIA

Los resultados obtenidos con respecto al porcentaje de cobertura vegetal y suelo desnudo, y a la cantidad de biomasa por unidad de superficie, así como las principales especies vegetales identificadas en las parcelas experimentales de La Concordia se presentan en las Tablas 28 y 29, y en las Figuras 26 y 27.

La cuantificación del porcentaje de suelo cubierto por vegetación, frente al suelo desnudo, realizado en cada cuadrante de 1 m<sup>2</sup> muestra que la mayoría de las parcelas presentan un porcentaje de cobertura vegetal entre el 21 y 28% (Tabla 28). Las especies vegetales más frecuentes son *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis* y *Globularia alypum*, las cuales suponen entre el 60% (parcela 8) y 90% (parcela 2) del número de individuos, y en el resto de parcelas estos valores representan alrededor del 80% (Tabla 29).

Tabla 28. Porcentajes de cobertura vegetal y cantidad media de biomasa en las parcelas a las que se les han asignado los tratamientos de fuego

Tratamiento	Parcela	Cobertura (%)	Biomasa (kg m <sup>-2</sup> )
T1	1	20.10	0.652
	4	21.58	0.793
	8	21.32	0.586
	Media	21.00	0.677
T2	2	21.58	0.702
	6	23.35	0.827
	7	13.01	0.443
	Media	19.31	0.657

T1: posterior adición de 4 kg m<sup>-2</sup> de biomasa

T2: posterior adición de 2 kg m<sup>-2</sup> de biomasa

De los transectos de vegetación y del cálculo del peso seco de biomasa correspondiente a cada m<sup>2</sup> se obtiene la distribución de cantidad de biomasa vegetal (Figura 26). Como se aprecia más claramente en la Figura 27, en la mayoría de las parcelas aproximadamente el 50% de su superficie presenta una cantidad de biomasa igual o inferior a 0.5 kg m<sup>-2</sup>, excepto la parcela 6, en la que este porcentaje corresponde a una cantidad de biomasa entre 0.5 y 1 kg m<sup>-2</sup>.



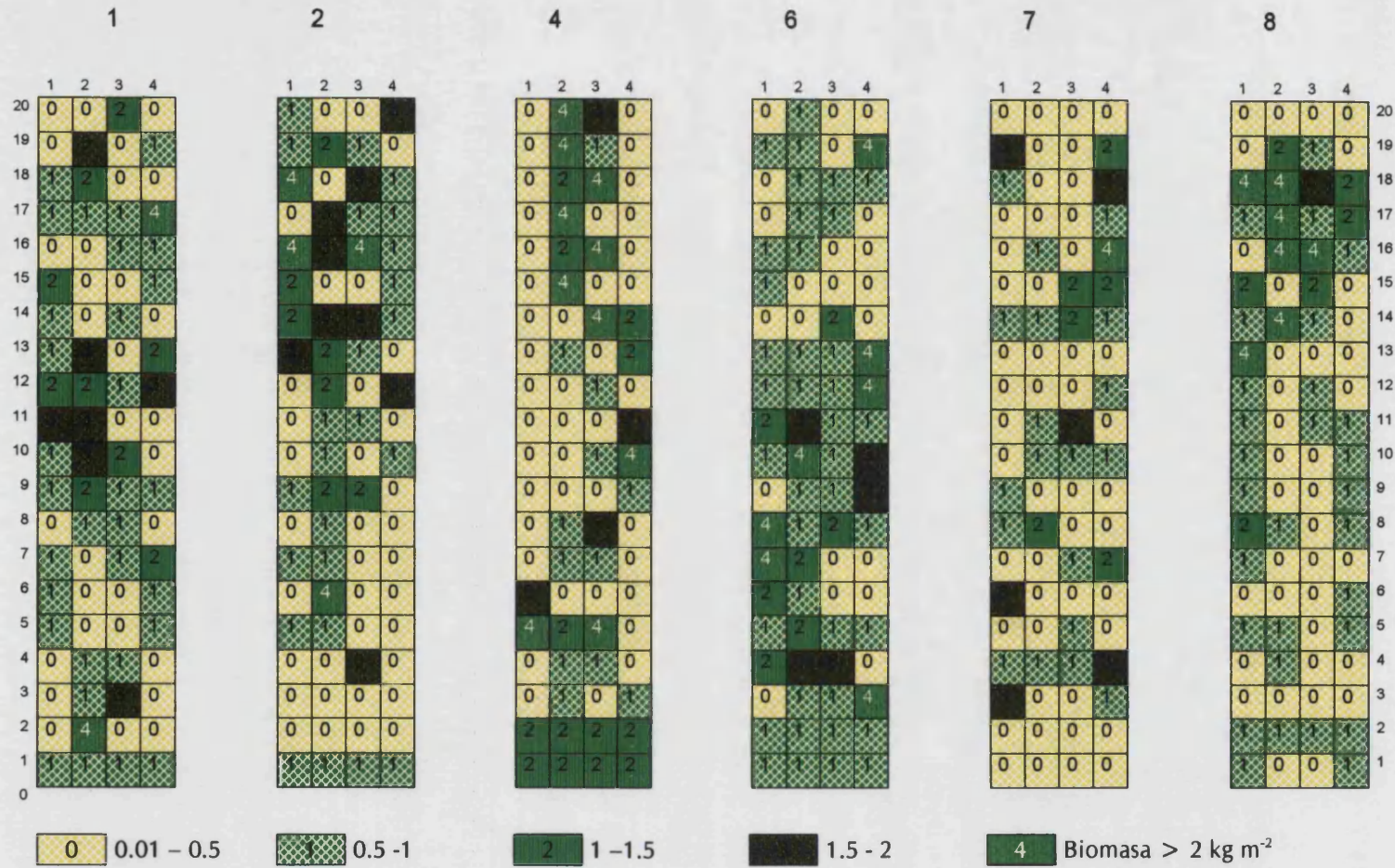


Figura 26. Distribución de la biomasa (kg m<sup>-2</sup>) en las parcelas de La Concordia antes de la adición de la biomasa

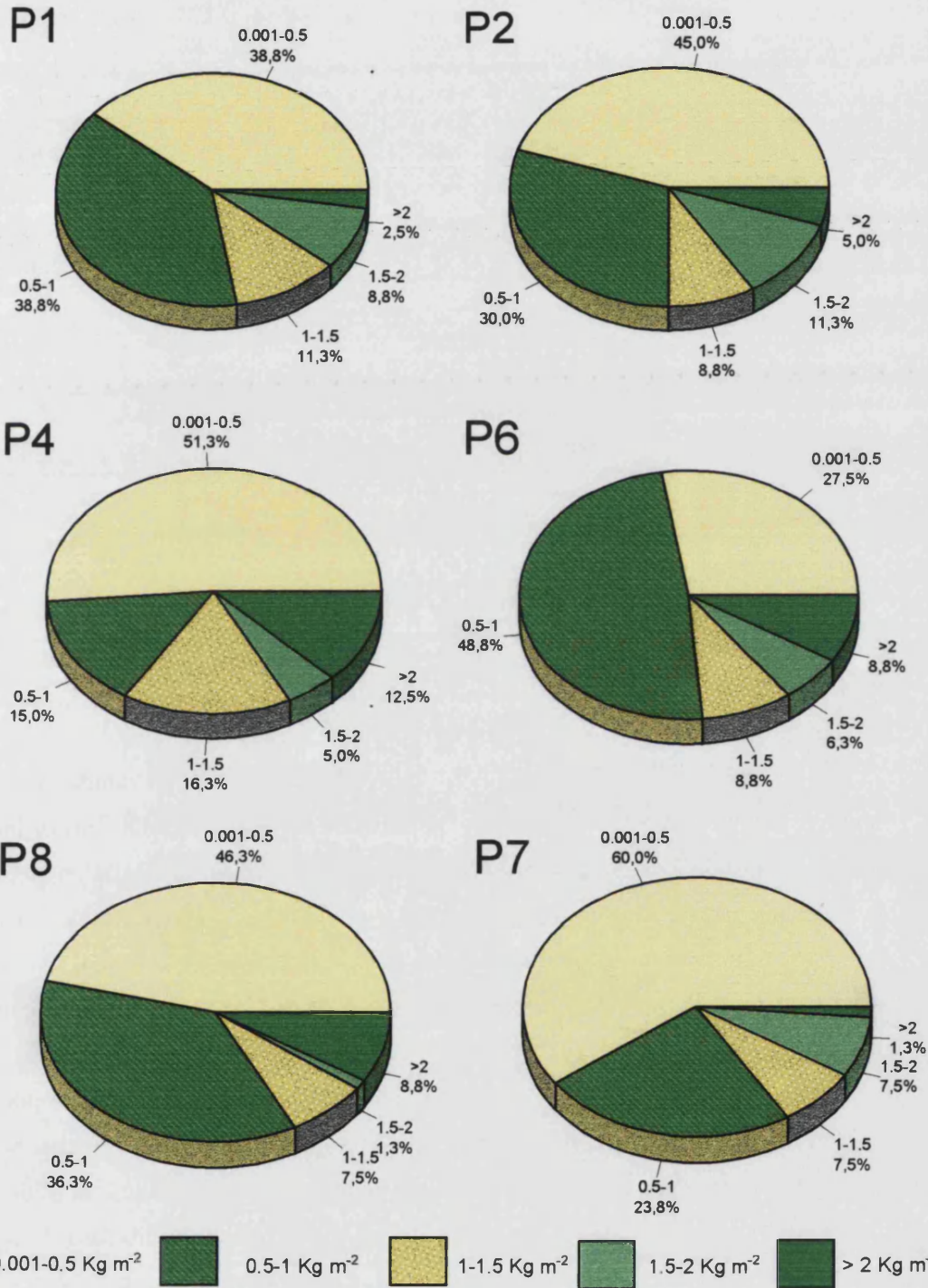


Figura 27. Biomasa (Kg m<sup>-2</sup>) en función de la superficie en las parcelas experimentales de La Concordia

Tabla 29. Principales especies vegetales identificadas en las parcelas experimentales de La Concordia y su proporción

Especie	Porcentaje								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Rosmarinus officinalis</i>	48.29	34.63	41.94	40.54	28.57	43.29	31.36	9.09	27.67
<i>Cistus clusii</i>	2.93	0.98	1.29	6.31	6.88	0.61	1.78	4.85	1.26
<i>Rhamnus lycioides</i>	5.37	3.41	2.58	11.71	1.06	4.27	1.18	3.03	5.66
<i>Ulex parviflorus</i>	28.29	16.10	37.42	18.02	28.57	20.73	7.69	18.18	15.09
<i>Globularia alypum</i>	6.83	40.00	10.32	18.92	27.51	20.12	47.93	30.91	38.99
<i>Thymus vulgaris</i>	1.46	0.49	3.23	2.70	0.53	4.27	7.69	23.64	7.55
<i>Stipa tenacissima</i>	0.49	2.44	1.94	-	1.06	3.66	-	0.61	1.26
<i>Erica multiflora</i>	1.95	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus halepensis</i>	0.49	-	1.29	-	0.53	0.61	-	0.61	1.26
<i>Quercus coccifera</i>	3.90	-	-	0.90	3.70	-	2.37	8.48	1.26
<i>Anthyllis cytisoides</i>	-	1.95	-	0.90	0.53	2.44	-	0.61	-
<i>Juniperus oxycedrus</i>	-	-	-	-	1.06	-	-	-	-
<i>Helianthemum organifolium</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sedum sediforme</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thymelalea tinctoria</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachypodium retusum</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++

- Ausente

+ Puntual

+++ Frecuente

### PORTA-COELI

En la parcela de Porta-Coeli, cuya vegetación actual antes de la quema correspondía a la regeneración natural, principalmente del matorral, tras el incendio de 1978, se ha identificado como especies más frecuentes las relacionadas en la Tabla 30. El número de pies de *Rosmarinus officinalis* representan el 23% de todos los individuos medidos, y un porcentaje similar se ha obtenido para *Stipa tenacissima*, mientras que el mayor número de individuos corresponde a la especie *Globularia alypum*, con un 35%. Las tres especies señaladas representan más del 80% del número de individuos.

En esta parcela se observa que la parte izquierda presenta un mayor porcentaje de cobertura vegetal así como mayor cantidad de biomasa que la parte derecha. Si la parcela se divide en 4 columnas, y se calculan los valores de estas variables, se obtiene que las dos columnas de la izquierda presentan una cantidad media de biomasa de 3.34 y 4.05 kg m<sup>-2</sup>, mientras que en las otras dos columnas estos valores son de 1.84 y 1.55 kg m<sup>-2</sup>. Por lo tanto, dado que en esta parcela no se va a realizar una adición de biomasa "artificial", sino que el fuego experimental se llevará a cabo sólo con la biomasa actual, cabrá esperar que los valores de temperatura alcanzados en la superficie del suelo

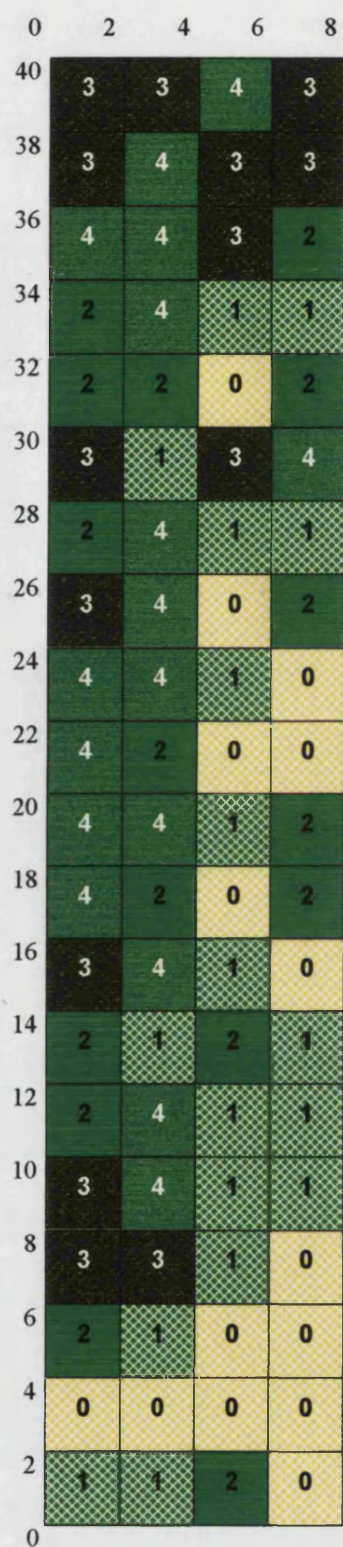
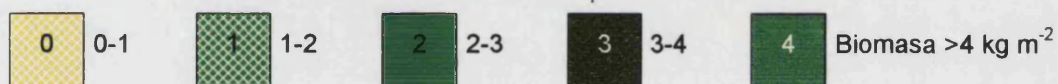


Figura 28. Distribución de la biomasa (kg m<sup>-2</sup>) en la parcela de Porta-Coeli antes de la quema experimental



presenten algún tipo de relación con la cantidad de biomasa, y por lo tanto sus valores sean superiores en el flanco izquierdo.

Tabla 30. Principales especies vegetales identificadas en la parcela experimental de Porta-Coeli

Especie	Porcentaje
<i>Rosmarinus officinalis</i>	23.12
<i>Quercus coccifera</i>	4.82
<i>Globularia alypum</i>	35.07
<i>Pinus halepensis</i>	7.89
<i>Stipa tenacissima</i>	23.12
<i>Juniperus oxycedrus</i>	1.35
<i>Pistacea lentiscus</i>	1.35
<i>Ulex parviflorus</i>	3.27
<i>Brachypodium retusum</i>	+++

+++ Frecuente

Estas diferencias espaciales en la distribución de la biomasa entre ambos lados de la parcela se ven claramente reflejadas en la Figura 28. Se han establecido cinco clases para agrupar los valores de cantidad de biomasa y se observa que cada una de ellas abarca alrededor del 20% de la superficie de la parcela, excepto el intervalo 3-4 kg m<sup>-2</sup>, que corresponde al 14% de la superficie de la parcela (Figura 29).

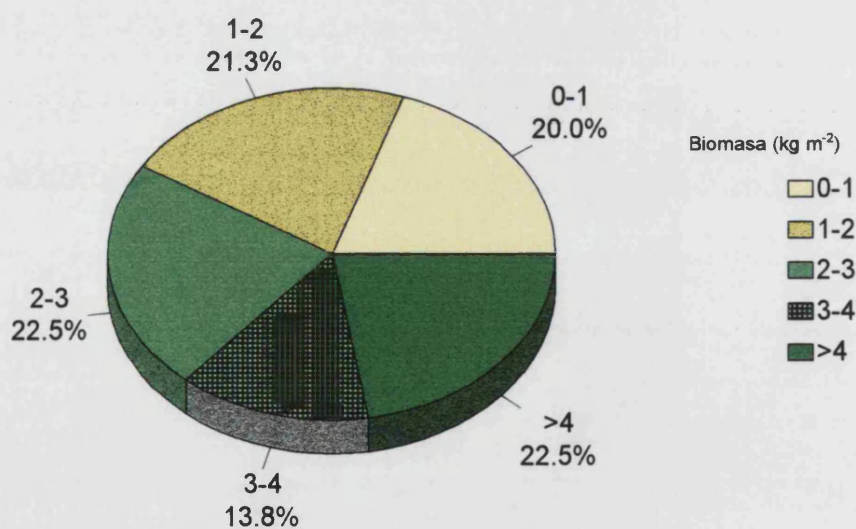


Figura 29. Porcentaje de superficie de la parcela con sus correspondientes cantidades de biomasa (kg m<sup>-2</sup>)

## 2. ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO ANTES DEL FUEGO EN LAS PARCELAS SELECCIONADAS EN LA ESTACION EXPERIMENTAL DE LA CONCORDIA. ANALISIS DE LA VARIANZA Y COMPARACIÓN DE MEDIAS

Los valores medios de las determinaciones analíticas realizadas en las muestras de suelo tomadas en las parcelas experimentales de La Concordia antes del fuego experimental, con el fin de caracterizar la zona de estudio, se presentan en la Tabla 31. Como información complementaria a dicha Tabla, en el Anexo 1 se expone el cuadro resumen del análisis de la varianza para cada una de las determinaciones analíticas realizadas en los suelos. El análisis de la varianza muestra los siguientes resultados:

Para el efecto "parcela" se observa que existen diferencias significativas para las variables: arcilla, estabilidad estructural, pH, materia orgánica, carbonatos, nitrógeno total, nitrógeno mineral, nitrógeno amoniacal, magnesio y sodio. Pero estas variaciones son muy pequeñas, siendo muy reducidas las diferencias entre las F experimentales y F tabuladas. En general, las diferencias entre parcelas se dan para las propiedades de los suelos que normalmente varían en periodos cortos de tiempo y que además dependen en gran parte de la época del año y de las condiciones de humedad del suelo en el momento del muestreo, como es el caso del pH, nitrógeno, Mg de cambio, entre otras.

Para el efecto "posición" en la ladera sólo se observan diferencias significativas para las variables N total, CIC y Ca de cambio. Al igual que en el caso anterior estas diferencias son muy pequeñas.

Efecto "microentorno". En cuanto a las variaciones de las propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo en función de si han sido tomadas "bajo planta" o en "suelo desnudo", y, en el primer caso, diferenciando entre las dos especies (*Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*), se observa la existencia de diferencias estadísticamente significativas para las siguientes variables: estabilidad estructural, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, N total, CIC y Ca, Mg y K de cambio.

Al considerar la interacción entre los efectos simples "posición" x microentorno" se observa que hay varias interacciones significativas (materia orgánica, carbonatos y nitrógeno total) pero con unos valores de F más bajos que los correspondientes al efecto simple "microentorno" y más altos que los debidos al efecto simple posición. Basándose en este hecho, los comentarios anteriores respecto a los efectos simples son perfectamente válidos y estas interacciones sólo indican que la posición en la parcela afecta, sólo en algunos casos, según si la muestra de suelo esté tomada o no bajo planta.

Tabla 31. Valores medios de las propiedades del suelo estudiadas en las parcelas de La Concordia

Variable †	1 **	2	3	4	5	6	7	8	9	DMS *
Ac	11.987	12.562	11.628	9.9163	11.855	9.8600	14.000	11.197	13.362	4.1474
E.E.	26.403	26.561	30.893	26.493	31.331	32.650	32.168	33.662	28.942	8.6151
pH	7.4388 ab	7.4913 ab	7.4263 ab	7.4513 ab	7.5400 a	7.3825 b	7.3738 b	7.3637 b	7.3550 b	0.1566
C.E.	0.8619	0.9575	0.8723	0.9191	0.8943	0.8751	0.7964	0.8856	1.2904	0.5915
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	56.736 a	58.101 ac	53.198	49.798 bd	51.551	47.005 b	48.687 b	49.002 b	49.567 bd	7.1422
M.O.	9.4300	8.2537	9.0338	10.471	9.6012	11.050	8.9913	7.8850	8.1687	3.2824
Ntot	0.3973 ab	0.3431a	0.4117 ab	0.4881 b	0.4326 ab	0.5036 b	0.4230 ab	0.4119 ab	0.3717 ab	0.1343
Nmin	1.3140 a	1.9798 ab	1.8739 ab	2.4473 ab	2.0224 ab	2.4724 ab	2.0259 ab	2.4450 ab	2.8683 b	1.4242
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.2980 a	0.2491 a	0.4343 a	1.0885 b	0.4993 a	0.2684 a	0.3717 a	0.6976 ab	0.3835 a	0.4716
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.7188	0.4063	0.8363	0.7750	0.3235	0.6875	0.3750	0.4363	0.9563	0.9025
CIC	27.291	24.900	29.543	33.541	32.527	33.527	28.391	32.241	26.436	12.003
Na	0.108 a	0.268 a	0.057 a	0.060 a	0.136 a	0.186 a	0.657 b	0.756 b	0.806 b	0.338
K	0.691	0.700	0.920	1.077	1.191	1.047	1.024	1.064	0.986	0.526
Ca	25.326	22.775	27.347	30.508	29.507	30.480	24.666	27.968	22.406	11.439
Mg	1.856 a	1.856 a	2.138 ac	2.744	2.897	2.861	3.067 b	3.516 b	3.224 b	1.132

† Ac: Arcilla (%); E.E. estabilidad estructural (%); C.E. conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>); CO<sub>3</sub><sup>-</sup> carbonatos totales (%); M.O. materia orgánica (%); N tot: nitrógeno total (%); Nmin: nitrógeno mineral (mg N 100 g<sup>-1</sup>); NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nitrógeno amoniacal (mg N 100 g<sup>-1</sup>); P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> fósforo asimilable (mgP 100g<sup>-1</sup>); CIC: capacidad de intercambio catiónico (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>); bases de cambio: Na, K, Ca y Mg (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>)

\* Diferencia mínima significativa

\*\* Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey (p < 0.05)

A la vista de estos resultados, y con el fin de conocer la existencia de diferencias entre parcelas, entre posiciones de ladera y entre las muestras de suelos tomadas "bajo planta" y en "suelo desnudo", se ha aplicado el test de Tukey.

En el caso del factor "parcela" los resultados muestran que sólo existen diferencias significativas entre algunas parcelas para las variables que implican a las siguientes propiedades químicas: pH, carbonatos, N total, N mineral, N amoniacal, Mg, y Na, (Tabla 31).

Dado que se han realizado un total de 1215 test de Tukey al nivel del 95% para el factor parcela, cabría esperar obtener un máximo de un 5% de diferencias significativas. Las diferencias significativas obtenidas son un 3.95% del total, por lo que se puede afirmar que las parcelas son muy homogéneas.

Para el factor "posición" no se observan diferencias significativas para ninguna de las variables estudiadas (Tabla 32), por lo que en principio se considera que no existen diferencias significativas a lo largo de la pendiente donde se han instalado las parcelas. Si se comparan estos resultados con los obtenidos en el análisis de la varianza, donde aparecían diferencias para las variables N total, CIC y Ca, se comprueba que las diferencias entre las F experimentales y las F tabuladas son muy pequeñas, por lo que se puede considerar que no existen diferencias estadísticamente significativas.

Tabla 32. Valores medios de las propiedades del suelo en función de la posición en la ladera. Comparación de medias. Prueba de Tukey

	Alta	Media-alta	Media-baja	Baja
% Ac	11.694	11.650	12.535	11.395
E.E.	29.896	28.316	28.901	32.589
pH	7.470	7.457	7.387	7.384
C.E.	0.858	0.904	0.905	1.044
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	51.608	51.768	52.363	50.325
M.O.	8.857	8.876	8.774	10.329
Ntot	0.426	0.405	0.389	0.459
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.449	0.497	0.430	0.531
Nmin	2.034	1.979	1.848	2.781
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.581	0.478	0.499	0.891
CIC	31.013	30.971	26.211	30.997
Na	0.322	0.366	0.284	0.376
K	0.891	0.953	0.996	1.026
Ca	28.107	27.921	23.305	27.771
Mg	2.583	2.683	2.621	2.851



En el caso del factor "microentorno" se observa que existen diferencias significativas entre los valores medios para las variables estabilidad estructural, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, N total, CIC, Ca, Mg y K (Tabla 33). En todos estos casos las diferencias son únicamente entre muestras tomadas bajo planta y fuera de planta, pero no existen diferencias entre las muestras de suelos tomadas bajo la especie *Ulex parviflorus* y bajo *Rosmarinus officinalis*.

Tabla 33. Valores medios de las propiedades del suelo para cada microentorno.

	<i>Ulex parviflorus</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo	DMS *
% Ac	11.310 **	11.213	12.373	2.072
E.E.(%)	34.076 a	32.807 a	26.324 b	4.304
pH	7.314 a	7.334 a	7.525 b	0.078
C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	1.224 a	1.215 a	0.636 b	0.295
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)	48.644 a	47.740 a	54.815 b	3.568
M.O.(%)	10.372 a	11.476 a	7.525 b	1.445
Ntot (%)	0.485 a	0.502 a	0.347 a	0.059
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN 100g <sup>-1</sup> )	0.474	0.473	0.479	0.235
Nmin (mgN 100g <sup>-1</sup> )	2.616 a	1.912 b	2.037 ab	0.604
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mgP 100g <sup>-1</sup> )	0.663	0.681	0.553	0.451
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	33.752 a	34.338 a	25.567 b	5.997
Na (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0.348	0.348	0.326	0.148
K (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1.243 a	1.191 a	0.715 b	0.231
Ca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	30.081 a	30.581 a	23.235 b	5.016
Mg (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	3.322 a	3.408 a	2.006 b	0.496

\* DMS: diferencia mínima significativa

\*\* Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey (p < 0.05)

Únicamente para la variable N mineral se observan diferencias significativas entre las muestras de suelo tomadas bajo las dos especies vegetales, pero no existen entre "bajo planta" y "suelo desnudo". En este caso, aunque la distancia mínima significativa para que existan diferencias es 0.7117 y la obtenida es 0.7037, se puede considerar tal diferencia. Para el resto de las variables no existen diferencias entre los resultados obtenidos en función del microentorno.

Se ha observado que la interacción "posición" x "microentorno" es significativa para las variables materia orgánica, carbonatos y nitrógeno total. En el caso de la materia orgánica, se observa que existe una clara diferencia entre las muestras tomadas bajo planta en la parte alta de la ladera y las muestras tomadas fuera de planta en cualquier posición de la ladera. Además, para el caso de muestras tomadas fuera de planta, hay una diferencia evidente entre el porcentaje de materia orgánica que presentan las muestras situadas en la parte alta de la ladera y las de la parte baja, siendo éste superior en la parte

baja. Esto denota una acumulación de materia orgánica en la parte final de las parcelas, probablemente debida a la erosión que sufren las partes altas, posterior arrastre y consiguiente acumulación en las zonas bajas.

La interacción estudiada también es estadísticamente significativa para la variable carbonatos, aunque los efectos no son tan claros como en el caso anterior, pues sólo existen diferencias entre las muestras tomadas bajo *Rosmarinus officinalis* en la posición media-alta y las muestras fuera de planta para las posiciones media-alta y media-baja.

En el caso del nitrógeno total, la interacción indica que, tanto las muestras tomadas bajo *Ulex parviflorus*, como bajo *Rosmarinus officinalis* en la parte alta de ladera, y las de esta última especie en la posición media-alta, se diferencian claramente de las muestras fuera de planta en las posiciones alta, media-alta y media-baja.

A la vista de los resultados obtenidos se puede considerar que existe un alto grado de similitud entre las nueve parcelas por lo que respecta a las propiedades físicas y químicas del suelo consideradas. Sin embargo, las diferencias más significativas son debidas a la presencia/ausencia de cobertura vegetal.

Una vez se ha corroborado la homogeneidad de la zona de estudio y asignados al azar los diferentes tratamientos de intensidad de fuego a dichas parcelas, se ha realizado el análisis de la variabilidad de forma análoga que en los párrafos anteriores, para comprobar el grado de homogeneidad entre los bloques de tratamientos. En la Tabla 34 se muestran los valores medios para cada grupo de parcelas. El análisis de la varianza (Anexo 2) indica que apenas existen diferencias significativas para las propiedades del suelo analizadas entre los bloques de parcelas. Únicamente se obtienen diferencias significativas para la variable Nitrógeno amoniacal. Por lo tanto, dado el elevado grado de similitud entre los bloques de tratamientos, se considera como válida la actual distribución en bloques de las parcelas.

Tabla 34. Valores medios de las propiedades del suelo para cada grupo de parcelas

	T1	T2	T3
% Ac	10.850	11.966	12.114
E.E.(%)	29.982	31.599	31.536
pH	7.384	7.382	7.406
C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	0.987	0.972	1.115
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%)	50.704	50.177	50.352
M.O.(%)	9.886	9.974	9.477
Ntot (%)	0.457	0.446	0.429
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN 100g <sup>-1</sup> )	0.694 a	0.294 b	0.436 b
Nmin (mgN 100g <sup>-1</sup> )	2.074	2.185	2.280
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mgP 100g <sup>-1</sup> )	0.665	0.502	0.717
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	32.329	30.331	30.898
Na (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0.311	0.373	0.336
K (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1.027	1.008	1.117
Ca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	29.080	27.135	27.582
Mg (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	2.937	2.821	2.979

T1: posterior adición de 4 kg m<sup>-2</sup> de biomasa

T2: posterior adición de 2 kg m<sup>-2</sup> de biomasa

T3: parcelas control

### 3. RESULTADOS DEL CALENTAMIENTO ARTIFICIAL DEL SUELO DE LA CONCORDIA (EXPERIENCIA EN MUFLA). EFECTO DE LAS TEMPERATURAS SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

Los resultados obtenidos tras analizar el efecto de la temperatura por el calentamiento controlado del suelo (epígrafe 3 de Material y Métodos) en sus propiedades químicas, pueden agruparse, en general, en cuatro secciones:

- 1) **Temperaturas hasta los 220°C.** Se observa un incremento en la disponibilidad de N- $\text{NH}_4^+$ , N- $\text{NO}_3^-$  y P asimilable. Diversos autores (Coles y Morrison, 1930; Giovannini y Lucchesi, 1993), señalan que a estas temperaturas se produce la completa deshidratación de la muestra pero no se observan cambios significativos en los parámetros físicos del suelo.
- 2) **Temperaturas entre 220°C y 460°C.** Se produce la combustión de la materia orgánica del suelo, lo que implica la mineralización de los nutrientes que inicialmente estaban retenidos en ella (Heyward, 1938; Nishita *et al.*, 1970; Giovannini y Lucchesi, 1984; Giovannini *et al.*, 1988 y 1990)
- 3) **Temperaturas entre 460°C y 600°C.** Se observa la completa combustión de la materia orgánica, la ausencia de N total,  $\text{NH}_4^+$  y N- $\text{NO}_3^-$  y una notable disminución del P asimilable.
- 4) **Temperaturas superiores a 600°C.** Se observa un brusco descenso en el contenido en carbonatos, y a partir de 700°C se aprecia un incremento del P asimilable. Esta respuesta del suelo puede ser debida a que las altas temperaturas dañan algunas estructuras de la fracción mineral del suelo, de forma que se produce la ruptura de los carbonatos y la pérdida de los grupos  $\text{OH}^-$  de las arcillas, lo que provoca una fuerte alteración de las propiedades químicas del suelo (Giovannini y Lucchesi, 1993).

Al analizar el efecto del calentamiento del suelo sobre cada una de las variables seleccionadas, se observa que todas ellas presentan un coeficiente de correlación lineal significativo con la temperatura (Tabla 36), aunque, como se verá más adelante, no siempre el mejor modelo de regresión para el conjunto de puntos observados es el lineal, sino que se ajustan mejor a un modelo exponencial, cúbico o cuadrático.

En el caso de la materia orgánica, se observa que su contenido varía muy poco para los dos primeros tratamientos (105°y 220°C) en los tiempos considerados. Sin embargo, a partir de los 220°C, su proporción decrece rápidamente a medida que se incrementa la temperatura (Tabla 35), de forma que a los 600°C, prácticamente, se ha producido su completa combustión (se obtienen valores medios del 0.2%). Este hecho está en concordancia con lo observado por Heyward (1938) - quien menciona que la

Tabla 35. Variaciones inducidas por el calentamiento artificial del suelo en las propiedades químicas analizadas

	Temperatura (°C)							
	25	105	220	300	460	600	700	1000
M.O. (%)	10.99 a § (3.02) †	10.89 a (2.72)	9.84 a (2.95)	4.32 b (1.25)	0.63 c (0.12)	0.20 d (0.02)	0.11 e (0.03)	0.03 f (0.01)
N total (%)	0.43 a (0.07)	0.39 a (0.07)	0.39 a (0.06)	0.29 b (0.05)	0.13 c (0.03)	0.058 c (0.006)	* d (0.00)	* d (0.00)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	0.722 ab (0.11)	1.34 a (0.14)	8.32 d (1.52)	7.06 d (0.36)	1.33 a (0.17)	0.14 b (0.06)	0.31 b (0.33)	0.39 b (0.06)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	2.73 a (1.98)	1.26 ab (1.26)	1.12 ab (1.10)	0.34 b (0.18)	0.23 b (0.20)	0.55 b (0.11)	0.22 b (0.16)	0.002 c (0.002)
P asimilable (mg P 100g <sup>-1</sup> )	1.36 a (0.39)	1.48 a (0.38)	10.79 b (1.88)	13.78 c (2.17)	20.53 d (1.94)	13.59 c (2.08)	7.77 e (0.54)	15.60 c (2.32)
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> totales (%)	50.48 a (4.007)	51.53 a (5.77)	51.46 a (12.27)	71.09 b (12.94)	70.88 b (9.52)	74.15 b (11.57)	52.25ca (9.25)	12.29 c (1.85)
C.I.C. (cmolc kg <sup>-1</sup> )	27.272 a (3.172)	28.860 a (4.608)	24.351 a (2.277)	19.605 b (1.005)	13.048 c (0.591)	13.507 c (1.538)	8.192 d (2.125)	3.413 e (1.939)

§ Valor medio de la variable analizada

Letras diferentes indican que existen diferencias significativas al aplicar el Test de Tukey al nivel de significación del 95%.

† Desviación estándar

\* No detectable

Tabla 36 Coeficientes de correlación lineal para las variables analizadas en la experiencia de mufla

	Temperatura	Carbonatos	P asimilable	M. O.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N total	CIC
Temperatura	1.0000	-0.3941 *	0.5715 *	-0.8296 *	-0.3843 *	-0.5503 *	-0.9148 *	-0.9432 *
Carbonatos		1.0000	0.1104 ns	-0.0587 ns	0.1981 ns	0.0567 ns	0.1268 ns	0.2490 ns
P asimilable			1.0000	-0.6618 *	0.1260 ns	-0.5519 *	-0.5409 *	-0.6091 *
M.O.				1.0000	0.3338 ns	0.5058 ns	0.9539 *	0.9152 *
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>					1.0000	-0.0226 ns	0.4725 *	0.3683 *
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>						1.0000	0.5209 *	0.4868 *
N total							1.0000	0.9470 *
CIC								1.0000

\* Indica las correlaciones significativas al 95%  
ns No significativo

Tabla 37. Coeficientes de correlación parcial para las variables analizadas en la experiencia de mufla. Variable control: Temperatura

	Carbonatos	P asimilable	M. O.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N total	CIC
Carbonatos	1.0000	0.4450 *	-0.7514 *	0.0550 ns	-0.2088 ns	-0.6296 *	-0.4019 *
P asimilable		1.0000	-0.4096 *	0.4562 *	-0.3465 *	-0.546 ns	-0.2571 ns
M.O.			1.0000	0.0290 ns	0.1056 ns	0.8644 *	0.7156 *
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>				1.0000	-0.3037 *	0.3244 *	0.0189 ns
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>					1.0000	0.0517 ns	-0.1163 ns
N total						1.0000	0.6272 *
CIC							1.0000

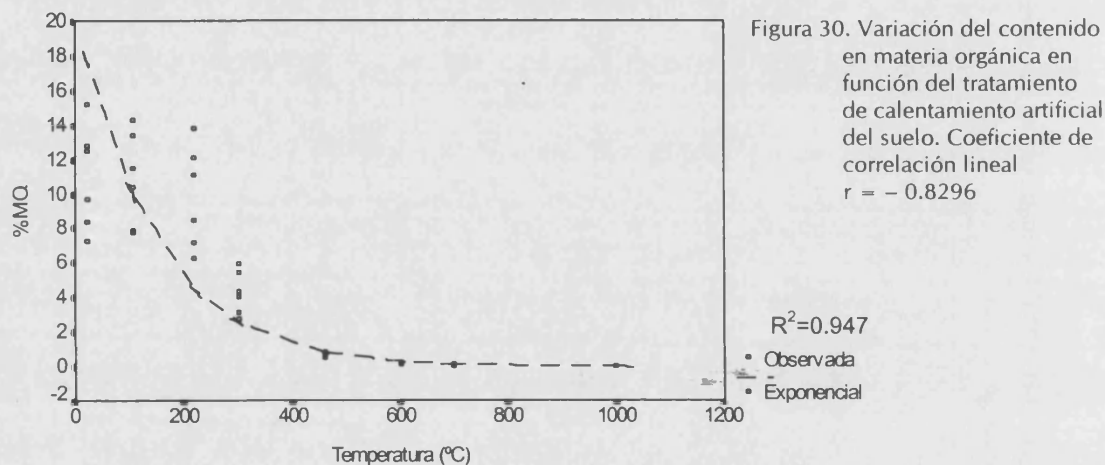
\* Indica las correlaciones significativas al 95%  
ns: No significativa

combustión de la materia orgánica se inicia entre 177° y 204°C-, Nishita *et al.* (1970), Sertsu y Sánchez (1978), Kang y Sajjapongse (1980), Giovannini *et al.*(1990), entre otros.

Las variaciones en el contenido de materia orgánica, en función de los tratamientos de temperatura aplicados, presentan un coeficiente de correlación lineal negativo (Tabla 36), aunque se ajustan mejor a una curva exponencial ( $R^2=0.947$ ), como se puede observar en la Figura 30, cuya ecuación es:

$$\text{M.O.} = 21.007 e^{-0.00697 T}$$

donde T es la temperatura expresada en °C y la materia orgánica se expresa en porcentaje.



Por otra parte, en el análisis de las correlaciones parciales en función de la temperatura (Tabla 37), se observa la existencia de correlaciones significativas de la materia orgánica con los carbonatos, P asimilable, N total y CIC.

Del análisis del gráfico de dispersión, para el caso de la materia orgánica frente a los carbonatos (Figura 31), se desprende que para los valores de temperatura que apenas afectan al porcentaje de materia orgánica (entre 105° y 220°C), los valores de carbonatos permanecen prácticamente constantes, pero a medida que se incrementa la temperatura y tiene lugar la combustión de la materia orgánica (entre 300° y 600°C), se produce un aumento del porcentaje de carbonatos. A temperaturas superiores, se observa la disminución del porcentaje de carbonatos, presentando valores medios de 12.3% a los 1000°C, lo que supone una disminución del 76% con respecto a los valores iniciales.

La mejor expresión de la relación observada en la Figura 29, se ajusta a una función inversa (Figura 32) con  $R^2=0.497$  y cuya ecuación es:

$$\text{Carbonatos} = 61.98 - 1.16 / [\text{M.O.}]$$

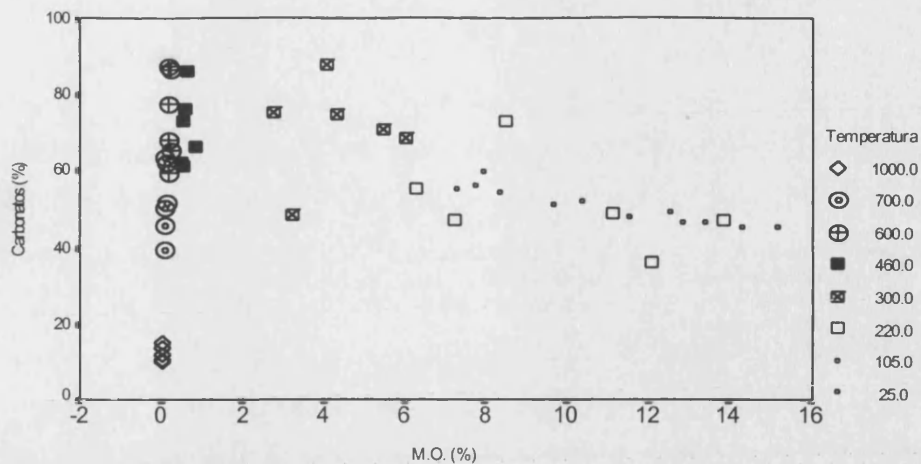


Figura 31. Gráfico de dispersión de los valores de materia orgánica y carbonatos en función de la temperatura

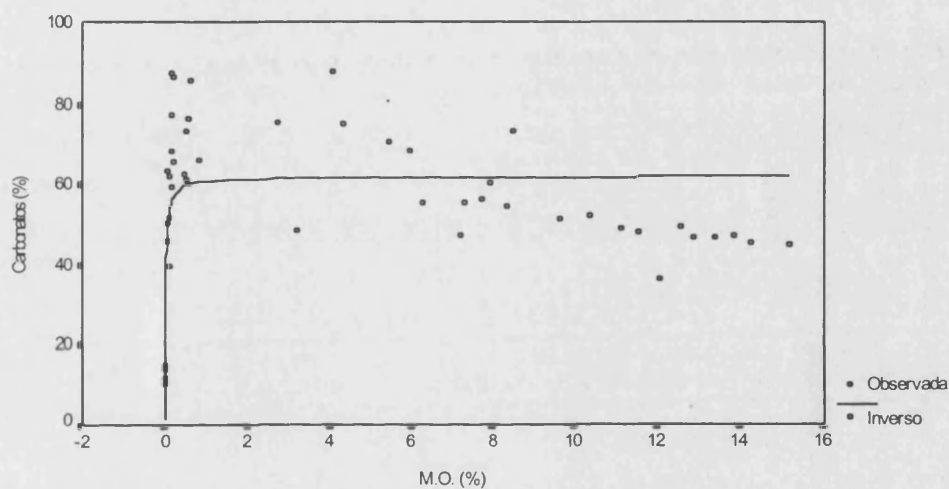


Figura 32. Regresión curvilínea de la materia orgánica y los carbonatos en las muestras de suelo sometidas al calentamiento artificial

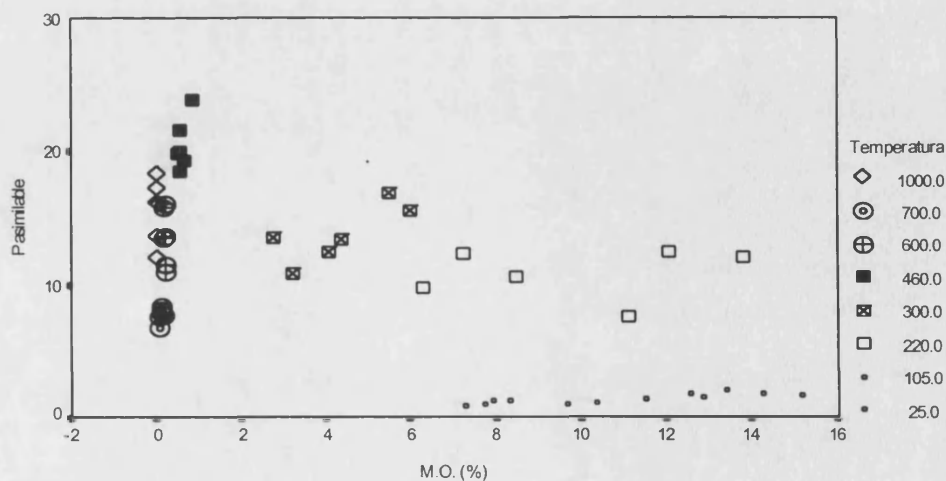


Figura 33. Gráfico de dispersión para la relación materia orgánica y P asimilable (mg P 100 g<sup>-1</sup> suelo) en función de la temperatura



El contenido de materia orgánica también presenta una correlación negativa con el fósforo asimilable (Tabla 36 y 37). En la Figura 33, donde se muestra la dispersión de puntos para ambas variables, se puede observar que a temperaturas entre 25° y 105°C, los valores de P asimilable son muy bajos, aunque el porcentaje de materia orgánica es elevado (entre un 8 y un 15%). A medida que se incrementa la temperatura y se va mineralizando la materia orgánica, aumentan los valores de P asimilable.

Por lo que respecta al N total, debido a que la mayoría del N del suelo analizado se encuentra en forma de N orgánico (99.7%), es lógico pensar que exista una buena correlación con la materia orgánica. Como se puede observar en la Tabla 35, la disminución del porcentaje de N total a medida que se incrementa la temperatura, es similar a la descrita para la materia orgánica, de forma que, a partir de los 220°C se aprecia una notable disminución de sus contenidos y a temperaturas superiores a los 700°C, el porcentaje de N total es inapreciable.

El N total y la temperatura presentan un coeficiente de correlación lineal negativo (Tabla 36). Las variaciones en el contenido de N total en función de la temperatura se ajustan a una curva cúbica con  $R^2 = 0.927$  (Figura 34) cuya ecuación es:

$$N \text{ total} = 0.4337 - 1.046T - 1.992T^2 + 1.572T^3$$

donde T es la temperatura expresada en °C.

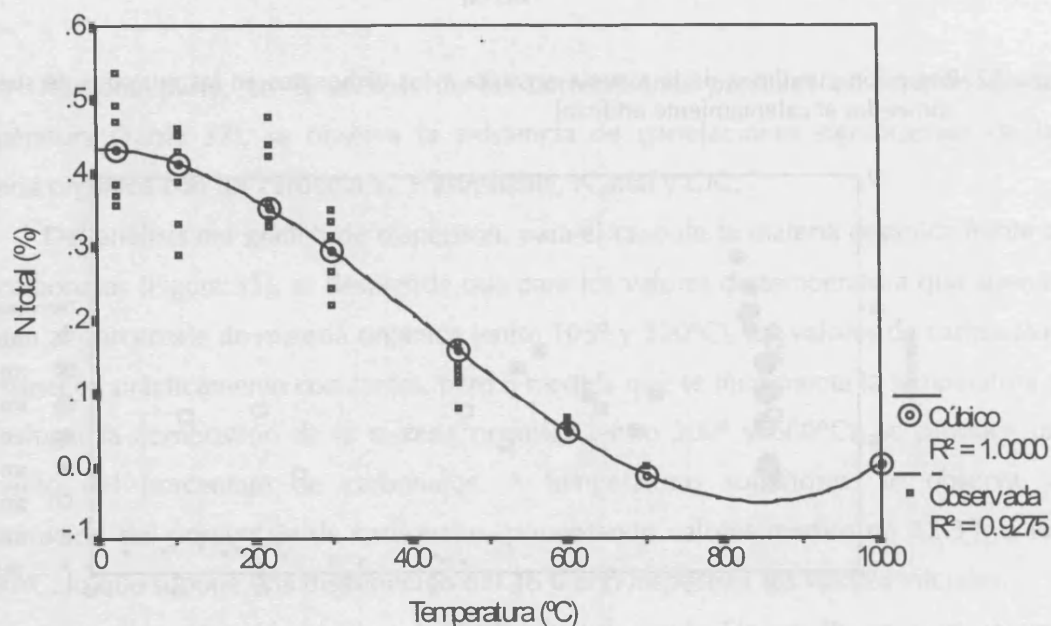


Figura 34. Variación del contenido de N total en el suelo en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación  $r = -0.9148$

El grado de correlación, anteriormente mencionado, entre la materia orgánica y el N total, en función de la temperatura se refleja en la Figura 35. Existe una buena correlación lineal entre ambas variables ( $R^2=0.909$ ), de forma que a medida que se incrementa la temperatura se observa una disminución tanto del porcentaje de materia orgánica como del N total.

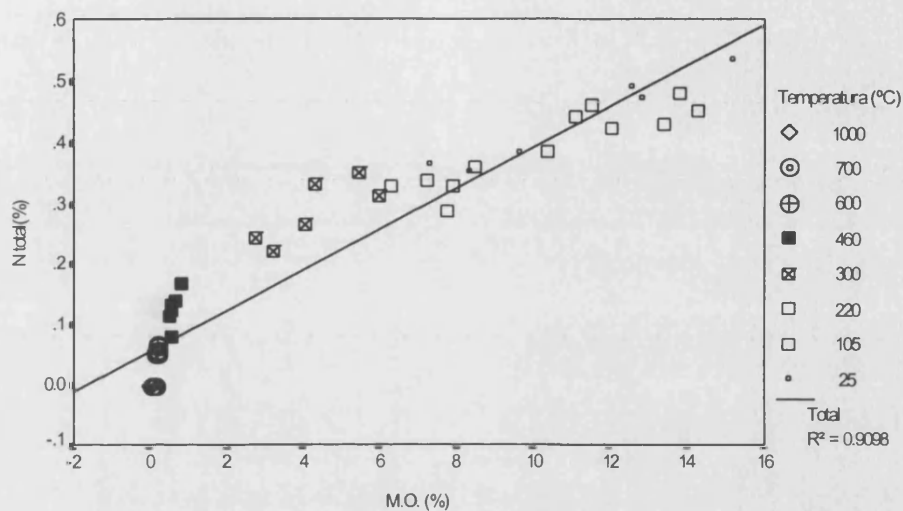


Figura 35. Relación % materia orgánica y % N total en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo

De la relación observada entre el porcentaje de N total y los niveles de N amoniacal (Figura 36), se pueden distinguir 3 grupos en función de la temperatura aplicada. Así, en el diagrama de dispersión se observa que, cuando la temperatura no excede los 105°C, el porcentaje de N total presenta los valores más elevados (0.4%), mientras que los de N amoniacal son bajos, del orden de  $1\text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ . Conforme se incrementa la temperatura, entre 220° y 300°C, se aprecia un aumento en los valores de  $\text{N-NH}_4^+$ , junto con una disminución en el porcentaje de N total. A temperaturas superiores a los 460°C, hay un fuerte descenso de ambas formas de N en el suelo analizado.

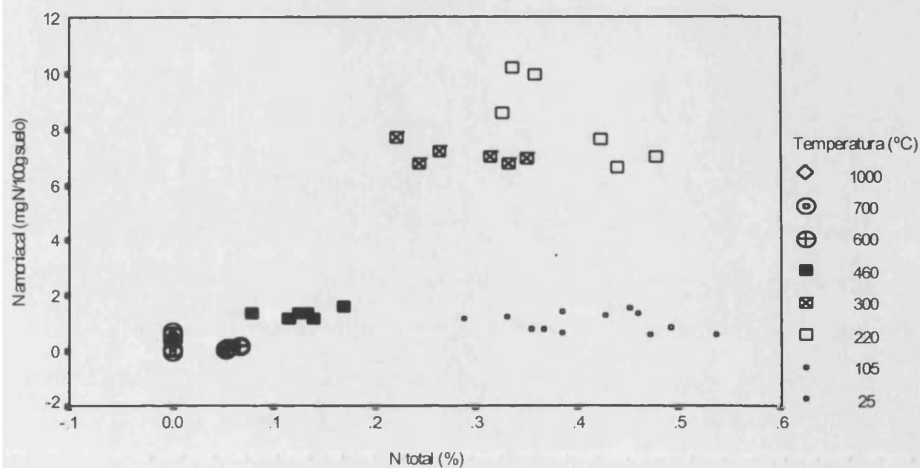


Figura 36. Gráfico de dispersión del N total frente al  $\text{N-NH}_4^+$  en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo

En cuanto a las formas de N mineral en el suelo, se observa que tanto el  $\text{N-NH}_4^+$  como el  $\text{N-NO}_3^-$  se correlacionan negativamente con la temperatura (Tabla 36). A temperaturas de hasta  $220^\circ\text{C}$  el N amoniacal muestra un aumento medio de  $7.6 \text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ , que representa un incremento del orden del 1000%. Pero a medida que aumenta la temperatura, se observa un importante descenso, de forma que a los  $600^\circ\text{C}$  sólo se detectan concentraciones del orden de  $0.14 \text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$  (Tabla 35). Las variaciones en el contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  en función de los tratamientos de temperatura se ajustan a una curva cúbica (Figura 37) con una  $R^2 = 0.699$  y de ecuación:

$$\text{N-NH}_4^+ = -1.39 + 0.063 T - 0.00015 T^2 + 9.65 \cdot 10^{-8} T^3$$

donde  $\text{N-NH}_4^+$  se expresa en  $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$  y T es la temperatura en  $^\circ\text{C}$ .

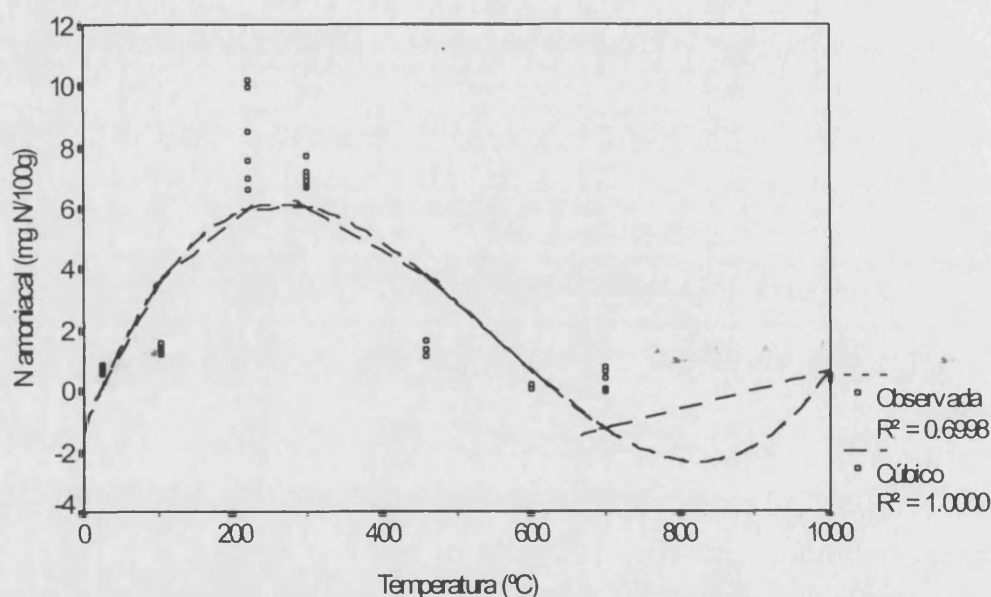
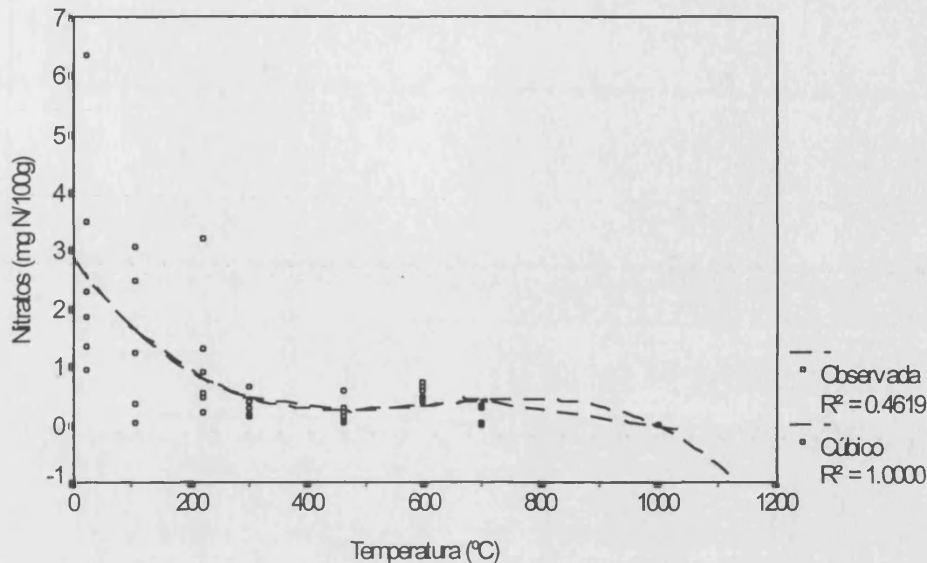


Figura 37. Variación del contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  en función del tratamiento de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación  $r = -0.3483$

Por lo que respecta al N nítrico, se ha observado una gradual desaparición de los nitratos al incrementar la temperatura por encima de  $105^\circ\text{C}$ . Este hecho está de acuerdo con los resultados obtenidos por Gustafson (1922) y Kilmer y Alexander (1949). Por otra parte, Nishita et al., 1970 indican que la casi completa descomposición de los nitratos tiene lugar a un rango de temperaturas entre  $200^\circ$  a  $250^\circ\text{C}$ . En la presente experiencia, se ha obtenido que, a estas temperaturas, la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  es de  $0.34 \text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ , la cual representa una disminución del 87.54% con respecto al contenido inicial. El contenido de nitratos en función de la temperatura se ajusta a una curva de tipo cúbico (Figura 38) cuya ecuación es:

$$N\text{-NO}_3^- = 2.8896 - 0.142 T + 2.448 \cdot 10^{-5} T^2 - 1.319 \cdot 10^{-8} T^3 \quad (R^2 = 0.4619)$$

donde  $N\text{-NO}_3^-$  se expresa en  $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$  y  $T$  es la temperatura en  $^{\circ}\text{C}$ .



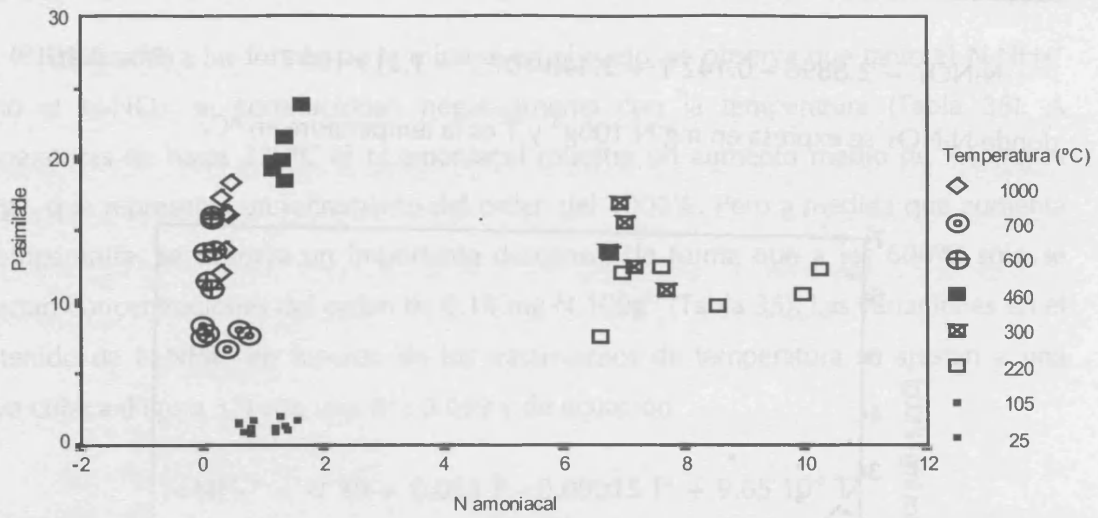


Figura 39. Gráfico de dispersión del N amoniacal (mg N 100g<sup>-1</sup>) frente al P asimilable (mg P 100g<sup>-1</sup>) en función de la temperatura

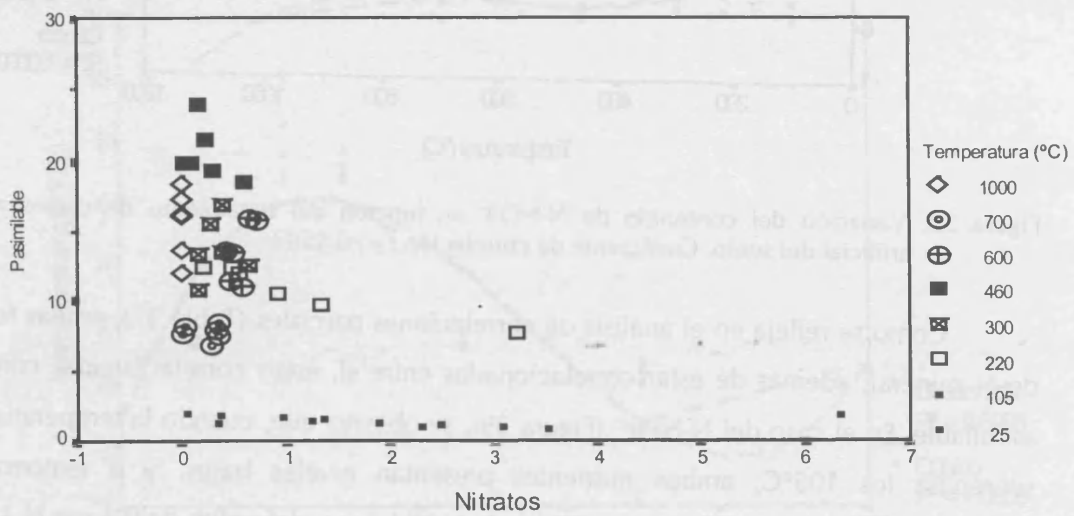


Figura 40. Gráfico de dispersión del N nítrico (mg N 100g<sup>-1</sup>) frente al P asimilable (mg P 100g<sup>-1</sup>) en función de la temperatura

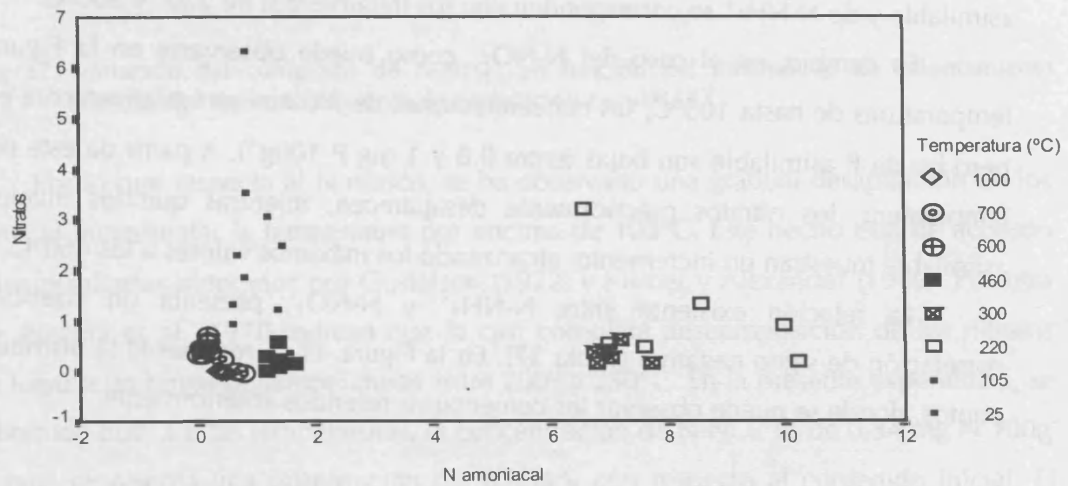


Figura 41. Gráfico de dispersión del N amoniacal (mg N 100g<sup>-1</sup>) frente al N nítrico (mg N 100g<sup>-1</sup>) en función de la temperatura

El P asimilable es la única variable analizada que presenta un coeficiente de correlación lineal positivo con la temperatura. En la Tabla 35, donde se reflejan los valores medios de P asimilable para cada uno de los rangos de temperatura aplicados al suelo, se observa que a medida que se incrementa la temperatura, se promueve un aumento de los niveles de P asimilable en el suelo, hasta llegar a los 460°C, donde se alcanzan los valores máximos (entre 18.48 y 23.92 mg P 100g<sup>-1</sup>), que suponen un incremento del 1300% respecto a los valores iniciales.

Como se puede observar en la Figura 42, la pendiente de la curva desde su inicio (25°C) hasta los 300°C es muy pronunciada, lo que indica que pequeños incrementos de la temperatura provocan importantes aumentos en el contenido de P asimilable. Entre los 300° y 460°C la pendiente es más suave. A partir de este punto, se observa una disminución del P asimilable, de forma que a los 700°C, se presentan valores similares a los obtenidos en el tratamiento de 220°C. Se observa de nuevo un incremento del P asimilable a los 1000°C, con valores medios de 15.6 mg P 100g<sup>-1</sup>.

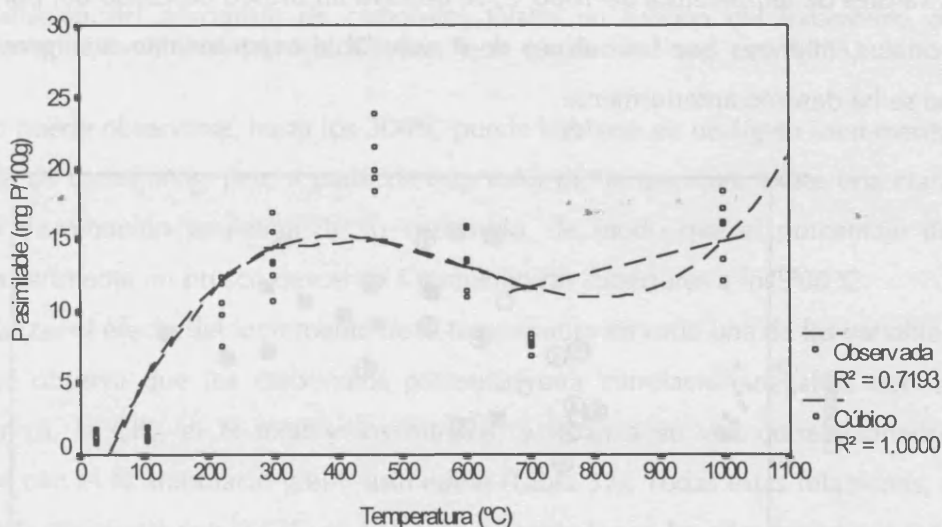


Figura 42. Variación del contenido de P asimilable en función del tratamiento de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación lineal  $r = 0.5715$

Es muy probable que el incremento de P asimilable hasta los 460°C sea debido a la mineralización del P orgánico como consecuencia de la temperatura aplicada al suelo, tal y como citan diversos autores (Sertsu y Sánchez, 1974; Kang y Sajjapongse, 1980; Giovannini *et al.*, 1990). Por encima de ésta temperatura (desde los 600° hasta los 1000°C), donde, como se ha mencionado anteriormente, se ha producido la total combustión de la materia orgánica, el probable origen del P asimilable, sería consecuencia de la alteración de la estructura de los minerales, junto con un cambio en la solubilidad de los compuestos de P insolubles por efecto de las altas temperaturas.

Como se ha comentado en los párrafos anteriores, en el análisis de las correlaciones parciales en función de la temperatura, se ha observado la existencia de correlaciones significativas del P asimilable con la materia orgánica, el N total y ambas formas de N mineral. Además, el P asimilable también presenta una correlación significativa con el porcentaje de carbonatos totales (Tabla 37).

En la Figura 43, donde se muestra el gráfico de dispersión del P asimilable frente al porcentaje de carbonatos en función de la temperatura, se pueden diferenciar 4 grupos. A temperaturas no superiores a los 105°C, ni se incrementan los valores de P asimilable, ni tampoco se observan variaciones significativas en el porcentaje de carbonatos. A temperaturas no superiores a los 220°C, se observa tanto un aumento del P asimilable como de los carbonatos, y al llegar a los 460°C, se presentan los valores máximos para ambas variables (71% de carbonatos y 20.5 mg P 100g<sup>-1</sup> de P asimilable). Si se sigue aumentando la temperatura, a los 700°C, se aprecia una notable disminución del porcentaje de carbonatos, alcanzando niveles similares a los del inicio del tratamiento. Para valores de temperatura de 1000°C, se observa un brusco descenso del porcentaje de carbonatos, mientras que los valores de P asimilable experimentan un ligero aumento, como se ha descrito anteriormente.

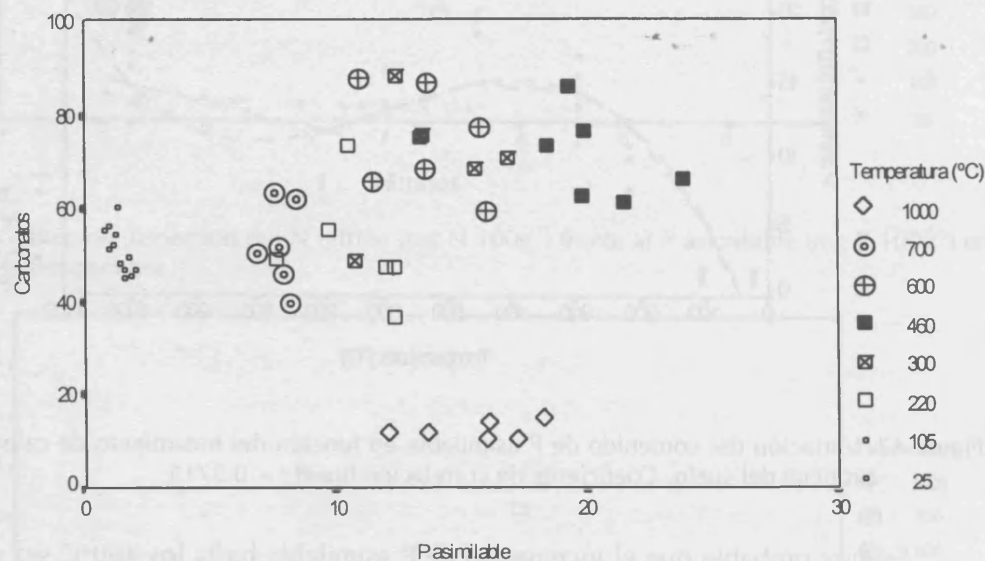


Figura 43. Gráfico de dispersión del P asimilable (mg P 100g<sup>-1</sup>) frente al porcentaje de carbonatos totales en función de la temperatura

El porcentaje de carbonatos y la temperatura presentan un coeficiente de correlación lineal negativo y significativo al 95% (Tabla 36), aunque no obstante, los valores medidos se ajustan mejor a un modelo de regresión cuadrático (Figura 44) de ecuación:

$$\text{Carbonatos} = 40.539 + 0.142 T - 0.000169 T^2 \quad (R^2 = 0.7338)$$

donde los carbonatos se expresan en porcentaje y T es la temperatura en °C.

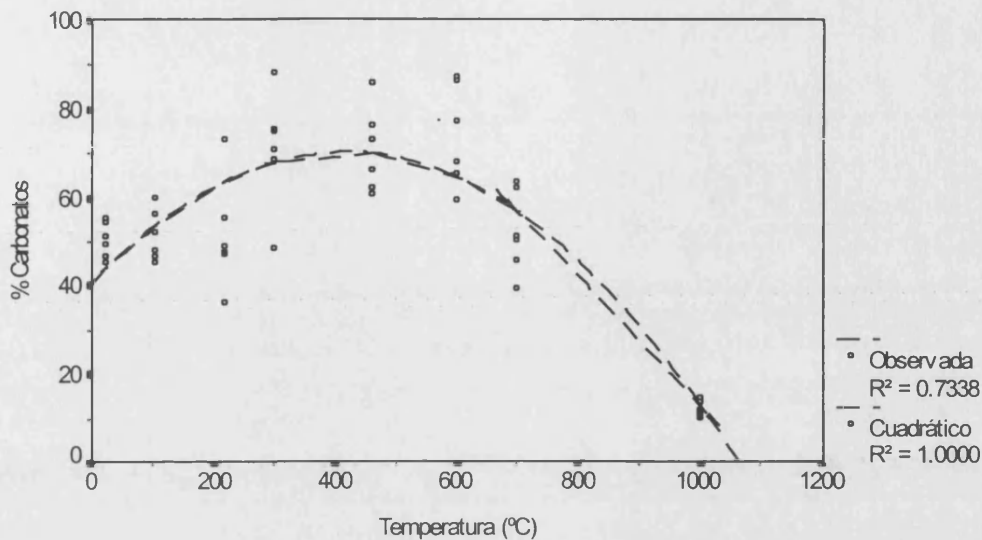


Figura 44. Variación del porcentaje de carbonatos totales en función del tratamiento de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación lineal  $r = -0.3941$

Como puede observarse, hasta los 300°C puede hablarse de un ligero incremento del porcentaje de carbonatos, pero a partir de este valor de temperatura existe una clara tendencia de disminución paulatina de su contenido, de modo que el porcentaje de carbonatos experimenta un brusco descenso a temperaturas superiores a los 700°C.

Al analizar el efecto del incremento de la temperatura en cada una de las variables estudiadas, se observa que los carbonatos presentan una correlación negativa con la materia orgánica, la CIC, el N total y los nitratos, y están a su vez correlacionados positivamente con el N amoniacal y el P asimilable (Tabla 37). Todas estas relaciones, a excepción de la observada con la CIC, ya han sido comentadas en los párrafos anteriores.

La CIC del suelo estudiado apenas muestra variaciones entre los 105° y 220°C (Tabla 35). A partir de este último valor de temperatura se observa una disminución, de forma que a los 300°C, presenta un descenso medio del 7.67 cmolc kg<sup>-1</sup>, el cual representa una disminución del 28% con respecto a los valores observados a temperaturas de 25°C. Conforme se sigue incrementando la temperatura, la CIC decrece rápidamente, y a los 700°C y 1000°C se observa una disminución del 70% y 88%, respectivamente, si se toma como referencia los valores iniciales. Estas variaciones de la CIC en función de la temperatura presentan un coeficiente de correlación lineal negativo y significativo al 95% (Tabla 36), aunque, no obstante, el mejor ajuste se ha obtenido para un modelo de regresión cúbica (Figura 45), cuya ecuación es:



$$\text{CIC} = 29.427 - 0.0236 T - 2 \cdot 10^{-5} T^2 + 2.2 \cdot 10^{-8} T^3 \quad (R^2 = 0.904)$$

donde T es la temperatura expresada en °C y la CIC se expresa en  $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

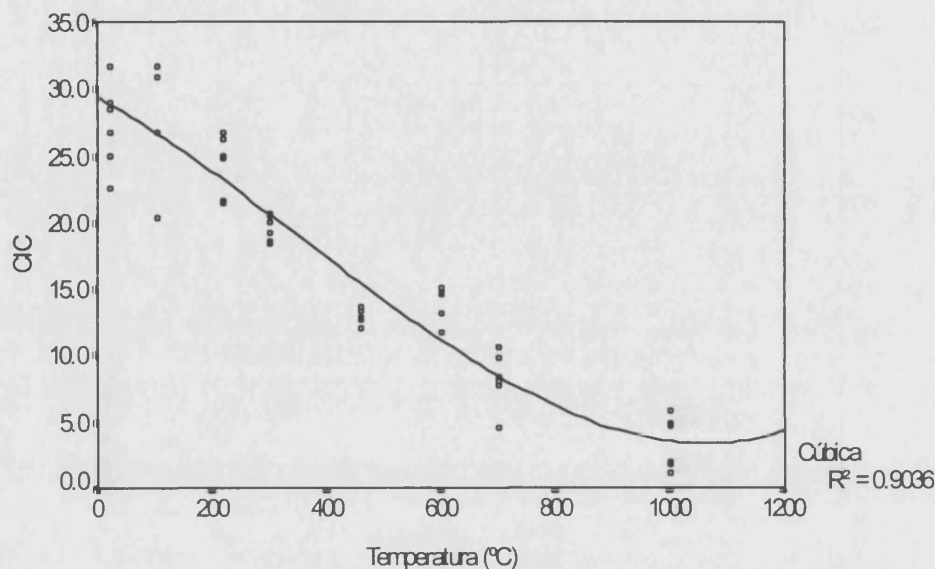


Figura 45. Variación de la CIC en función del tratamiento de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación lineal  $r = -0.9432$

En el análisis de las correlaciones parciales, tomando como variable de control la temperatura, se observa que la CIC presenta correlaciones significativas con los carbonatos, la materia orgánica y el N total (Tabla 37).

La Figura 46 muestra que, para valores de temperatura de hasta 300°C, donde la pendiente de la curva es bastante suave, existe una progresiva disminución de la CIC y un ligero incremento del porcentaje de carbonatos, de lo que se desprende que la estructura de la fracción mineral del suelo está poco alterada, y las variaciones de la CIC, estarán probablemente relacionadas con la disminución del porcentaje de materia orgánica. En cambio, cuando la temperatura excede los 460°C, se observa un cambio relevante de la pendiente, de modo que a partir de este punto ambas variables presentan una notable disminución, lo que induce a pensar que, tras la completa combustión de la materia orgánica, se produce una alteración de la estructura del suelo y, probablemente, una agregación de las partículas finas de arcilla en partículas de tamaño arena, que originan una disminución de la CIC. Nishita y Haug (1972) sugieren que además de este proceso, a temperaturas elevadas, tiene lugar la completa deshidratación de la red cristalina de los minerales y la consiguiente rotura de dicha red, lo que puede contribuir, también, a la disminución de la CIC. No obstante, como se explica en los párrafos siguientes, la progresiva combustión de la materia orgánica a medida que incrementa la temperatura, parece ser el factor más importante que controla la disminución de la CIC.

La relación entre la CIC y el porcentaje de carbonatos se puede ajustar a un modelo de regresión curvilínea cuya ecuación es:

$$\text{Carbonatos} = -18.419 + 13.48 [\text{CIC}] - 0.6338 [\text{CIC}]^2 + 0.0086 [\text{CIC}]^3 \quad (R^2 = 0.712)$$

donde los carbonatos se expresan en porcentaje y la CIC en  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ .

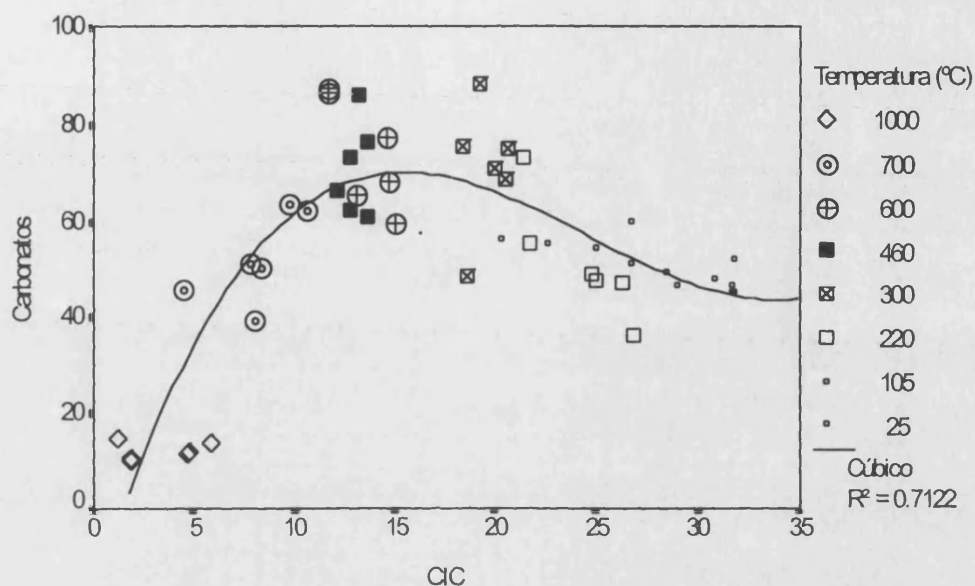


Figura 46. Relación entre la CIC ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) y los carbonatos totales (%) en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación  $r = -0.4019$

En las Tablas 36 y 37 se observa que la CIC muestra coeficientes de correlación positivos y significativos con la materia orgánica. Esta relación se ajusta mejor a un modelo de regresión cúbico ( $R^2 = 0.936$ ) de ecuación:

$$\text{Materia orgánica} = 2.1191 - 0.8878 [\text{CIC}] + 0.0742 [\text{CIC}]^2 - 0.0011 [\text{CIC}]^3$$

En la Figura 47 se aprecia que, para valores de temperatura entre  $25^\circ$  y  $460^\circ\text{C}$ , existe una relación prácticamente lineal entre ambas variables, de modo que a medida que tiene lugar la combustión de la materia orgánica, la CIC disminuye notable y proporcionalmente. Se ha obtenido que a los  $460^\circ\text{C}$ , cuando el porcentaje de la materia orgánica muestra valores medios del 0.6%, la disminución de la CIC es del orden del 52.15% con respecto a los valores observados a temperatura ambiente. A partir de los  $600^\circ\text{C}$ , cuando el contenido en materia orgánica es prácticamente inapreciable, se observa que la CIC sigue disminuyendo, presentando valores medios de  $3.4 \text{ cmol}_c \text{kg}^{-1}$  a los  $1000^\circ\text{C}$ .

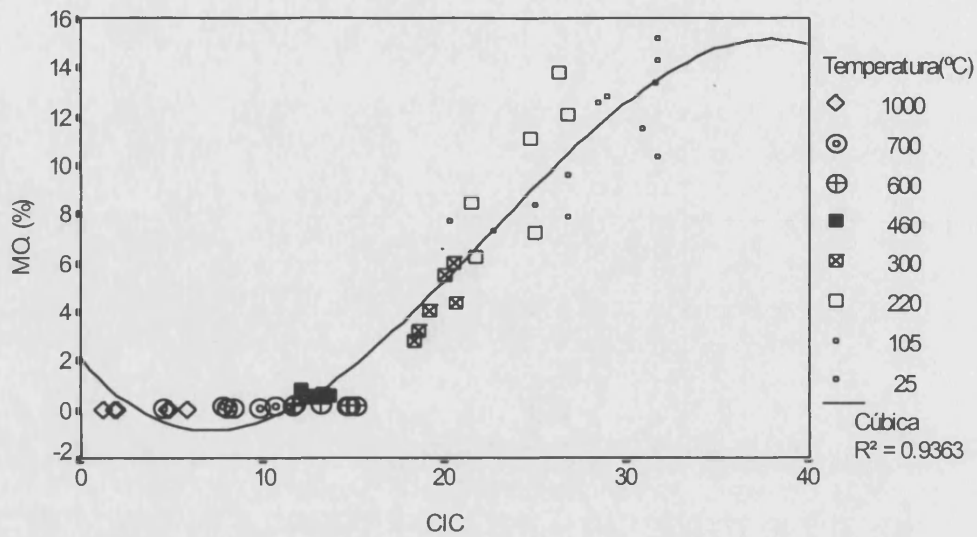


Figura 47. Relación entre la CIC (cmolc kg<sup>-1</sup>) y la materia orgánica (%) en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación lineal  $r = 0.9152$

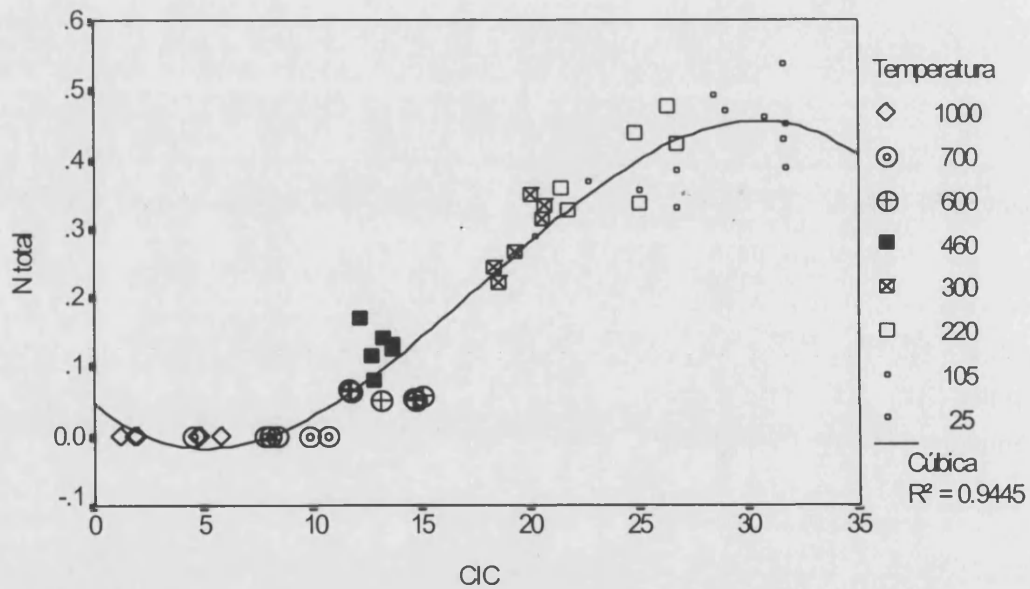


Figura 48 Relación entre la CIC (cmolc kg<sup>-1</sup>) y el N total (%) en función de la temperatura aplicada en el programa de calentamiento artificial del suelo. Coeficiente de correlación lineal  $r = 0.9470$

Como se ha comentado anteriormente, la mayoría del N total del suelo estudiado se encuentra en forma de N orgánico. Existe una buena correlación lineal entre el N total y la materia orgánica, y entre la CIC y la materia orgánica, por lo que cabe esperar, tal y como se refleja en la Figura 48, que haya una cierta relación entre la disminución de la

CIC y la del N total. Esta relación se ajusta a un modelo de regresión cúbico cuya ecuación es:

$$N \text{ total} = 0.0482 - 0.0271 [\text{CIC}] + 0.0031 [\text{CIC}]^2 - 6 \cdot 10^{-5} [\text{CIC}]^3 \quad (R^2 = 0.945)$$

La disminución de la CIC y del N total en función de la temperatura (Figura 48), sigue un comportamiento similar al descrito para el caso de la relación entre CIC y materia orgánica.

Tras realizar los análisis de correlaciones simples o bivariadas, se ha observado que existen variables que muestran correlaciones significativas con más de una variable independiente, por lo que se ha llevado a cabo el análisis de regresión múltiple en pasos sucesivos (*stepwise*), para conocer la ecuación de regresión lineal que liga una variable dependiente con varias variables independientes. Los resultados obtenidos se presentan en el Anexo 3 y un resumen de ellos en la Tabla 38.

Del análisis de regresión múltiple se desprende que la variable Temperatura está incluida en todas las ecuaciones excepto en la del N amoniacal y la del P asimilable. La variable materia orgánica está incluida en 4 ecuaciones: Carbonatos, N total, P asimilable y CIC. La variable P asimilable, también aparece en 4 ecuaciones: Materia orgánica, N total, N amoniacal y Nitratos. Los modelos de regresión que presentan una mejor  $R^2$  corresponden a las variables: materia orgánica, N total y CIC.

A modo de recapitulación, y a la vista de los resultados obtenidos en el conjunto de los parámetros estudiados, se observa que el efecto de las temperaturas sobre las propiedades del suelo en condiciones controladas de laboratorio, muestra la existencia de distintos grados de alteración de dichas propiedades en función de tres rangos de temperaturas. Así, se puede hablar de una mejora del estado nutricional del suelo, con notables incrementos de nitrógeno amoniacal y fósforo asimilable, y escasas variaciones en la capacidad de intercambio catiónico, entre los 220° y 300°C. Pero cuando la temperatura excede los 460°C, se produce prácticamente la completa combustión de la materia orgánica y una acusada disminución del nitrógeno total y de ambas formas de nitrógeno mineral, además de un significativo descenso en los contenidos de fósforo asimilable, lo que conlleva a un detrimento del estado nutricional del suelo.

Por último, si la temperatura excede los 600°C se cuantifica un significativo descenso del porcentaje de carbonatos totales y de la capacidad de intercambio catiónico, mientras que se produce un nuevo incremento del fósforo asimilable. Estos cambios denotan que se ha producido una importante alteración de la estructura cristalina del suelo, que junto con la ausencia de materia orgánica y de nitrógeno, producen un empeoramiento tanto de las propiedades químicas como físicas del suelo.

Tabla 38. Ecuaciones obtenidas al realizar la regresión múltiple en pasos sucesivos para las variables analizadas en la experiencia de mufla

Variable dependiente	Ecuación	R <sup>2</sup>
Carbonatos (%)	$\text{CO}_3^- = 80.168 - 0.0639 T - 6.269 \text{ MO} + 1.756 \text{ CIC}$	0.6642
Materia orgánica (%)	$\text{MO} = -3.237 + 0.006 T - 0.1646 \text{ P}_{\text{asimilable}} - 0.150 \text{ N}_{\text{mineral}} + 35.33 \text{ N}_{\text{total}}$	0.9688
N total (%)	$\text{N}_{\text{total}} = 0.131 - 2.09 \cdot 10^{-4} T - 0.003 \text{ P}_{\text{as}} + 0.024 \text{ MO} + 0.005 \text{ N}_{\text{mineral}}$	0.9816
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN 100g <sup>-1</sup> )	$\text{NH}_4^+ = -3.101 + 0.258 \text{ P}_{\text{asimilable}} + 13.30 \text{ N}_{\text{total}}$	0.4291
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mgN 100g <sup>-1</sup> )	$\text{NO}_3^- = 2.069 - 0.0013 T - 0.064 \text{ P}_{\text{as}}$	0.3865
P <sub>asimilable</sub> (mgP 100g <sup>-1</sup> )	$\text{P}_{\text{asimilable}} = 13.302 - 1.012 \text{ MO} + 0.8146 \text{ NH}_4^+$	0.5733
CIC (cmolc kg <sup>-1</sup> )	$\text{CIC} = 15.318 - 0.0125 T + 0.0494 \text{ CO}_3^- + 0.992 \text{ MO}$	0.9508

T: temperatura °C

MO: materia orgánica

CO<sub>3</sub><sup>-</sup>: carbonatos totales

N mineral se ha obtenido por la adición de los contenidos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

En general, los resultados observados sobre el efecto del calentamiento artificial del suelo en sus propiedades químicas concuerdan con los encontrados en la bibliografía. Estos cambios son de considerable importancia en suelos que presentan un bajo contenido de estos nutrientes en condiciones naturales, o bien éstos no se encuentran en forma fácilmente disponible para la vegetación. Por encima de 460°C, se observa, en general, un detrimento del estado nutricional del suelo, y probablemente, como citan varios autores (Nishita et al., 1970; Nishita y Haug, 1972; Sertsu y Sánchez, 1978; Kang y Sajjapongse, 1980; Giovannini et al., 1990; Soto, 1993), debido a la completa desaparición de la materia orgánica y de los carbonatos, se produzcan cambios en la agregación de las partículas minerales del suelo (agregación de la fracción arcilla en partículas de mayor diámetro), con la consiguiente reducción de la capacidad de intercambio catiónico y, presumiblemente, de la capacidad de retención de agua. Por lo tanto, estos cambios a altas temperaturas, presentan importantes alteraciones de las propiedades físicas del suelo, y suponemos, también en las biológicas, pudiendo tener un grado de repercusión relevante tanto en la regeneración de la cobertura vegetal, como en la erosionabilidad del suelo.

Por lo tanto, si trasladamos los resultados obtenidos en laboratorio a lo que cabría esperar en condiciones de campo, se puede decir que inmediatamente después de un incendio, los cambios en las propiedades químicas del suelo son, principalmente, consecuencia directa de las temperaturas alcanzadas durante el incendio y de su tiempo de permanencia, más que a la influencia de la capa de cenizas depositada sobre la superficie del suelo tras el impacto del fuego. Probablemente, el efecto de las cenizas sobre las propiedades químicas del suelo, se pondrá de manifiesto cuando se solubilizan sus componentes y se incorporen a la solución del suelo, principalmente por acción de la lluvia. También hay que considerar, que el efecto del calentamiento del suelo en condiciones de campo, debe de ser menos acusado que el observado en la presente experiencia, a pesar de haber intentado mantener las altas temperaturas en mufla durante el menor tiempo posible.



#### 4. DISTRIBUCIÓN DE LAS TEMPERATURAS Y EVALUACIÓN DEL GRADO DE INTENSIDAD EN LOS INCENDIOS EXPERIMENTALES EN CONDICIONES DE CAMPO

##### 4.1. CARACTERÍSTICAS DEL FUEGO EXPERIMENTAL EN CONDICIONES DE CAMPO EN LA ESTACION DE LA CONCORDIA

La experiencia de la quema tuvo lugar los días: 20 y 21 de junio 1995. El primer día se quemaron las parcelas 1, 2 y 4, y el segundo día las otras tres (6, 7 y 8). Las condiciones climáticas en el momento de la quema se reflejan en la Tabla 39.

Tabla 39. Condiciones climáticas en los días de las quemas experimentales

Fecha	Temperatura del aire	Humedad relativa	Velocidad del viento
20 junio 1995	24.5°C	70%	0.3 m.s <sup>-1</sup>
21 junio 1995	28.0°C	81%	1.52 m.s <sup>-1</sup>

La progresión del fuego fue bastante uniforme en todas las parcelas, excepto en la parcela 6, que sufrió repetidos cambios en la dirección del viento. La velocidad de avance del frente de fuego medida con las pértigas metálicas y con los termopares se presenta en la Tabla 40. Se observa que los valores calculados por ambos procedimientos no son coincidentes debido, probablemente, a que con las pértigas se ha medido la velocidad de progresión de las llamas en la parte alta de la vegetación, a varios centímetros del suelo, mientras que con los termopares, al estar situados en la superficie del suelo se ha registrado el punto de inicio del incremento de las temperaturas con más retardo.

En las siguientes figuras (Figura 49 a 54) se presenta un esquema de la progresión del fuego en cada una de las parcelas, realizado a partir del análisis de las imágenes obtenidas mediante la grabación en vídeo desde la ladera que enfrenta con las parcelas y de las notas de campo. Los tiempos de duración de las llamas que aparecen en estas figuras corresponden a las que son visibles desde el punto de observación, por lo que sólo aportan una visión parcial del tiempo que dura el proceso de combustión de la biomasa, dado que las llamas de escasa altura permanecen en la superficie de la parcela durante mucho más tiempo.



Tabla 40. Duración del fuego (min) y velocidad media ( $\text{m s}^{-1}$ ) del avance del frente de fuego en las parcelas de La Concordia

N° parcela	Tratamiento Biomasa ( $\text{t ha}^{-1}$ )	Velocidad ( $\text{m s}^{-1}$ )	
		Pértigas	Termopares
1	40	0.081	0.120
4	40	0.210	0.228
8	40	0.133	0.088
2	20	0.222	0.178
6	20	0.266	0.246
7	20	0.117	0.213



Altura de llama alcanzada en la quema de la parcela 6 de la estación experimental de La Concordia

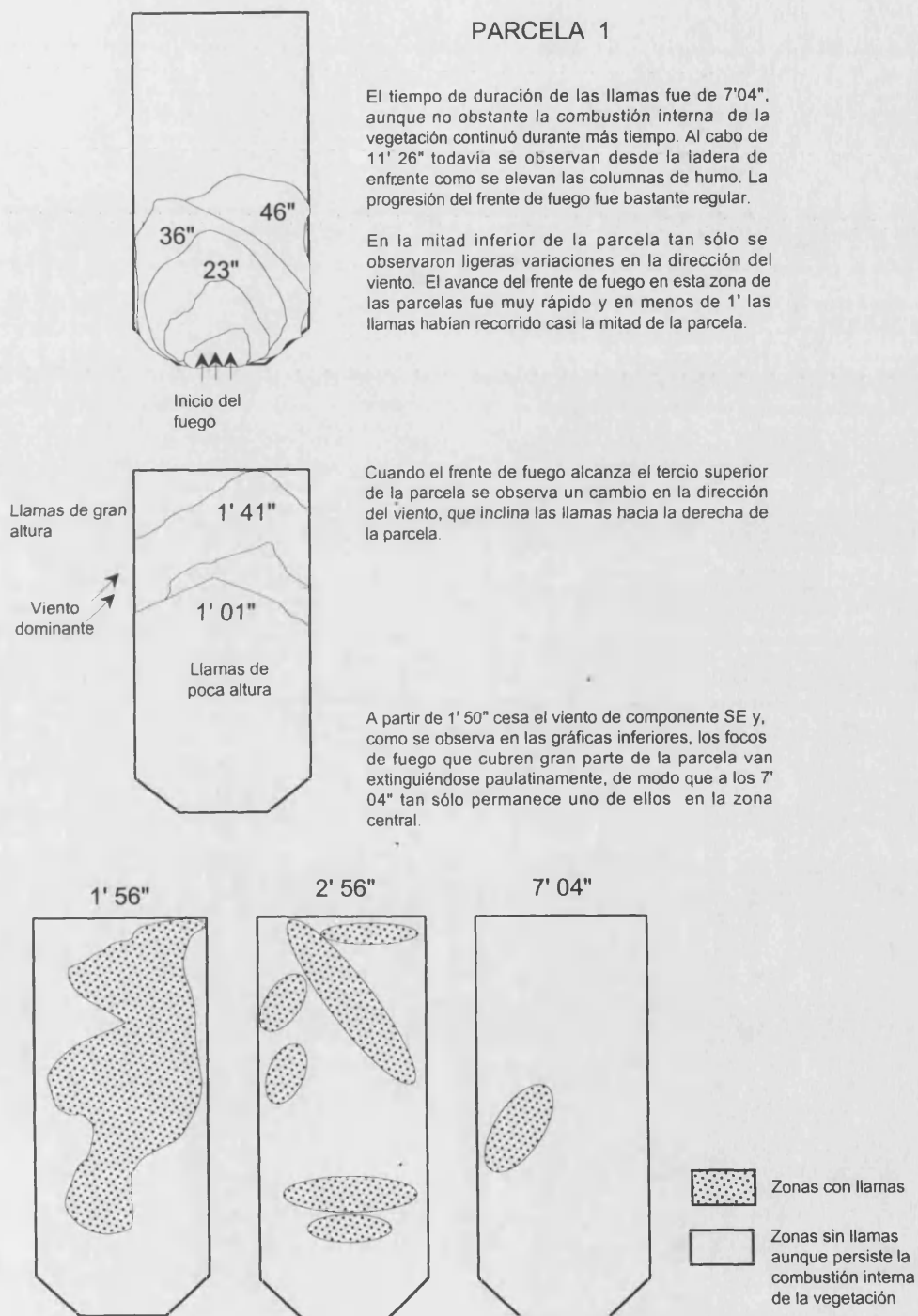


Figura 49. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 1 (40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)

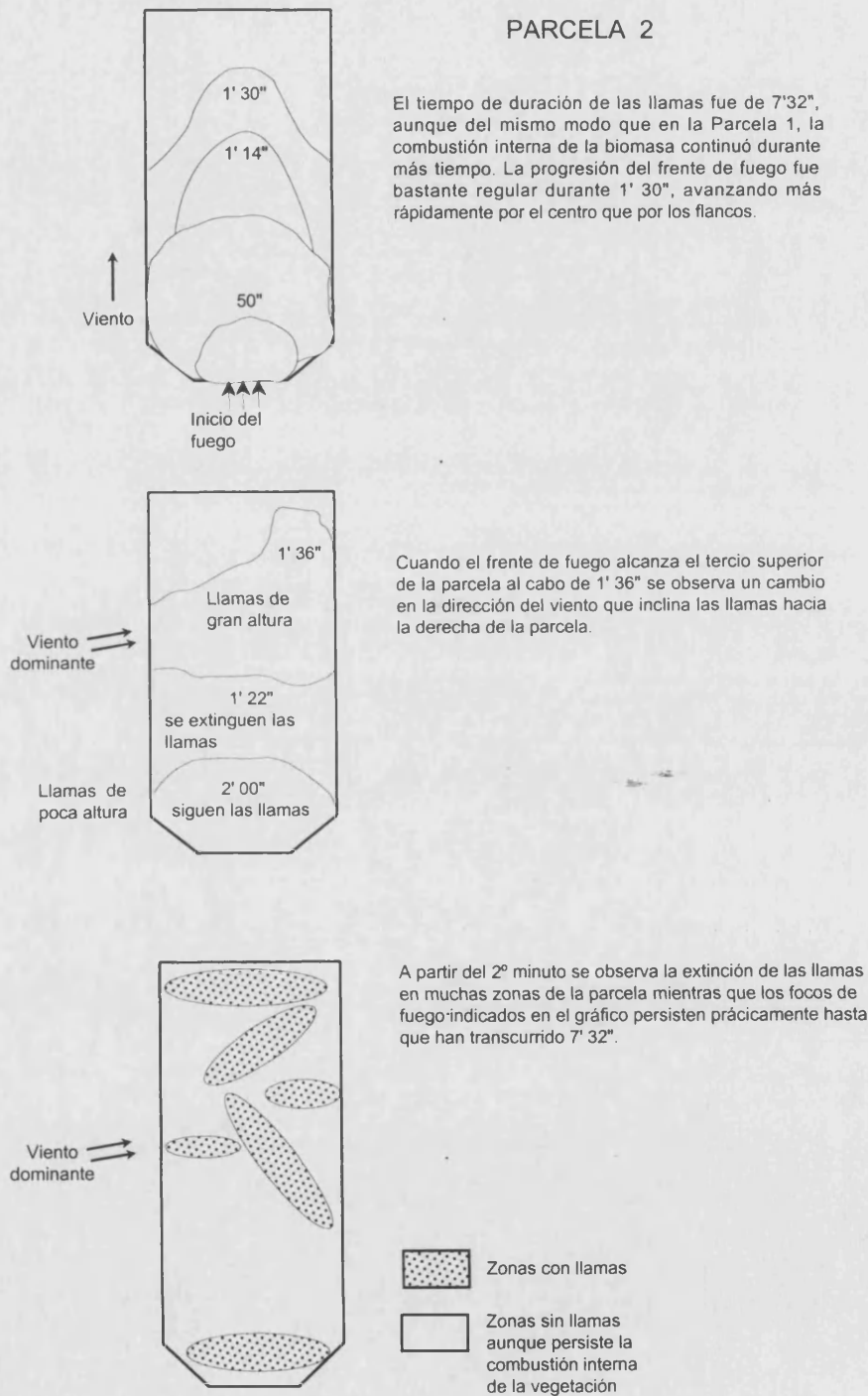
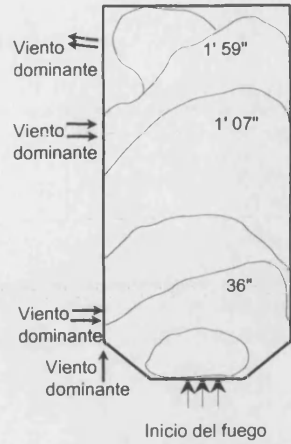


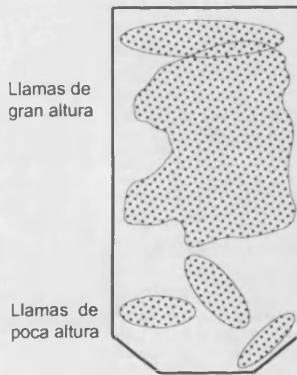
Figura 50. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 2 (20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)



PARCELA 4

El tiempo de duración de las llamas fue de 5'36", aunque no obstante la combustión interna de la biomasa continuó durante más tiempo. Al cabo de 7' 51" se observan columnas de humo de gran altura desde la ladera de enfrente.

La progresión del frente de fuego estuvo condicionada por la dirección del viento dominante, de modo que se observó un avance generalizado más rápido por el flanco derecho que por el izquierdo, excepto en la parte superior de la parcela.



Al cabo de 2', mientras que en la parte inferior de la parcela comienzan a extinguirse las llamas, de modo que transcurridos 2' 21" desde el inicio del fuego tan sólo persisten tres focos, en la mitad superior se observa una zona central con llamas inclinadas hacia la derecha que persisten hasta los 5' 36".



A partir del 4º minuto se observa la extinción de las llamas en muchas zonas de la parcela mientras que los focos de fuego indicados en el gráfico persisten prácticamente hasta que han transcurrido 5' 36".



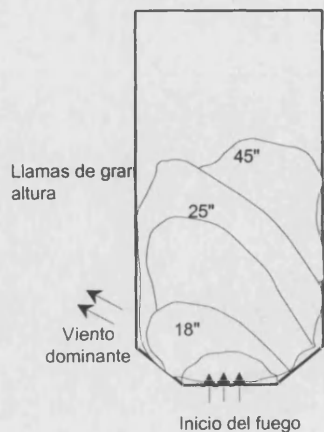
-  Zonas con llamas
-  Zonas sin llamas aunque persiste la combustión interna de la vegetación

Figura 51. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 4 (40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)



PARCELA 6

El tiempo de duración de las llamas fue de 7'18", aunque no obstante, al igual que en los casos anteriores, la combustión interna de la vegetación continuó durante más tiempo. La progresión del frente de fuego fue bastante irregular debido a constantes cambios en la dirección del viento.

En la mitad inferior de la parcela tan sólo se observaron ligeras variaciones en la dirección del viento. El avance del frente de fuego en esta zona de la parcelas fue muy rápido ya que en 25" las llamas habían recorrido el tercio inferior de la parcela.



El avance del frente de fuego en la mitad superior de la parcela fue muy rápido y en tan sólo 1' 25" las llamas abarcaron casi completamente la longitud de la parcela. Cuando el frente de fuego alcanzó la parte superior de la parcela se observan cambios frecuentes en la dirección del viento que inclinaba las llamas hacia un lado u otro de la parcela.

A partir de este punto, como se observa en las gráficas inferiores, las zonas con llamas de gran altura que abarcan la mitad superior de la parcela van extinguiéndose paulatinamente, mientras que los continuos cambios en la dirección del viento avivan otras zonas e inclinan las llamas en direcciones alternas.

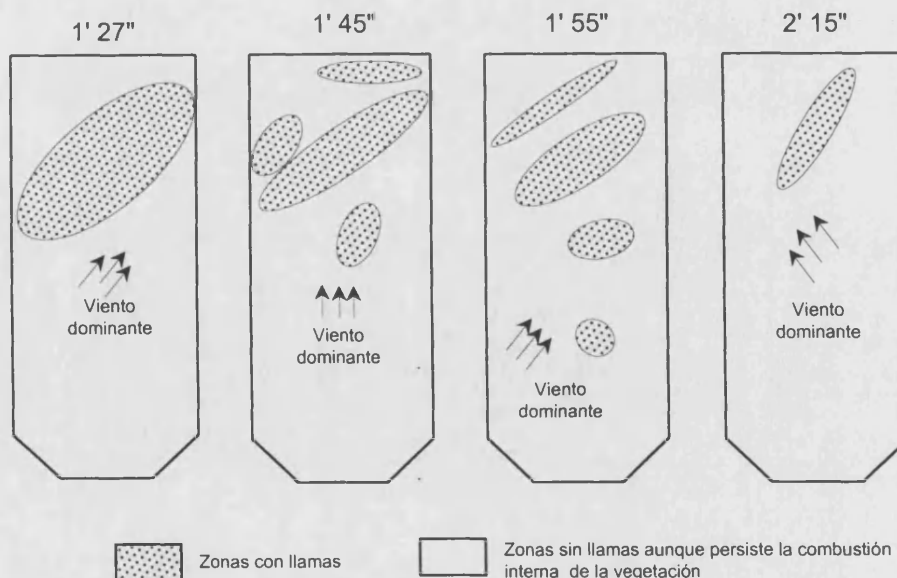


Figura 52. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 6 (20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)

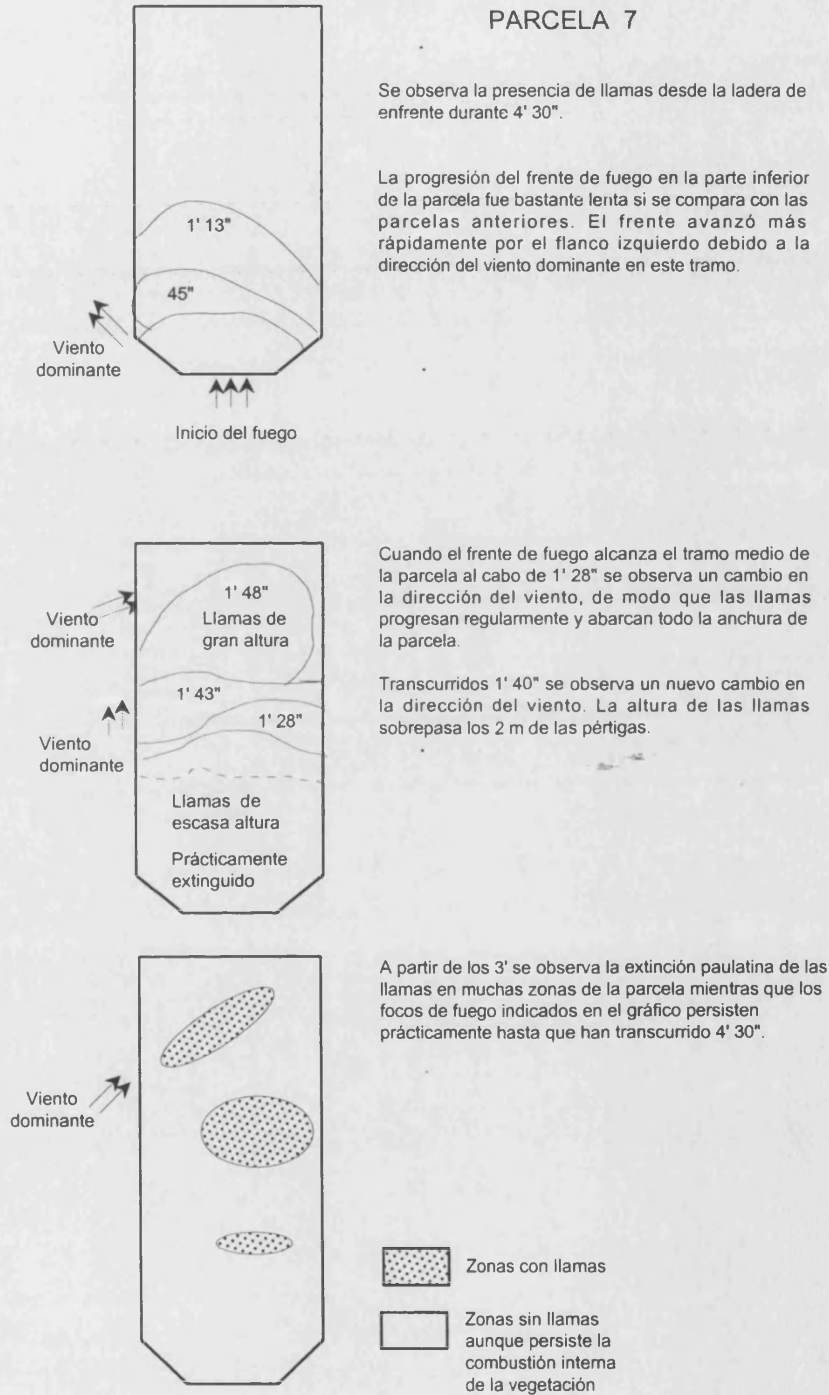
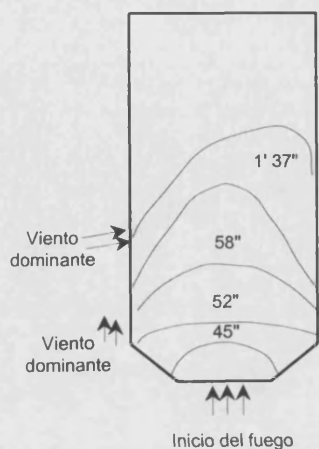


Figura 53. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 7 (20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)



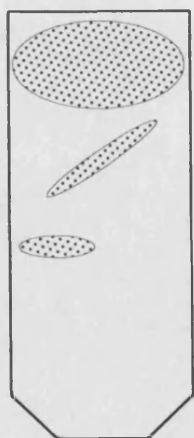
PARCELA 8



Se observa la existencia de llamas desde la ladera de enfrente durante 5' 56", aunque el proceso de combustión interna de la biomasa dura más tiempo.

La progresión del frente de fuego hasta la mitad inferior de la parcela fue bastante regular. El frente avanza más rápidamente por el centro que por los flancos y transcurrido 1' 30" se había recorrido más de la mitad de la parcela. En este punto se aprecia un cambio en la dirección del viento.



Cuando el frente de fuego supera el tramo medio de la parcela al cabo de 1' 49" se observa un nuevo cambio en la dirección del viento, de modo que la progresión del frente es más rápida por el flanco izquierdo. Al cabo de 2' 34" se observa un nuevo cambio en la dirección del viento y las llamas alcanzan el límite superior. En esta zona la altura de las llamas supera claramente los 2 m.



-  Zonas con llamas
-  Zonas sin llamas aunque persiste la combustión interna de la vegetación

A partir de los 3' se producen ligeros cambios en la dirección del viento y se observa la extinción paulatina de las llamas en la mitad inferior de la parcela mientras que los focos de fuego indicados en el gráfico en la parte superior persisten hasta que han transcurrido 5' 56".

Figura 54. Esquema de la progresión del fuego en la parcela 8 (40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)

## 4.2. RESULTADOS DE LAS MEDIDAS DE TEMPERATURA E INTENSIDAD EN LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE LA CONCORDIA

### 4.2.1. Pinturas termosensibles. Distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo

#### A) Análisis de los datos

El análisis de las frecuencias de distribución de los valores de temperatura medidos con las pinturas termosensibles (Tabla 41), muestra que durante los incendios experimentales se han alcanzado valores muy diferentes en la superficie del suelo y se aprecia una importante diferencia entre los dos tipos de tratamientos. Así, mientras que para las parcelas T1, de los resultados de los cuartiles se desprende que el 50% de los valores de la temperatura se encuentran aproximadamente entre los 322° y 543°C, en el grupo de parcelas T2 se observa que el 50% de dichos valores se encuentra entre 170° y 235°C (Tabla 42).

Tabla 42. Valores de los cuartiles en cada una de las parcelas

Tratamiento	Parcela	Cuartiles		
		25	50	75
T1 40 t ha <sup>-1</sup>	1	322.75	420	500
	4	343	454	543
	8	343	420	525
T2 20 t ha <sup>-1</sup>	2	170	226	235
	6	170	226	235
	7	170	198	235

Las distribuciones de la variable temperatura en cada una de las parcelas presentan, en la mayoría de los casos, cierto grado de asimetría y de curtosis (Tabla 43 y Figuras 55 y 56) y además, como se desprende del test de Lilliefors, son no normales. El grado de asimetría es mucho más acusado en las parcelas T2. Es muy frecuente que las transformaciones logarítmicas normalicen estas distribuciones y, generalmente, reduzcan la asimetría pero, en nuestro caso, a pesar de haber realizado esta transformación, se observa que para las tres parcelas T1, se incrementa el grado de asimetría, mientras que en las parcelas T2, éste disminuye. Además, el test de Lilliefors indica que los datos transformados siguen siendo



Tabla 41. Resultados observados al medir las temperaturas alcanzadas con las pinturas termosensibles en las parcelas de La Concordia. Frecuencias y porcentajes

Tratamiento	T 1 (40 t ha <sup>-1</sup> )						T 2 (20 t ha <sup>-1</sup> )					
	1		4		8		2		6		7	
Nº parcela												
Temperatura (°C)	Frecuencia	%	Frecuencia	%	Frecuencia	%	Frecuencia	%	Frecuencia	%	Frecuencia	%
76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.3
101	-	-	-	-	-	-	2	2.5	-	-	-	-
121	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.3
149	-	-	-	-	-	-	-	-	10	12.5	7	8.8
170	-	-	1	1.3	4	5.0	24	30	15	18.8	30	37.5
198	-	-	1	1.3	1	1.3	3	3.8	3	3.8	4	5.0
226	1	1.3	1	1.3	-	-	16	20.0	13	16.3	9	11.3
235	10	12.5	6	7.5	8	10.0	18	22.5	20	25.0	14	17.5
274	2	2.5	-	-	2	2.5	5	6.3	7	8.8	4	5.0
302	5	6.3	4	5.0	-	-	1	1.3	1	1.3	3	3.8
316	2	2.5	2	2.5	1	1.3	1	1.3	1	1.3	-	-
343	3	3.8	9	11.3	6	7.5	1	1.3	3	3.8	3	3.8
350	3	3.8	-	-	2	2.5	-	-	1	1.3	-	-
375	5	6.3	2	2.5	2	2.5	1	1.3	1	1.3	1	1.3
420	10	12.5	8	10.0	15	18.8	3	3.8	-	-	1	1.3
427	11	13.8	4	5.0	10	12.5	-	-	1	1.3	-	-
454	4	5.0	9	11.3	5	6.3	1	1.3	1	1.3	-	-
500	7	8.8	9	11.3	3	3.8	2	2.5	1	1.3	1	1.3
521	-	-	1	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-
525	4	5.0	3	3.8	2	2.5	2	2.5	-	-	-	-
550	1	1.3	4	5.0	2	2.5	-	-	-	-	-	-
593	6	7.5	4	5.0	3	3.8	-	-	1	1.3	-	-
621	5	6.3	5	6.3	1	1.3	-	-	1	1.3	1	1.3
649	-	-	-	-	1	1.3	-	-	-	-	-	-
677	1	1.3	7	8.8	12	15.0	-	-	-	-	-	-
Total	80	100	80	100	80	100	80	100	80	100	80	100

no normales. No obstante, por lo que respecta a la homogeneidad de la varianza, el test de Levene en el conjunto de datos transformados indica que se acepta la hipótesis nula.

Por lo tanto, a la vista de los resultados observados, se han tomado las medias y las medianas como una primera estimación de las tendencias centrales de dichas distribuciones y, las desviaciones estándar, junto con los coeficientes de variación y los rangos intercuartiles, como una estimación de la variabilidad (Tabla 43). El análisis de estos datos se ha realizado tanto para cada una de las parcelas como para las agrupaciones por tratamientos. Se observa que, a pesar de la asimetría de las distribuciones, los valores de las medias y las medianas son bastante similares en la mayoría de las parcelas. Este hecho parece indicar que las medidas de tendencia central no están dominadas por los valores extremos. Además, el valor relativamente bajo que presentan los coeficientes de variación, que en ningún caso superan el 50%, indica posiblemente, que la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo es bastante homogénea. No obstante, el aspecto de la variabilidad espacial se ha abordado desde otro punto de vista diferente al de la estadística paramétrica que se expone en el punto siguiente.

Tabla 43. Estadística descriptiva para los datos de temperatura (°C) medidos con las pinturas termosensibles en la superficie del suelo en cada una de las parcelas sometidas a la quema en la estación experimental de La Concordia

Tratamiento	T1 (40 t ha <sup>-1</sup> )			T2 (20 t ha <sup>-1</sup> )		
	Parcela 1	Parcela 4	Parcela 8	Parcela 2	Parcela 6	Parcela 7
N	80	80	80	80	80	80
Media (°C)	417.78	448.09	434.91	239.90	239.46	217.54
Mediana	420.00	454.00	420.00	226.00	226.00	198.00
Desv. Std. <sup>a</sup>	118.78	132.63	147.32	90.71	91.58	81.61
CV (%) <sup>b</sup>	28.43	29.597	33.874	37.81	38.245	37.516
IQR <sup>c</sup>	177.25	200.75	182.00	65.00	65.00	65.00
Mínimo (°C)	226	170	170	101	149	76
Máximo (°C)	677	677	677	525	621	621
Skewness	0.127	-0.030	0.145	1.731	2.186	2.381
Kurtosis	-0.749	-0.717	-0.663	2.824	5.947	8.239
Varianza	14108	17589	21705	8227	8387	6661
K-S	0.0069 <sup>d</sup>	>0.20	0.000 <sup>d</sup>	0.000 <sup>d</sup>	0.000 <sup>d</sup>	0.000 <sup>d</sup>
Levene test	0.0000 <sup>e</sup>					

<sup>a</sup> Desviación estándar

<sup>b</sup> Coeficiente de variación

<sup>c</sup> Rango intercuartil

<sup>d</sup> Datos distribuidos no normalmente

<sup>e</sup> Varianza no homogénea

A) Datos sin transformar

B) Transformación logarítmica

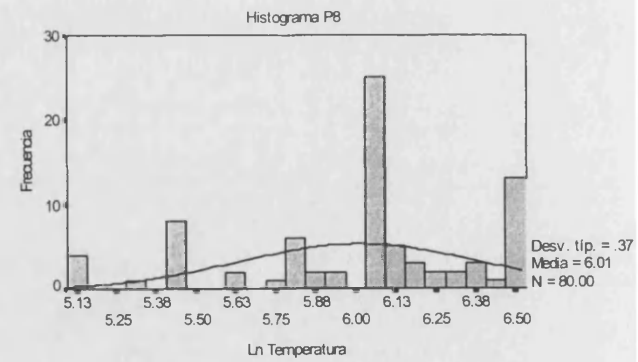
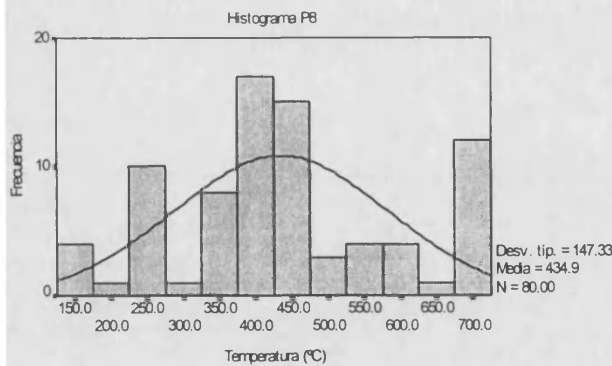
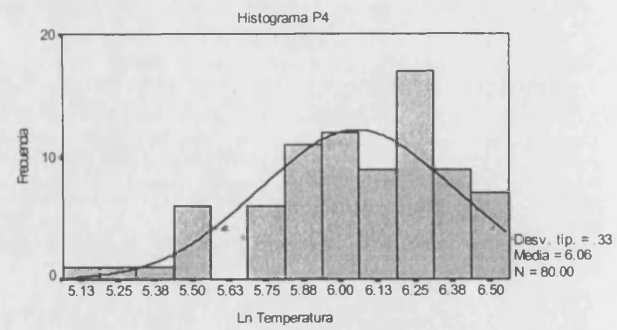
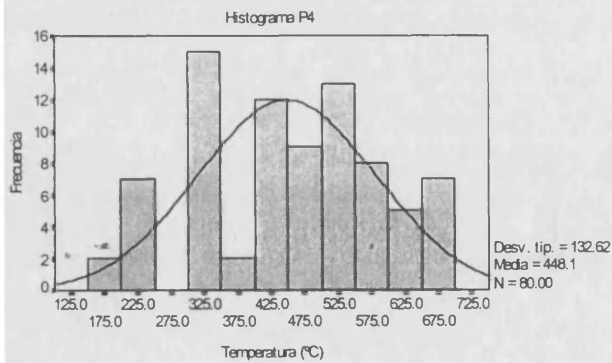
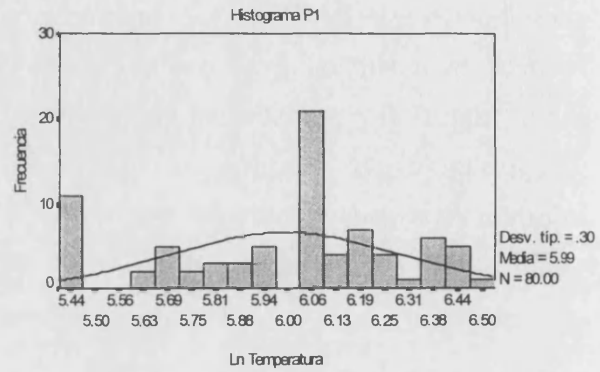
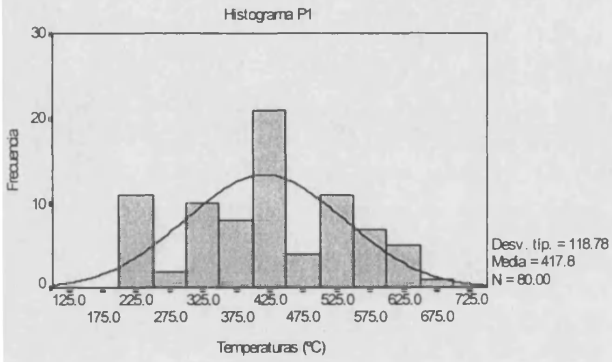


Figura 55. Histogramas de la distribución de frecuencias en las parcelas T1. A) Datos sin transformar. B) Datos transformados a ln

A) Datos sin transformar

B) Transformación logarítmica

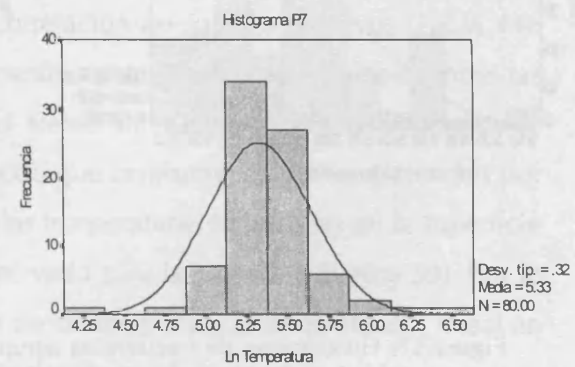
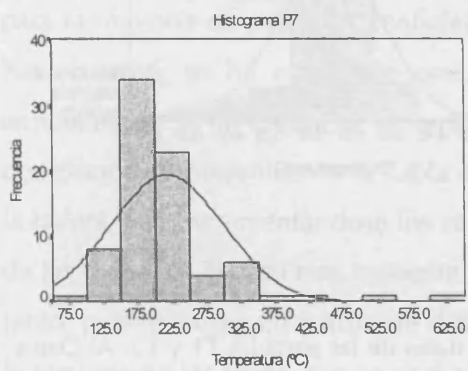
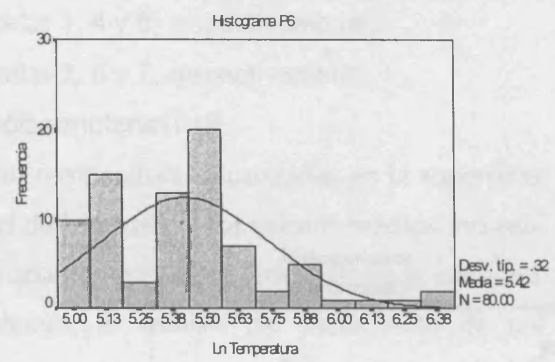
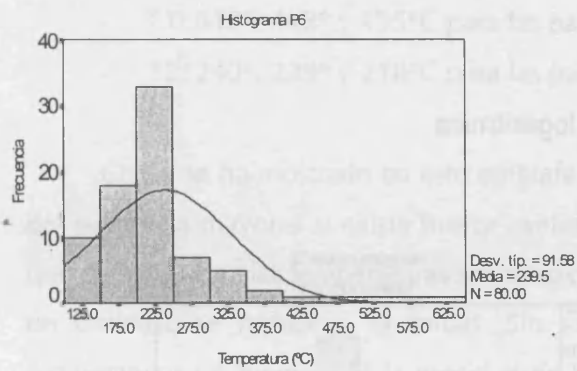
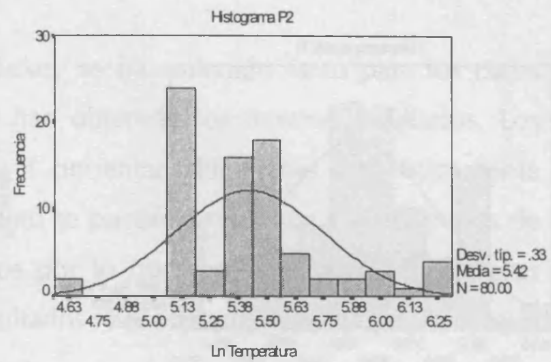
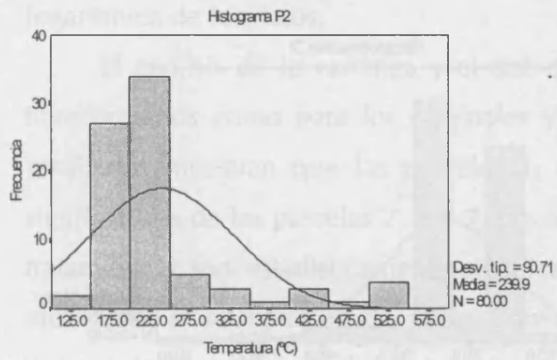
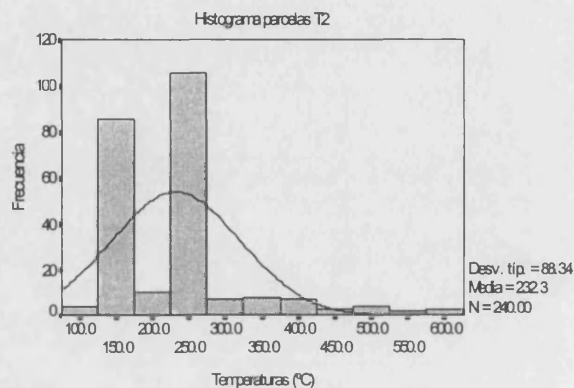
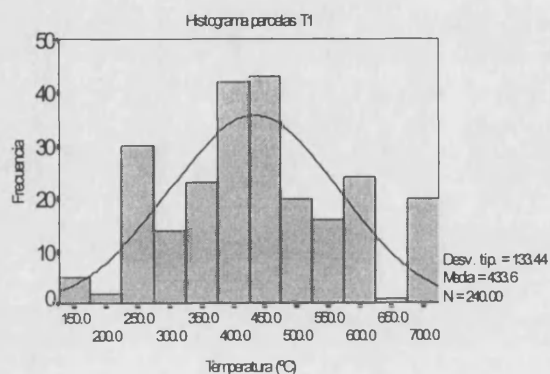


Figura 56. Histogramas de la distribución de frecuencias en las parcelas T2. A) Datos sin transformar. B) Datos transformados a ln

A) Datos sin transformar



B) Transformación logarítmica

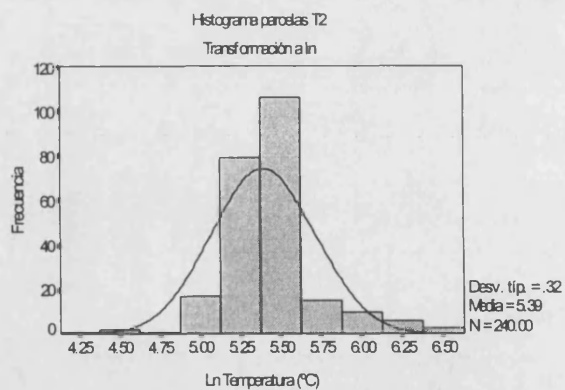
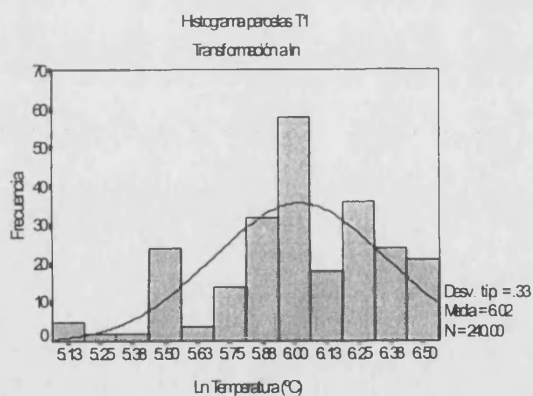


Figura 57. Histogramas de frecuencias agrupando los datos de las parcelas T1 y T2. A) Datos sin transformar. B) Datos transformados a ln

Por estas razones, y por lo observado en las representaciones gráficas de los histogramas para los valores de las temperaturas en cada una de las parcelas y agrupándolas en función del tipo de tratamiento (Figuras 55, 56 y 57), se ha considerado que las distribuciones de los datos originales de las parcelas T1 se aproximan a una normal, mientras que para las parcelas T2, es más conveniente realizar la transformación logarítmica de los datos.

El análisis de la varianza y el test de Tukey se ha realizado tanto para los datos transformados como para los originales y se han obtenido los mismos resultados. Los resultados muestran que las parcelas 1, 4 y 8 presentan diferencias estadísticamente significativas de las parcelas 2, 6 y 7, por lo tanto se puede afirmar que ambos grupos de tratamientos son estadísticamente significativos por lo que respecta a las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo. Estos resultados se presentan en las tablas del Anexo 4. Los valores medios de dichas temperaturas son:

- T1: 418°, 448° y 435°C para las parcelas 1, 4 y 8, respectivamente;
- T2: 240°, 239° y 218°C para las parcelas 2, 6 y 7, respectivamente.

Como se ha mostrado en este epígrafe, las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo son mayores si existe mayor cantidad de biomasa, y los valores medios indican que para 40 t ha<sup>-1</sup> las temperaturas son aproximadamente el doble que cuando la cantidad de biomasa se reduce a la mitad. Sin embargo, el análisis del incremento de las temperaturas en función de la cantidad de biomasa natural presente en cada una de las parcelas muestra que no existe una relación lineal entre ambas variables (Figura 58), y para la mayoría de casos los coeficientes de correlación no son significativos (Tabla 44). No obstante, se ha observado que, en general, existe una relación lineal entre las temperaturas y la distancia recorrida por el frente de fuego, cuyos coeficientes de correlación se presentan en la Tabla 44, de modo que conforme las llamas ascienden por la ladera, van incrementándose los valores de las temperaturas alcanzadas en la superficie de las parcelas. El caso más evidente es el observado para la parcela 8 (Figura 59). Por lo tanto, parece existir un patrón de distribución de las temperaturas de tendencia lineal en la mayoría de los casos, que se analiza con más detalle en el siguiente epígrafe.

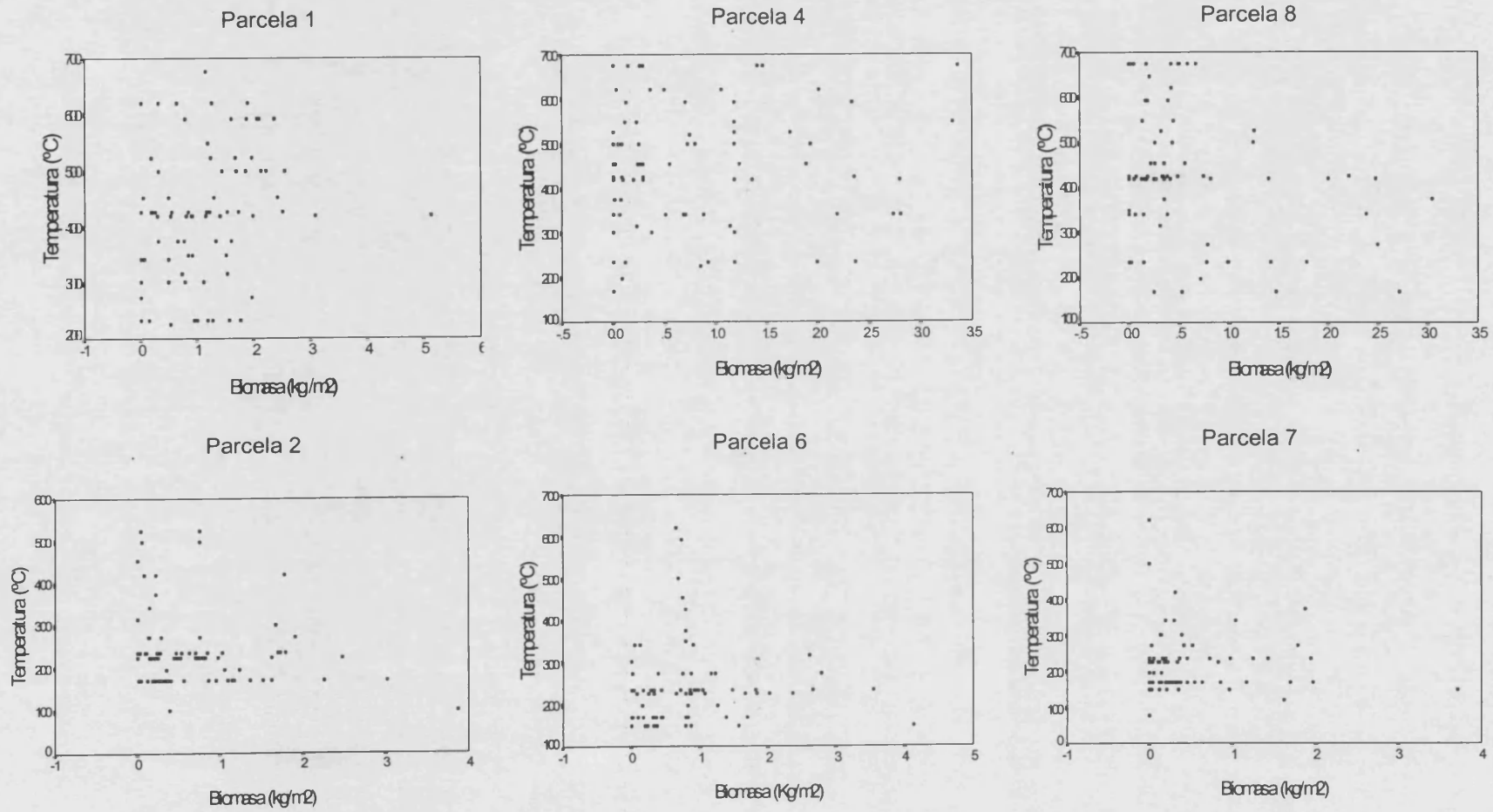


Figura 58. Gráfico de dispersión de la cantidad de biomasa natural ( $\text{kg m}^{-2}$ ) frente a las temperaturas ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzadas en cada una de las parcelas de la estación experimental de La Concordia

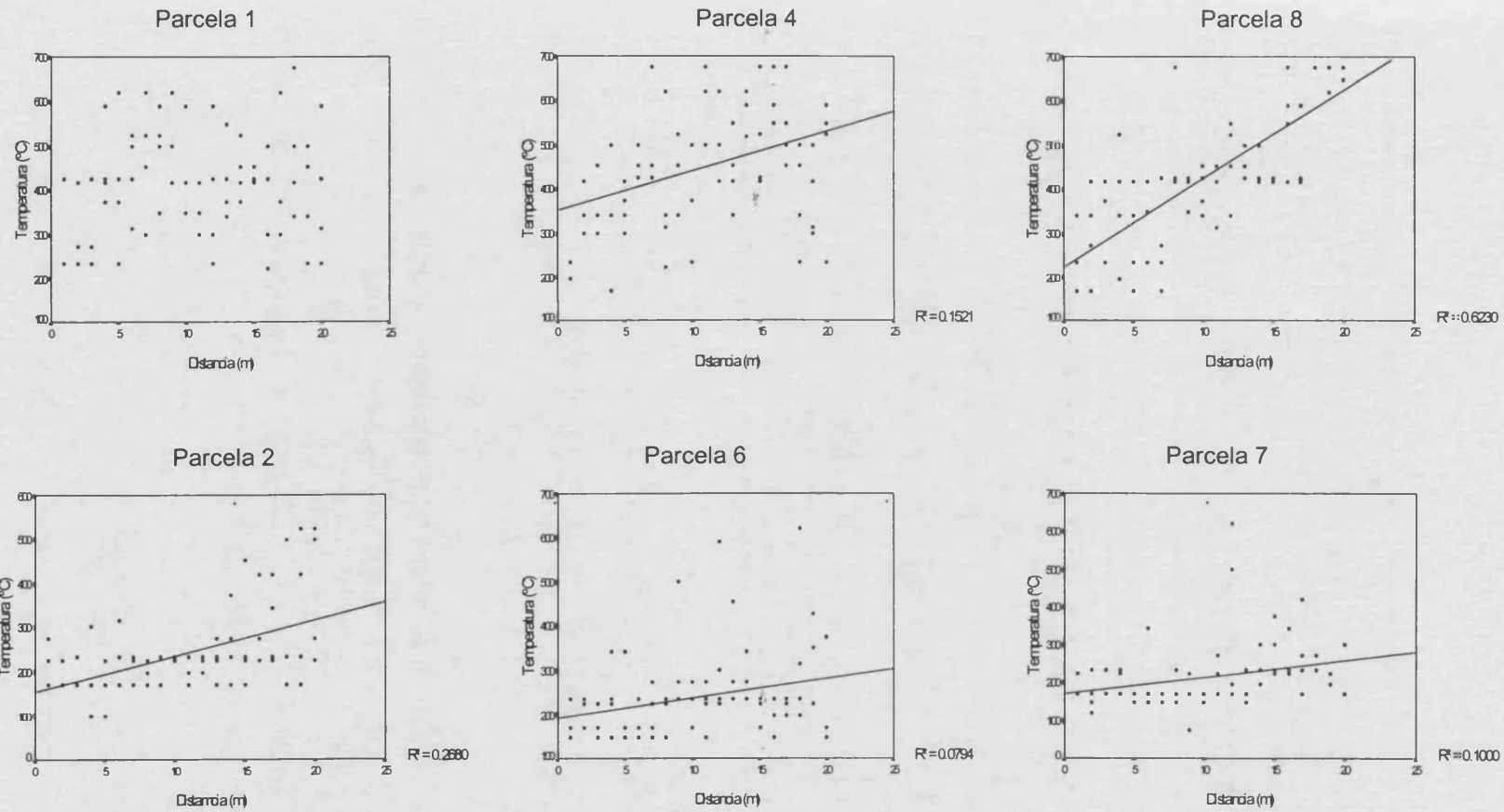


Figura 59. Gráfico de dispersión de las temperaturas (°C) alcanzadas durante el incendio experimental en cada una de las parcelas de la estación experimental de La Concordia frente a la distancia recorrida por la línea de fuego. El valor 0 del eje de abscisas representa el punto de inicio del fuego.



Tabla 44. Coeficientes de correlación entre la cantidad de biomasa natural y las temperaturas alcanzadas y entre la distancia recorrida por el frente de fuego y dichas temperaturas en cada una de las parcelas de la estación experimental de La Concordia

Parcelas	Temperatura / Biomasa	Temperatura / Distancia
1	0.2659 *	ns
2	ns	0.5177 **
4	ns	0.3900 **
6	ns	0.2817 **
7	ns	0.3162 **
8	-0.2767 *	0.7893 **

\* Nivel de significación 0.05

\*\* Nivel de significación 0.01

ns: No significativo

Por otra parte, asumiendo que cada valor de temperatura medido en cada uno de los puntos se generaliza a cada  $m^2$  de la superficie de la parcela, se han agrupado los porcentajes correspondientes a dichos valores, teniendo en cuenta las alteraciones más comunes que afectan a las propiedades del suelo como consecuencia de las temperaturas alcanzadas durante un incendio (véase capítulo 3 en Resultados y Discusión). Tomando como referencia los resultados observados en función de estos valores y las citas bibliográficas consultadas, se han establecido 4 rangos de temperaturas para estimar su cobertura espacial en cada una de las parcelas. Los rangos establecidos han sido:

- (1) Temperaturas menores de 200°C. Entre 105°C y 220°C se produce la completa deshidratación de la muestra.
- (2) Entre 200° y 400°C. Se produce la combustión de la materia orgánica, la solubilización de distintos cationes, se incrementa el pH, la conductividad eléctrica, y aumentan los contenidos de  $NH_4$  y N total en el suelo.
- (3) Entre 400° y 600°C. Tiene lugar la completa combustión de la materia orgánica y se suele producir una disminución en los contenidos de N total,  $NH_4$  y de la CIC.
- (4) Temperaturas mayores de 600°C. Se produce la alteración de los carbonatos y de la estructura mineral del suelo.

Como se observa en la Figura 60, más de la mitad de la superficie del suelo en las parcelas 1, 4 y 8 (tratamiento T1) presenta valores de temperatura entre 400° y 600°C. En cambio, el grupo de parcelas T2 presentan, en general, temperaturas entre 200° y 400°C en más del 50% de la superficie. Por lo tanto, a la vista de los resultados observados, cabrá esperar una mayor alteración de las propiedades químicas analizadas en las parcelas T1 que en las T2.

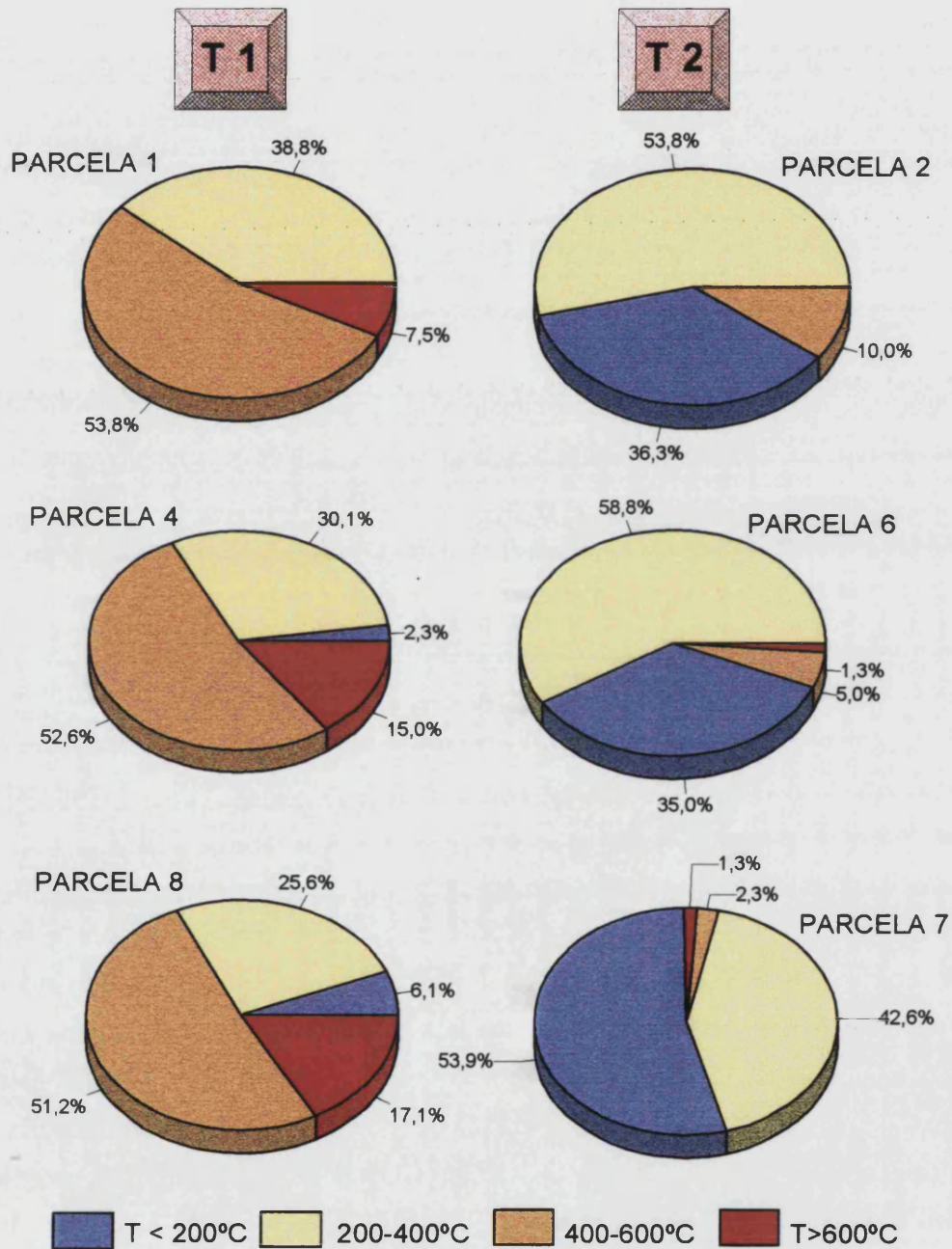


Figura 60. Porcentajes de las temperaturas en la superficie del suelo medidas con las pinturas termosensibles. T1: parcelas 1, 4 y 8 con 40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa; T2: parcelas 2, 6 y 7 con 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa

### B) Variaciones espaciales de las temperaturas en la superficie del suelo de las parcelas de La Concordia. Análisis geoestadístico

A la vista de los resultados observados en el apartado anterior, se aprecia que los valores de temperatura varían continuamente en el espacio, incluso es posible que dichas variaciones se produzcan en distancias cortas, inferiores a un metro. Esta variabilidad puede ser el producto final de varios procesos que actúan e interactúan durante el incendio, y puede darse dependencia espacial. Si existe cierto grado de autocorrelación o bien, si existen pautas en la variación de las temperaturas, los valores de los puntos más próximos entre sí serán más similares entre ellos que los valores medidos en aquellos puntos más alejados. En este caso las observaciones no pueden considerarse como independientes y la estadística paramétrica es inadecuada para analizar correctamente aquellas variables que son espacialmente dependientes, dado que asume que las observaciones realizadas son independientes a pesar de su distribución en el espacio (Hamlett et al., 1986), siendo necesario emplear otro tipo de tratamiento estadístico.

En nuestro caso hemos aplicado el análisis geoestadístico tanto a la variable temperatura como a distintas variables medidas en las muestras de suelos, las cuales se expondrán en capítulos posteriores.

El análisis de las variaciones espaciales de la temperatura en la superficie del suelo en cada una de las parcelas, se ha realizado mediante el análisis geoestadístico de los datos, calculando el semivariograma, utilizando posteriormente algoritmos de *kriging* y finalmente realizando una representación gráfica de los valores estimados en cada una de las parcelas.

El primer problema con el que nos enfrentamos es con el de la normalidad de los datos, puesto que el análisis geoestadístico requiere que la variable estudiada se distribuya normalmente, aunque es muy frecuente que los datos reales no cumplan estrictamente este supuesto. En muchos casos, el análisis del semivariograma y el *kriging* son robustos si la desviación de la normalidad es débil, aunque en otros casos, estos análisis son muy sensibles a la distribución de las muestras. Se han desarrollado diversas técnicas, entre las cuales la más utilizada es el *kriging logonormal*, para tratar los datos que no se distribuyen normalmente, pero estas técnicas han sido muy criticadas por el sesgo que ellas mismas introducen (Armstrong, 1984; Rivoirard, 1994; White et al., 1997), puesto que la transformación logarítmica de los datos da como resultado una función no lineal de los datos originales, de modo que las estimaciones realizadas mediante el *kriging* no pueden realizarse con una mínima estima de la varianza y sin sesgo (Trangmar et al., 1985).

Los motivos por los que se ha escogido la transformación logarítmica de los datos ya se han expuesto en el capítulo de Material y Métodos. Además, en el apartado anterior se ha discutido la normalidad de estos datos, y se ha visto que, mientras los valores de las temperaturas en las tres parcelas correspondientes al tratamiento de fuego T1 presentan una distribución que se aproxima a una normal, los datos observados en las parcelas del tratamiento T2, presentan asimetría positiva y curtosis. La transformación logarítmica de los datos de temperatura en las parcelas T2, aunque reduce el grado de asimetría, siguen sin presentar una distribución aproximadamente normal (excepto en el caso de la parcela 7). Por estos motivos, el análisis geoestadístico se ha realizado con los datos originales y, posteriormente, se ha empleado la transformación logarítmica en el caso de las parcelas T2 y se han comparado ambos resultados con el fin de ver si se producen cambios substanciales en los parámetros del semivariograma.

Los resultados del análisis geoestadístico de las temperaturas en la superficie del suelo de La Concordia se presentan en las Tablas 45 y 46 y en las Figuras de la 61 a la 64.

Si se comparan los resultados expuestos en las Tablas 45 y 46, respecto a los datos originales y a los transformados, se observa que los valores del rango ( $\alpha$ ) de los semivariogramas, el grado de dependencia espacial, la  $r^2$  del ajuste de la curva del semivariograma, y el análisis de *jack-knifing*, son muy similares. Pero, por otra parte, se observa que si se trabaja con los datos transformados para realizar los cálculos del semivariograma y del *kriging* y, posteriormente, se realiza otra transformación para poder representar los datos en la escala de medida original (*back-transformation*), los valores medios de la variable temperatura en cada una de las parcelas son más bajos (Tablas 45 y 46). Además, los valores de los rangos en los mapas cambian sustancialmente (por ejemplo, para la parcela 2 con los datos originales el rango oscila entre 101° y 525°C, mientras que si se transforman los datos a logaritmos neperianos y luego se vuelven a transformar a la escala original, estos valores oscilan entre 4.6° y 369°C) y el análisis de *jack-knifing* muestra que los valores de la media y la varianza del error reducido se alejan excesivamente de sus valores óptimos, puesto que en lugar de ser 0 y 1 respectivamente, se obtienen valores de 218 y 2107 en el caso de la parcela 2. Por lo tanto, la "*back-transformation*" no ofrece buenos resultados para poder representar los valores en la escala original.

Así pues, debido a que se obtienen resultados similares con los datos originales y con los transformados, pero sin realizar la "*back-transformation*", se ha decidido trabajar con los primeros para poder obtener una representación final a la escala deseada, asumiendo que las desviaciones de la normalidad de los datos pueden causar errores

mínimos en los análisis, y que la interpretación de los resultados no varía substancialmente.

El análisis de los parámetros de los semivariogramas muestra que las temperaturas en cada una de las parcelas presentan un patrón de distribución espacial diferente, aunque, en general, se puede decir que el grado de autocorrelación es moderado, excepto en la parcela 6 que presenta un modelo aleatorio, y en la parcela 8, que, por el contrario, presenta un grado de dependencia espacial fuerte.

En primer lugar se analizan los resultados observados en las parcelas correspondientes al tratamiento T1. Para los datos de temperatura de la parcela 1 se ha obtenido un semivariograma de tipo exponencial ( $r^2 = 0.805$ ) (Figura 61a), en el que la semivarianza se incrementa a medida que aumenta la distancia entre los puntos de muestreo (distancia *lag*), hasta alcanzar un valor más o menos constante (*sill*) a una distancia de separación dada, que se denomina el *rango* de dependencia espacial ( $a_0$ ). Cuando el semivariograma se ajusta a un modelo exponencial, la semivarianza se aproxima asintóticamente al *sill*, por lo que no existe estrictamente un valor finito del rango. En estos casos se considera que la semivarianza cesa su incremento a partir de un valor ( $a'$ ) igual a  $3r$ , en el que la semivarianza es igual a  $c_0 + 0.95c$  (Webster, 1985, Webster y Oliver, 1990). Otros autores (Cambardella et al., 1994), consideran que cuando la diferencia entre la  $r^2$  del modelo esférico y del exponencial es menor de 0.05, puede emplearse el modelo esférico. Nosotros hemos tenido en consideración este segundo criterio. La diferencia entre las  $r^2$  de ambos modelos es 0.017, por lo que se toma como válido el modelo esférico (Figura 61b), a partir del cual se analizan los parámetros del semivariograma. El valor del *sill* se aproxima a la varianza muestral cuando los datos son estacionarios. En general, se puede decir que este supuesto se cumple para los datos de temperatura, como puede verse al comparar los valores de la varianza (Tabla 43) con los valores del *sill* (Tablas 45 y 46).

El valor del rango en la parcela 1 es de 3.81 m, lo que indica que aquellos puntos separados por una distancia menor o igual a este valor están correlacionados espacialmente y presentan valores de temperatura más similares entre ellos, por lo que el patrón espacial de las temperaturas en este caso se presenta cada 3.81 m. Los puntos separados por distancias mayores a 3.81 m no están espacialmente relacionados, dado que la semivarianza se aproxima a la varianza, lo que implica una variación aleatoria.

En el caso de la parcela 4, el mejor ajuste del semivariograma corresponde a un modelo esférico (Figura 62a), con una  $r^2 = 0.874$  (Tabla 45). El valor del rango es 9.28 m, lo cual indica que el patrón espacial varía cada 9.28 m, y los valores medidos en puntos separados por una distancia inferior a este valor presentan cierto grado de dependencia

Tabla 45. Parámetros del análisis geoestadístico en las parcelas experimentales de La Concordia 1, 2 y 4

Parcelas		1		2		4	
Transformación de datos		No transformados	Transform. a ln	No transformados	Transform. a ln	No transformados	Transform. a ln
Parámetros estadísticos	N	80	80	80	80	80	80
	Media	417.79	400.31	239.90	226.58	448.09	426.77
	S.D.	118.04	1.046	90.139	1.054	131.79	1.054
	Skewness	0.125	-0.389	1.698	0.685	-0.0297	-0.6780
	Kurtosis	2.222	2.269	5.577	4.0138	2.2528	2.9114
Parámetros semivarianza	Distancia lag máxima	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235
	Distancia lag activa	11.541	11.541	11.541	11.541	11.541	11.541
	Tamaño step mínimo	1	1	1	1	1	1
	Tamaño step activo	2	2	2	2	2	2
	Nº clases lag	5	5	5	5	5	5
	Pares de puntos por clase	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250
Semi-variograma	Mejor ajuste	Esférico	Esférico	Lineal	Lineal	Esférico	Lineal
	R <sup>2</sup>	0.788	0.836	0.708	0.590	0.874	0.877
	Varianza Nugget (c <sub>0</sub> )	7230	0.0574	4718.2	0.0677	10700	0.0683
	Sill (c <sub>0</sub> + c)	14220	0.0922	8366.7	0.1063	18190	0.1239
	Rango (a <sub>0</sub> )	3.81	6.93	11.541	11.541	9.280	11.541
	(Nugget/Sill) 100 §	50.84 M	62.25 M	56.39 M	63.68 M	58.82 M	55.13 M
Kriging	Tipo	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual
	Intervalo	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
	Tamaño radio	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235
	Nº máximo vecinos	8	8	8	8	8	8
Jack-knifing	Error reducido. Media	0.039	0.055	0.030	0.020	0.02	0.029
	Error reducido. Varianza	0.708	0.716	0.837	0.827	0.708	0.742

§ Grado de dependencia espacial. D: débil; M: moderado; F: fuerte

Tabla 46. Parámetros del análisis geoestadístico en las parcelas experimentales de La Concordia 6, 7 y 8

Parcelas		P6		P7		P8	
Transformación de datos		No transformados	Transform. a ln	No transformados	Transform. a ln	No transformados	Transform. a ln
Parámetros estadísticos	N	80	80	80	80	80	80
	Media	239.46	226.62	217.54	206.21	434.91	408.06
	S.D.	91.010	1.051	81.102	1.050	146.40	1.072
	Skewness	2.145	0.973	2.336	0.6894	0.1425	-0.629
	Kurtosis	8.508	4.199	10.659	5.1352	2.303	2.867
Parámetros semivarianza	Distancia lag máxima	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235
	Distancia lag activa	11.541	11.541	11.541	11.541	11.541	11.541
	Tamaño step mínimo	1	1	1	1	1	1
	Tamaño step activo	2	2	2	2	2	2
	Nº clases lag	5	5	5	5	5	5
	Pares de puntos por clase	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250
Semi-variograma	Mejor ajuste	Lineal	Lineal	Esférico	Esférico	Lineal	Lineal
	R <sup>2</sup>	0.199	0.637	0.957	0.986	0.959	0.925
	Varianza Nugget (c <sub>0</sub> )	7808	0.0844	5000	0.0621	3952.6	0.0332
	Sill (c <sub>0</sub> + c)	8893	0.112	8547	0.125	27537	0.1764
	Rango (a <sub>0</sub> )	11.541	11.541	10.29	9.550	11.541	11.541
	Nugget / Sill §	87.79 <b>D</b>	75.36 <b>D</b>	58.50 <b>M</b>	49.68 <b>M</b>	14.35 <b>F</b>	18.82 <b>F</b>
Kriging	Tipo	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual	Puntual
	Intervalo	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
	Tamaño radio	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235	19.235
	Nº máximo vecinos	8	8	8	8	8	8
Jack-knifing	Error reducido. Media	0.053	0.055	0.024	0.024	0.055	0.050
	Error reducido. Varianza	0.766	0.762	0.702	0.736	1.030	1.034

§ Indica el grado de dependencia espacial. D: débil; M: moderada; F: fuerte

espacial. Los valores de temperatura observados son más similares entre ellos a medida que la distancia de separación entre los pares de puntos es menor de 9.28 m. Así pues, tanto en el caso de la parcela 1 como en ésta, el rango proporciona una estima de las áreas que han alcanzado temperaturas similares. Además, en ambos casos la semivarianza es pequeña a distancias *lag* relativamente cortas y se incrementa hasta estabilizarse a medida que aumenta esta distancia.

A diferencia de las dos parcelas anteriores, el semivariograma de la temperatura en la parcela 8 es lineal ( $r^2 = 0.959$ ) (Figura 63a) y el valor del rango coincide en este caso con la distancia *lag* activa, 11.54 m. En esta parcela las temperaturas muestran un patrón lineal, con los valores menores en la parte baja de la parcela, donde se ha iniciado el fuego, que van aumentando conforme avanza el frente de fuego, hasta alcanzar los valores máximos en la parte alta de la parcela. Esta tendencia se ve claramente representada en el mapa de contornos obtenido tras realizar el *kriging* (Figura 63b).

Por definición, la semivarianza a la distancia 0 es 0, pero en algunos casos, como todos los que se presentan a continuación, la intercepción del semivariograma no pasa por el origen de coordenadas. El punto de intercepción se denomina varianza *nugget* ( $c_0$ ) (Journel y Huijbregts, 1978) y representa la varianza aleatoria que es debida o a errores de medida o a la microvariabilidad de las temperaturas que no puede ser detectada a la escala del muestreo (1 m). Esta varianza *nugget* puede expresarse como porcentaje del valor del *sill* de modo que permite comparar el tamaño relativo del efecto *nugget* entre distintas variables (Trangmar et al., 1985). En nuestro caso, basándonos en la propuesta realizada por Cambardella et al. (1994), hemos empleado esta relación para definir distintas clases de dependencia espacial. Si la relación *nugget* / *sill* es menor o igual al 25%, se ha considerado que la temperatura medida en la superficie del suelo presenta un grado de dependencia espacial fuerte; si la relación está entre 25 y 75%, se considera que el grado de dependencia espacial es moderado; y si dicha relación presenta un valor mayor o igual al 75%, dicha variable presenta un grado de dependencia espacial débil (Tablas 45 y 46).

El grado de dependencia espacial en las parcelas correspondientes al tratamiento T1 es moderado en las parcelas 1 y 4, mientras que en la parcela 8 es fuerte.

En el grupo de parcelas correspondientes al tratamiento T2, tampoco se han observado patrones espaciales similares entre ellas. La parcela 2 presenta un modelo de semivariograma lineal (Figura 64a), con una  $r^2 = 0.708$ . En este caso, al igual que se ha comentado en la parcela 8, el valor del rango coincide con la distancia *lag* activa (11.54 m). Del mismo modo, se puede observar que los valores de temperatura estimados van



aumentando a medida que avanza la línea de fuego desde la parte baja hacia la parte alta de la parcela, donde se alcanzan los valores máximos (Figura 64b).

En la parcela 6 no se ha obtenido ningún patrón espacial claro de la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo, sino que el análisis del semivariograma indica que los valores experimentales son espacialmente independientes y presentan un patrón que se puede considerar completamente aleatorio, al menos a la escala a la que se han realizado las observaciones. Este hecho viene reflejado por el elevado valor de la varianza *nugget*, que es el 88% de la varianza *sill*, y por la pendiente de la línea del semivariograma, que es próxima a 0 (Figura 65a). La causa principal de este patrón aleatorio parece ser debida a que las variaciones de los valores de temperaturas en la parcela 6 tienen lugar a distancias inferiores a 1 m. Si se incrementara el detalle de la escala de muestreo, probablemente se obtendría alguna estructura de la variación de estos datos (Burrough, 1983).

En la parcela 7 se ha observado que el mejor ajuste del semivariograma corresponde a un modelo esférico (Figura 66a) con una  $r^2 = 0.957$ . El valor del rango ( $a_0$ ), que marca el límite de dependencia espacial, es 10.29 m (Tabla 46), por lo que los puntos separados por una distancia inferior a este valor presentan cierto grado de relación.

Teniendo en cuenta la relación *nugget / sill*, y considerando los rangos establecidos anteriormente para comparar el grado de dependencia espacial, las parcelas 2 y 7 presentan una dependencia espacial moderada (Tablas 45 y 46).

Una vez analizados los parámetros del semivariograma, se ha realizado el *kriging* o interpolación, y se obtiene una estima de los valores de las temperaturas en aquellos puntos no medidos a intervalos de 0.1 m en cada una de las parcelas, excepto en la parcela 6. En este caso, debido a que los valores de temperatura son completamente aleatorios, el *kriging* se ha realizado a intervalos de 1 m, que es la distancia de separación real entre los puntos medidos. Los resultados del análisis de *jack-knifing* indican que en todos los casos, tanto el modelo de semivariograma definido como el *kriging* se pueden considerar válidos, dado que el valor medio de error reducido es próximo a cero (oscila entre 0.02 y 0.05) y el valor de la varianza del error reducido es próximo a 1 (fluctúa entre 0.7 y 1.03) (Tablas 45 y 46).

Finalmente, la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo se ha representado mediante mapas de contornos, que unen los puntos para los que se han estimado valores similares.

En el caso de las parcelas correspondientes al tratamiento de fuego T1, se han establecido cinco rangos de temperaturas, desde temperaturas menores de 300°C hasta

mayores de 600°C, con un incremento aproximado, cada 75°C, excepto en la parcela 8, donde dicho incremento es de 100°C (Figuras 61c, 62b y 63b). En general, se observa que la mayor superficie de las parcelas T1 presenta valores de temperatura entre 375°-450°C y 450°-500°C.

En las Figuras 61c y 62b se pueden observar los resultados de la variación espacial de las temperaturas en la superficie del suelo correspondientes a las parcelas 1 y 4. En ambos casos, en los primeros metros de la parte baja de la parcela, donde se inició el fuego, los valores de temperatura son inferiores a 300°C. En la parcela 1 se aprecia una distribución de las temperaturas en áreas más o menos concéntricas, alcanzando los valores más elevados (entre 450-525°C y 525-677°C) en la mitad inferior de la parcela, exceptuando una pequeña zona en la parte alta. En la parcela 4, se puede observar que las mayores temperaturas se localizan en el tercio central de la parcela, y las áreas con temperaturas entre 450°-525°C como entre 525°-677°C, abarcan una mayor extensión que en la parcela 1. En ambos casos, parecer ser que la distribución de la vegetación original, sin tener en cuenta la cantidad de biomasa añadida momentos antes del incendio, es un factor clave en la distribución de las temperaturas observadas (ver Figura 28 apartado vegetación). Además, las condiciones meteorológicas en el momento de la quema, especialmente la dirección del viento, probablemente tengan también una gran influencia en esta distribución.

En cambio, en la parcela 8 se aprecia claramente el patrón lineal de distribución de las temperaturas y esta distribución se puede explicar siguiendo las pautas de evolución de las llamas y por el avance del frente de fuego. Los valores de  $T < 300^\circ\text{C}$  se localizan en la parte baja de la parcela, donde se inició el fuego. A medida que va avanzando la línea de fuego, va incrementándose paulatinamente la temperatura, hasta llegar a valores superiores a los 600°C localizados en la parte alta de la ladera (Figura 63b), donde el tiempo de permanencia de las llamas fue mayor.

Para el grupo de parcelas correspondientes al tratamiento de fuego T2, también se han establecido cinco rangos de temperaturas, pero en este caso los valores son menores que en el grupo T1. El primer valor del rango se establece para temperaturas menores de 200°C y los siguientes van incrementándose en 50°C (excepto para la parcela 6). El último rango presenta una amplitud mayor y engloba las temperaturas mayores de 300°-350°C hasta los valores máximos (entre 525° y 621°C).

En la Figura 64b se puede observar que las temperaturas menores de 250°C son las que abarcan mayor superficie en la parcela 2, cubriendo prácticamente los dos tercios inferiores de la parcela. En el tercio superior se observa un incremento de las temperaturas, alcanzándose en los metros finales temperaturas superiores, entre 350° y

525°C. Por lo tanto, en este caso, al igual que se había observado en la parcela 8, se aprecia un patrón lineal en la distribución de las temperaturas.

Para la parcela 6, debido a que las temperaturas presentan un patrón prácticamente aleatorio, la interpolación del *kriging* se ha realizado a intervalos de 1 m, coincidiendo con la distancia real de separación entre los puntos medidos, y por lo tanto, la representación en el mapa es también a esta escala. Aunque como se ha comentado anteriormente, no existe un patrón claro de la distribución de estas temperaturas, en la Figura 65b se observa que los valores de temperatura más bajos (<225°C) se sitúan en el tercio inferior de la parcela. La posible explicación de este patrón aleatorio parece ser debida a los constantes cambios en la dirección y velocidad del viento que se detectaron durante la quema de esta parcela.

En el caso de la parcela 7 (Figura 66b), se observa que más de la mitad de la superficie de la parcela presenta valores de temperatura entre 175° y 250°C. Los valores más elevados no se encuentran en la parte alta, como ocurre cuando existe un patrón lineal, sino que el patrón de distribución de las temperaturas estimadas se asemeja más al de las parcelas 1 y 4, de modo que parece existir una relación con la distribución de la vegetación y la cantidad de biomasa que originalmente presentaba esta parcela.

Por lo tanto, se puede establecer que la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo de las parcelas experimentales de La Concordia presenta un grado de autocorrelación moderado, cuando las medidas se realizan a intervalos de 1 m, con dos tipos de patrones dominantes. Uno de ellos esférico, que varía aproximadamente entre 4 y 10 m, y el otro es de tipo lineal, de modo que en este último caso las temperaturas aumentan desde la parte baja hacia la parte alta de la parcela. El primer patrón parece estar relacionado principalmente, entre otros factores, con la distribución de la vegetación en las parcelas, mientras que el patrón lineal, parece estar más relacionado con las condiciones meteorológicas dominantes en el momento de la quema.

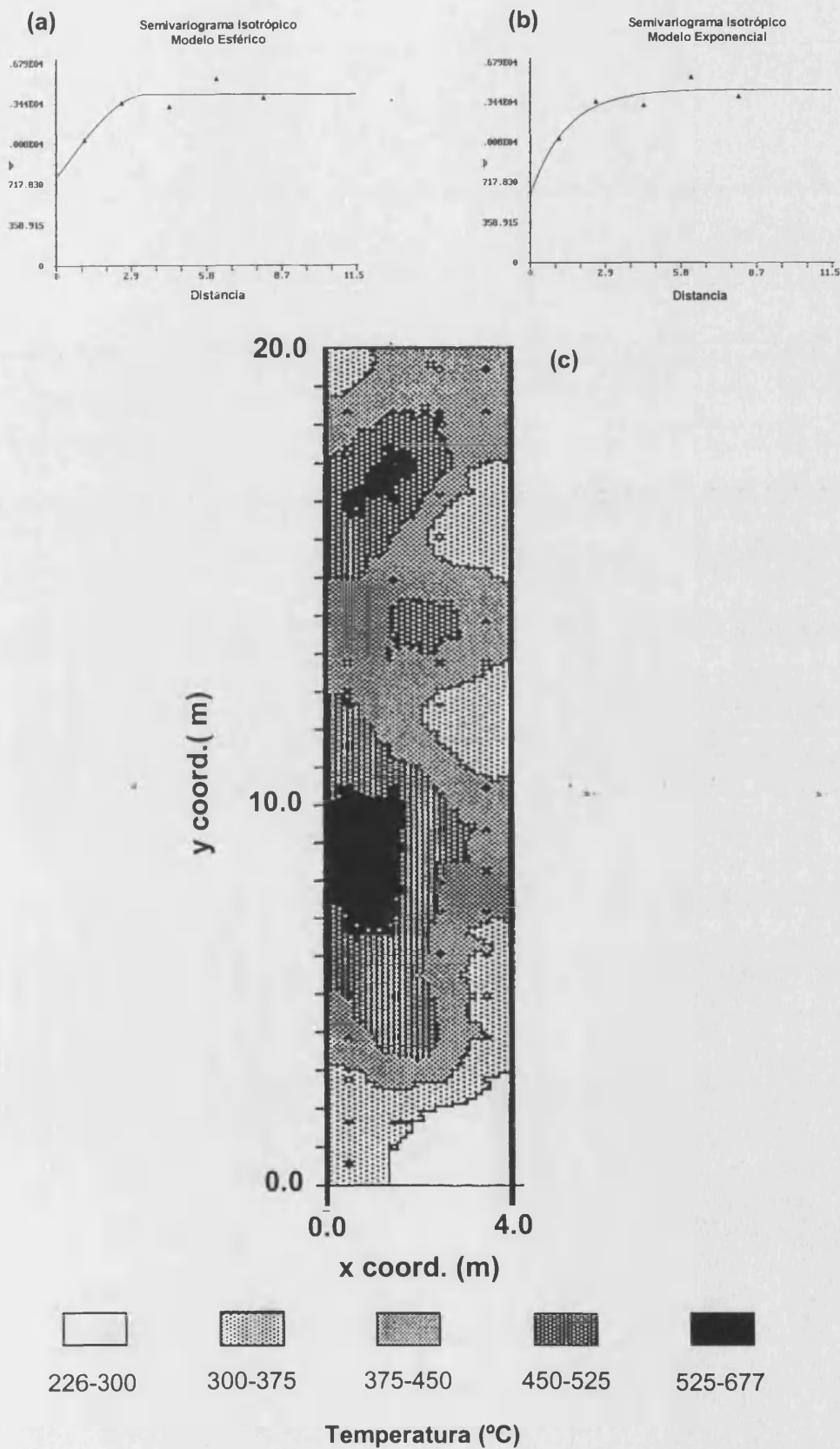


Figura 61. Semivariogramas para la variable temperatura en la parcela 1: (a) Modelo esférico y (b) modelo exponencial. (c) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

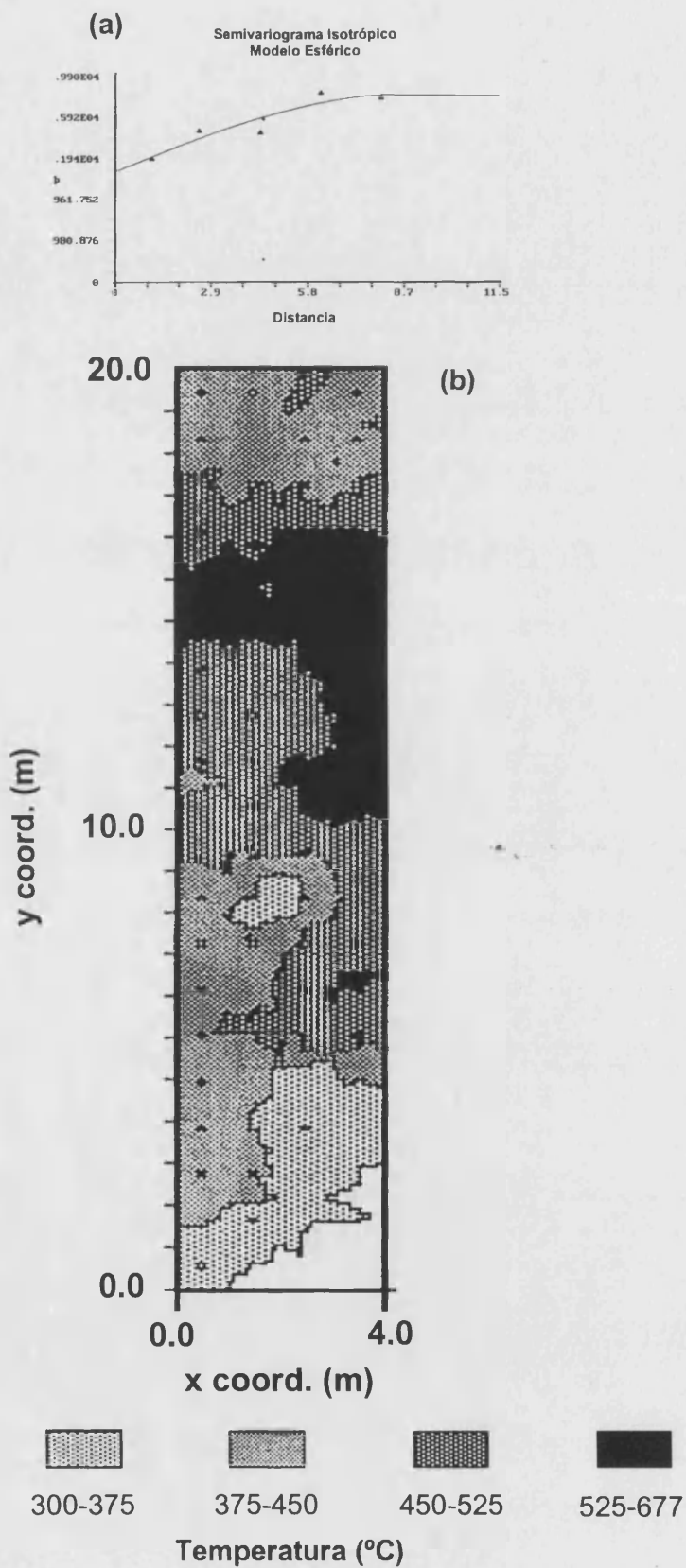


Figura 62. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela 4 (modelo esférico). (b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

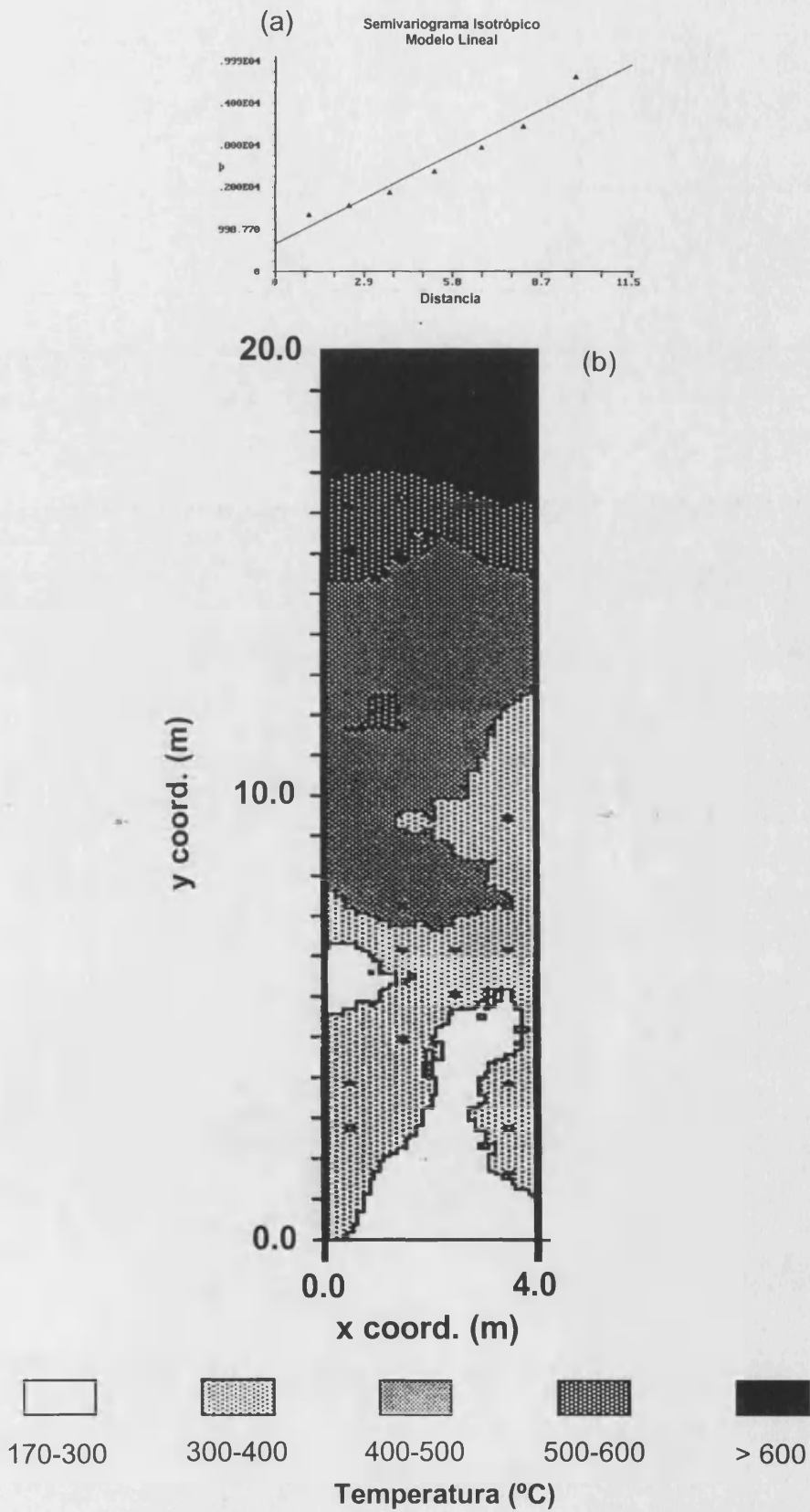


Figura 63. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela 8 (modelo lineal).  
(b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

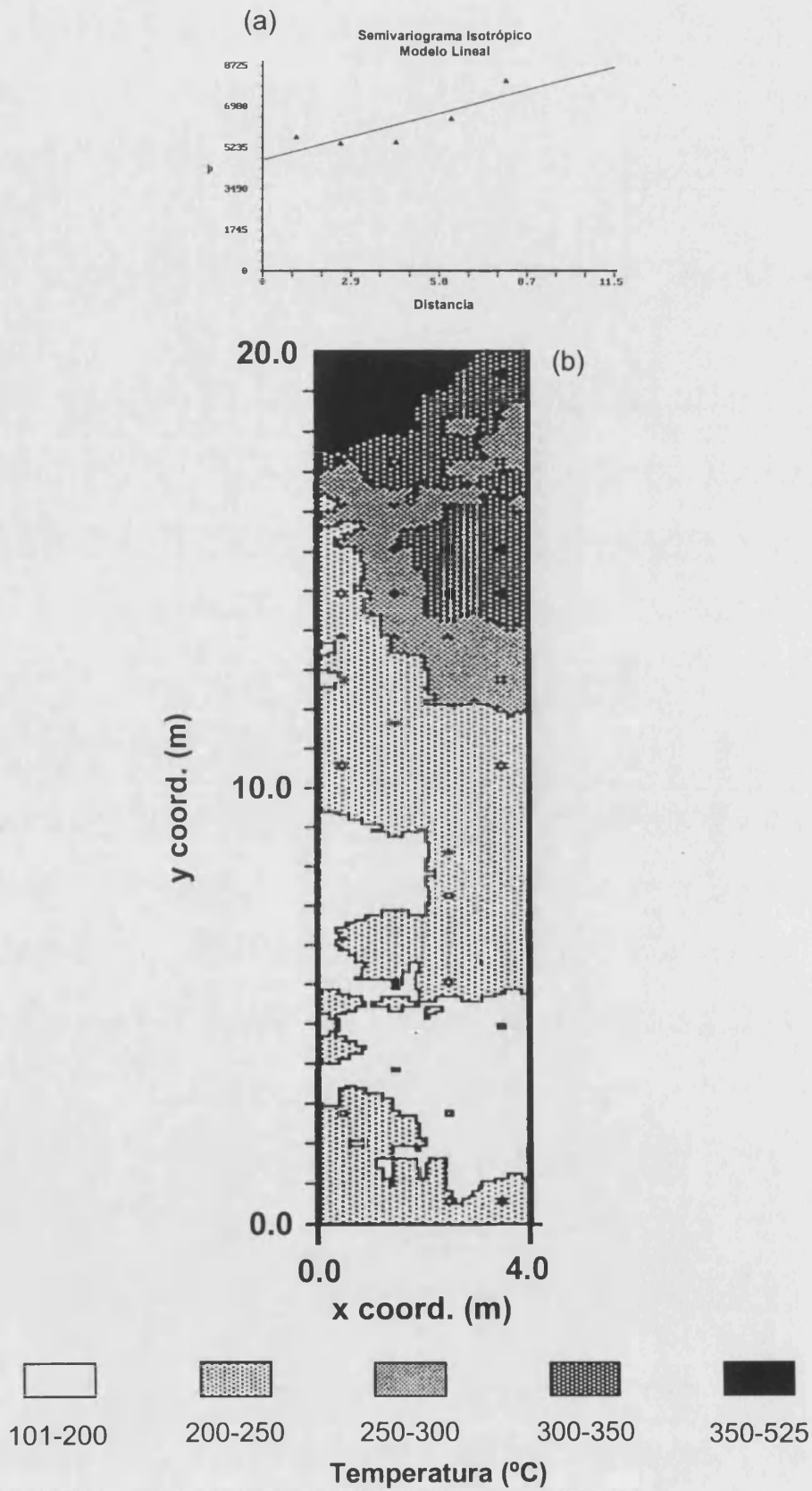


Figura 64. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela 2 (modelo lineal).  
(b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

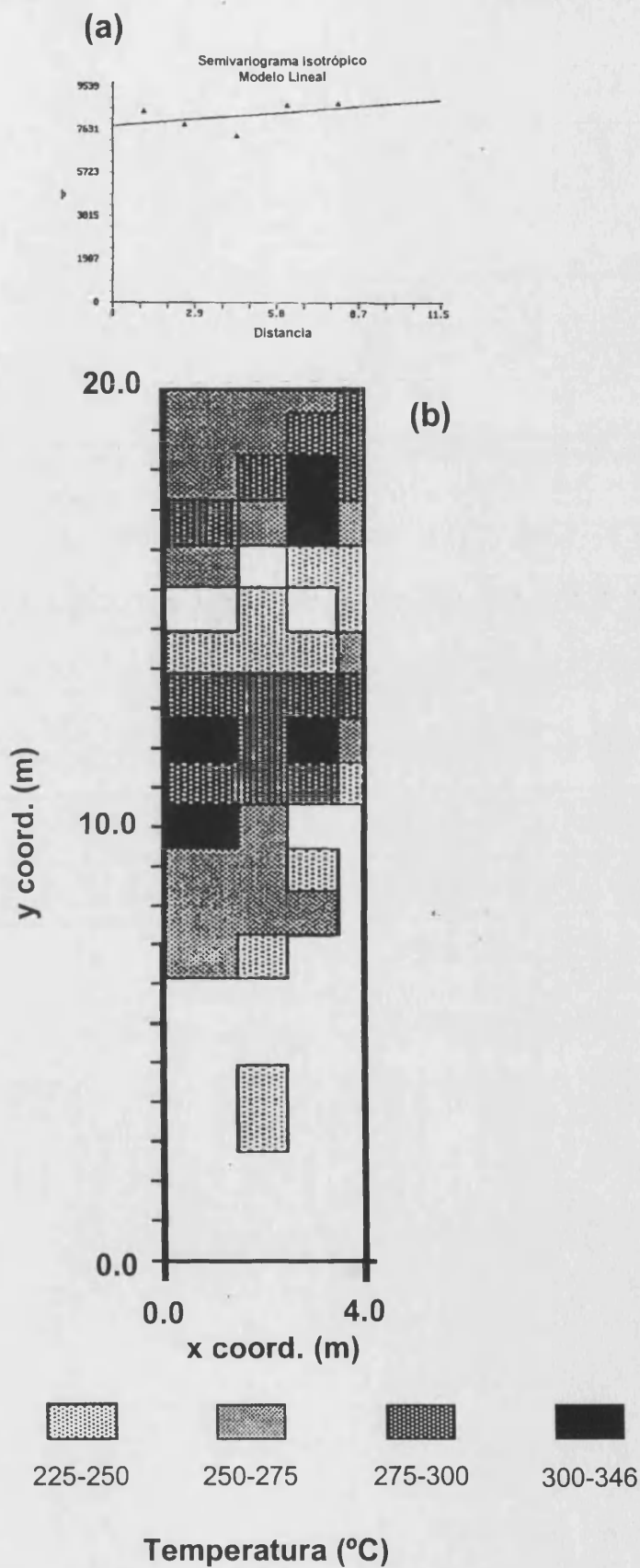


Figura 65. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela 6 (modelo lineal).  
(b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo



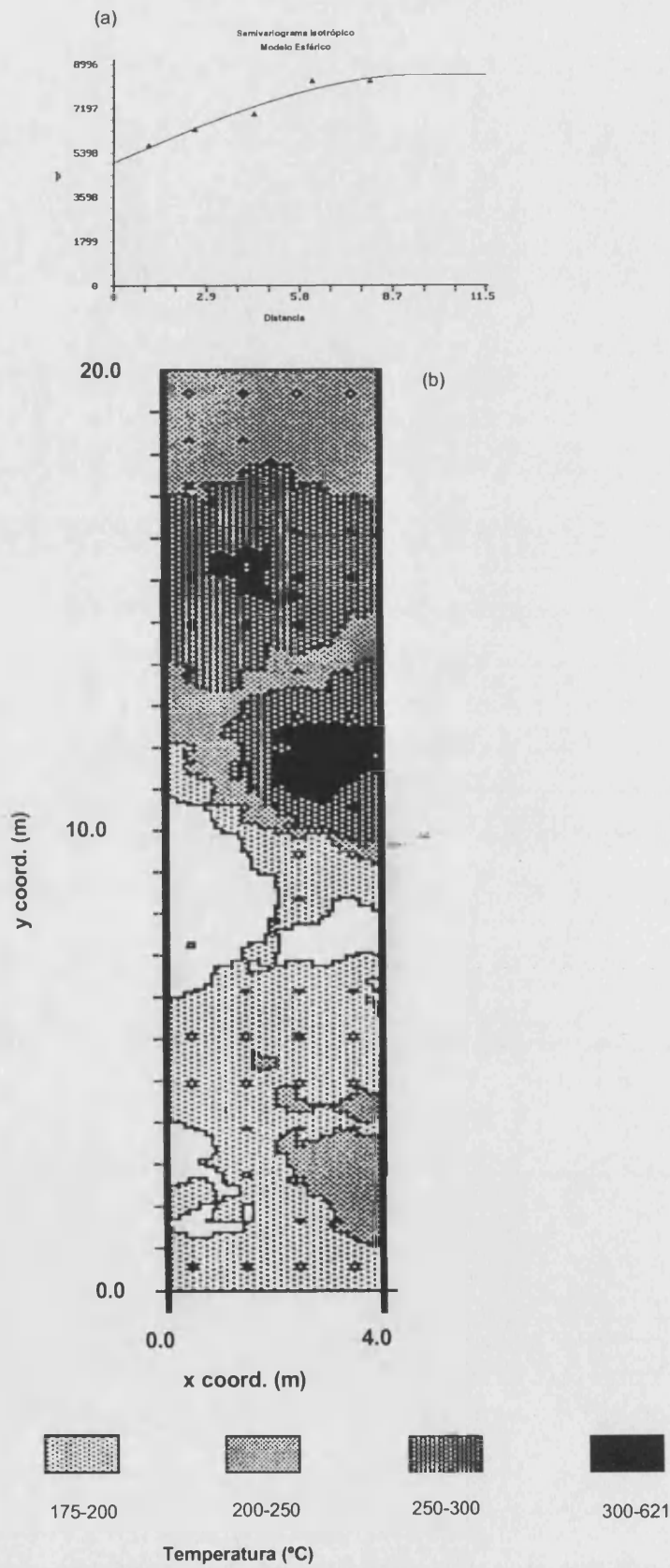


Figura 66. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela 7 (modelo esférico).  
(b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

#### 4.2.2. Recipientes de evaporación

Los valores medios de pérdida de masa de agua por evaporación ( $m_0$ ) calculados empleando los recipientes metálicos, durante las quemas experimentales de las parcelas de La Concordia, oscilan entre los 6 g para el grupo de parcelas T2 y los 49 g para el grupo de parcelas T1, que representan un porcentaje de 2.45% y 19.65%, respectivamente.

El análisis de la distribución de frecuencias de los porcentajes de  $m_0$  y de las temperaturas muestra la existencia de una amplia gama de valores (Figuras 67 y 69). Se ha observado, al igual que ocurría con las pinturas termosensibles, una diferencia clara entre los dos tipos de tratamientos. El 50% de los valores del porcentaje de  $m_0$  se encuentran entre 8.77 y 23.67 para las parcelas del grupo T1, mientras que para las parcelas T2, el 50% de dichos valores, se encuentra comprendido entre 1.10 y 3.22 g de agua perdida por evaporación (Tabla 47).

En el apartado 4.1.3. del capítulo Material y Métodos se explica con detalle el proceso por el que se ha obtenido la ecuación (Ec. 5) que relaciona la pérdida de masa de agua con su correspondiente valor de temperatura. Al realizar estos cálculos, con los datos de  $m_0$  obtenidos en el campo, se observa que, para las parcelas T1, el 50% de los valores de temperatura se encuentran entre 464° y 541°C y, en el caso de las parcelas T2, dichos valores son del orden de 150°C más bajos, puesto que se encuentran entre 301° y 385°C (Tabla 47).

Tabla 47. Valores de los cuartiles en cada una de las parcelas para el porcentaje de masa de agua evaporada (%  $m_0$ ) y para los valores de temperatura calculados ( $T_c$ )

Tratamiento		Cuartiles		
		25	50	75
T1 40 t ha <sup>-1</sup>	% $m_0$	8.77	16.00	23.67
	$T_c$ (°C)	464.58	511.62	541.67
T2 20 t ha <sup>-1</sup>	% $m_0$	1.106	2.084	3.22
	$T_c$ (°C)	301.32	351.67	385.42

Como se observa en la Figura 67, la distribución de la variable %  $m_0$ , no es normal, sino que presentan cierto grado de asimetría y curtosis, por lo que necesario realizar la transformación logarítmica de los datos (Figura 68), para poder realizar la ANOVA. En cambio, las temperaturas calculadas si que se distribuyen normalmente (Figura 69).

Los resultados de las ANOVAs y del test de Tukey, indican que, tanto para la variable %  $m_0$  como para la temperatura, las parcelas 1, 4 y 8 presentan diferencias estadísticamente significativas de las parcelas 2, 6 y 7. Por lo tanto, se puede afirmar que ambos grupos de tratamientos son estadísticamente significativos (Anexo 5). Los valores medios de estas variables se presentan en la Tabla 48.

Tabla 48. Valores observados para la pérdida de masa de agua ( $m_0$  y %  $m_0$ ) y para las temperaturas ( $T_c$ ) en la superficie del suelo, medidas con los recipientes de evaporación en las parcelas experimentales de La Concordia

Nº parcela	Tratamiento (adición de biomasa)	$m_0$ (g)			% $m_0$			$T_c$ (°C)		
		Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media
1	T1 40 t ha <sup>-1</sup>	12.61	171.13	<b>45.85<sup>a</sup></b>	5.01	67.90	<b>18.30<sup>a</sup></b>	421	625	<b>506<sup>a</sup></b>
4	T1 40 t ha <sup>-1</sup>	3.71	253.56	<b>56.42<sup>a</sup></b>	1.48	100	<b>22.43<sup>a</sup></b>	325	656	<b>507<sup>a</sup></b>
8	T1 40 t ha <sup>-1</sup>	15.45	97.03	<b>45.60<sup>a</sup></b>	6.15	39.47	<b>18.23<sup>a</sup></b>	436	580	<b>509<sup>a</sup></b>
2	T2 20 t ha <sup>-1</sup>	2.65	29.53	<b>8.11<sup>b</sup></b>	1.05	11.81	<b>3.24<sup>b</sup></b>	298	487	<b>369<sup>b</sup></b>
6	T2 20 t ha <sup>-1</sup>	1.98	10.32	<b>4.95<sup>b</sup></b>	0.78	4.09	<b>1.98<sup>b</sup></b>	275	405	<b>339<sup>b</sup></b>
7	T2 20 t ha <sup>-1</sup>	0.96	14.67	<b>5.32<sup>b</sup></b>	0.38	5.80	<b>2.14<sup>b</sup></b>	219	432	<b>324<sup>b</sup></b>

\* Valores medios con diferente letra indica la existencia de diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Se ha observado que aunque existen claras diferencias entre tratamientos, por lo que respecta a las temperaturas medidas, tanto con las pinturas termosensibles como con los recipientes de evaporación, estos últimos dan valores más elevados, del orden de 75°C para las parcelas T1 y 111°C para las parcelas T2. Estas diferencias en los valores medios de las temperaturas pueden ser atribuidas a que, posiblemente, no llega la misma cantidad de calor a la superficie del suelo (donde se colocaron las pinturas), y a los 11 cm por encima de la superficie del suelo (altura del recipiente). Por lo que pensamos que los recipientes de evaporación reciben más calor, así como un impacto más directo de las llamas, del que reciben las pletinas de hierro.

No obstante, a pesar de estas diferencias entre las temperaturas medidas con las pinturas termosensibles y con los recipientes de evaporación, se observa que existe una buena correlación entre ambas variables (Tabla 49).

Tabla 49. Coeficientes de correlación para el porcentaje de masa de agua evaporada ( $m_0$ ), la temperatura calculada ( $T_c$ ) a partir de  $m_0$  y la temperatura medida con las pinturas termosensibles ( $T_p$ ). (N = 120)

	% $m_0$	$T_c$ (°C)	$T_p$ (°C)
% $m_0$	1.000	0.8021 **	0.4258 **
$T_c$ (°C)		1.000	0.6150 **
$T_p$ (°C)			1.000

\*\* Nivel de significación 0.01

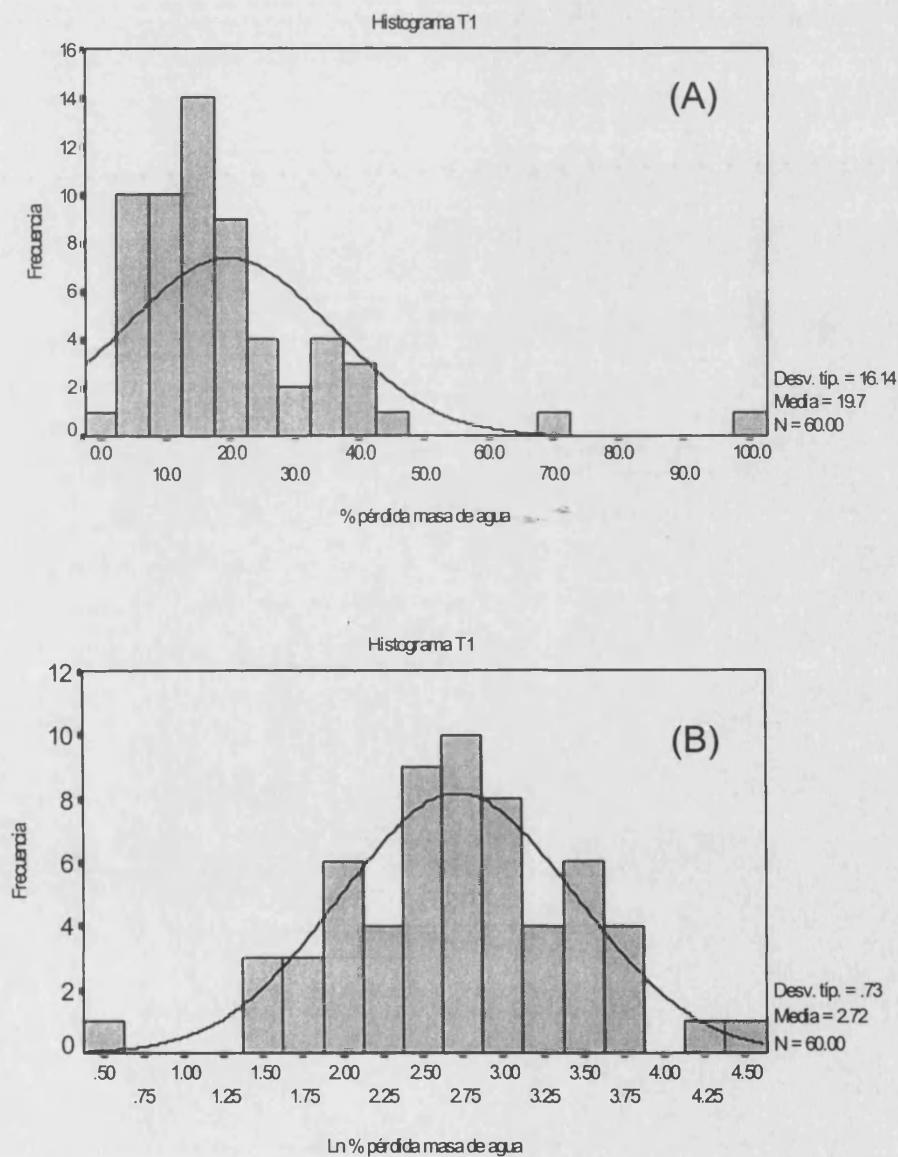


Figura 67. Histograma de frecuencias para el porcentaje de pérdida de masa de agua por evaporación (%  $m_0$ ) durante las quemas experimentales en las parcelas T1 (40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa) de La Concordia. A) Datos sin transformar. B) Transformación logarítmica de los datos

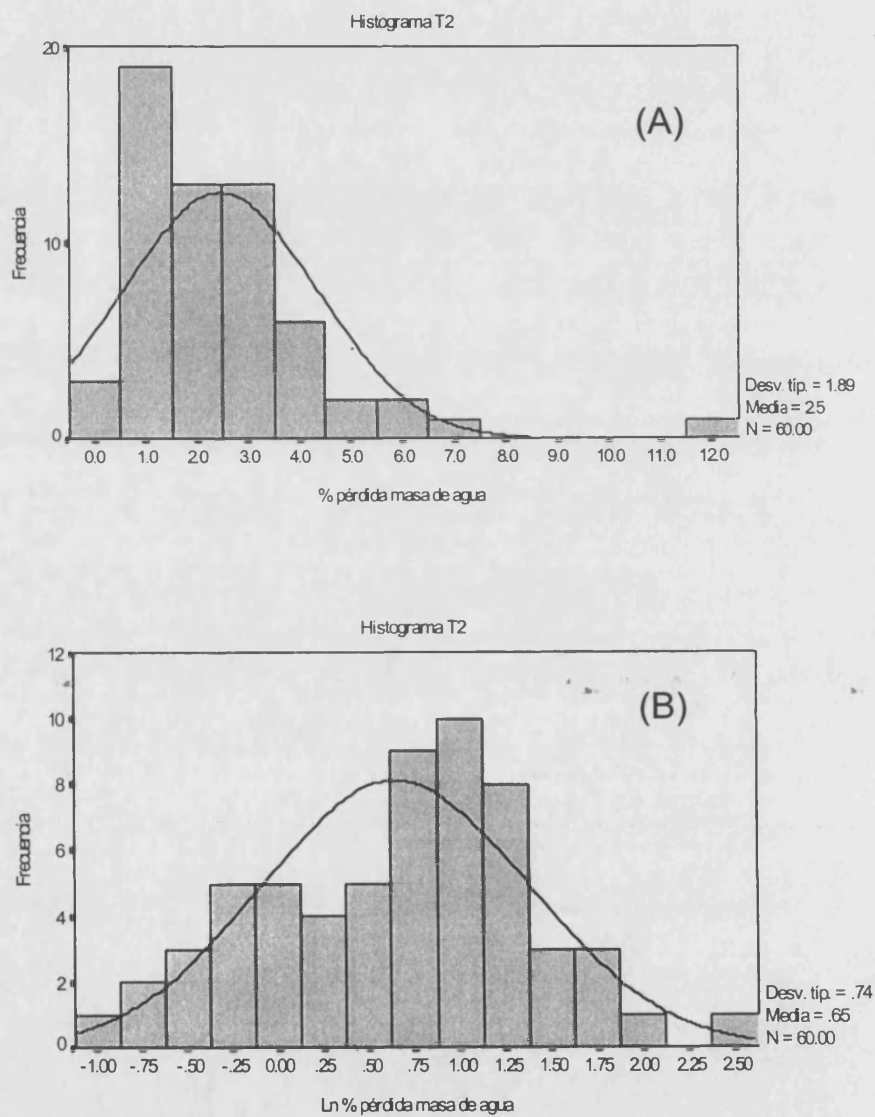


Figura 68. Histograma de frecuencias para el porcentaje de pérdida de masa de agua por evaporación (% m) durante las quemas experimentales en las parcelas T2 (20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa) de La Concordia. A) Datos sin transformar. B) Transformación logarítmica de los datos

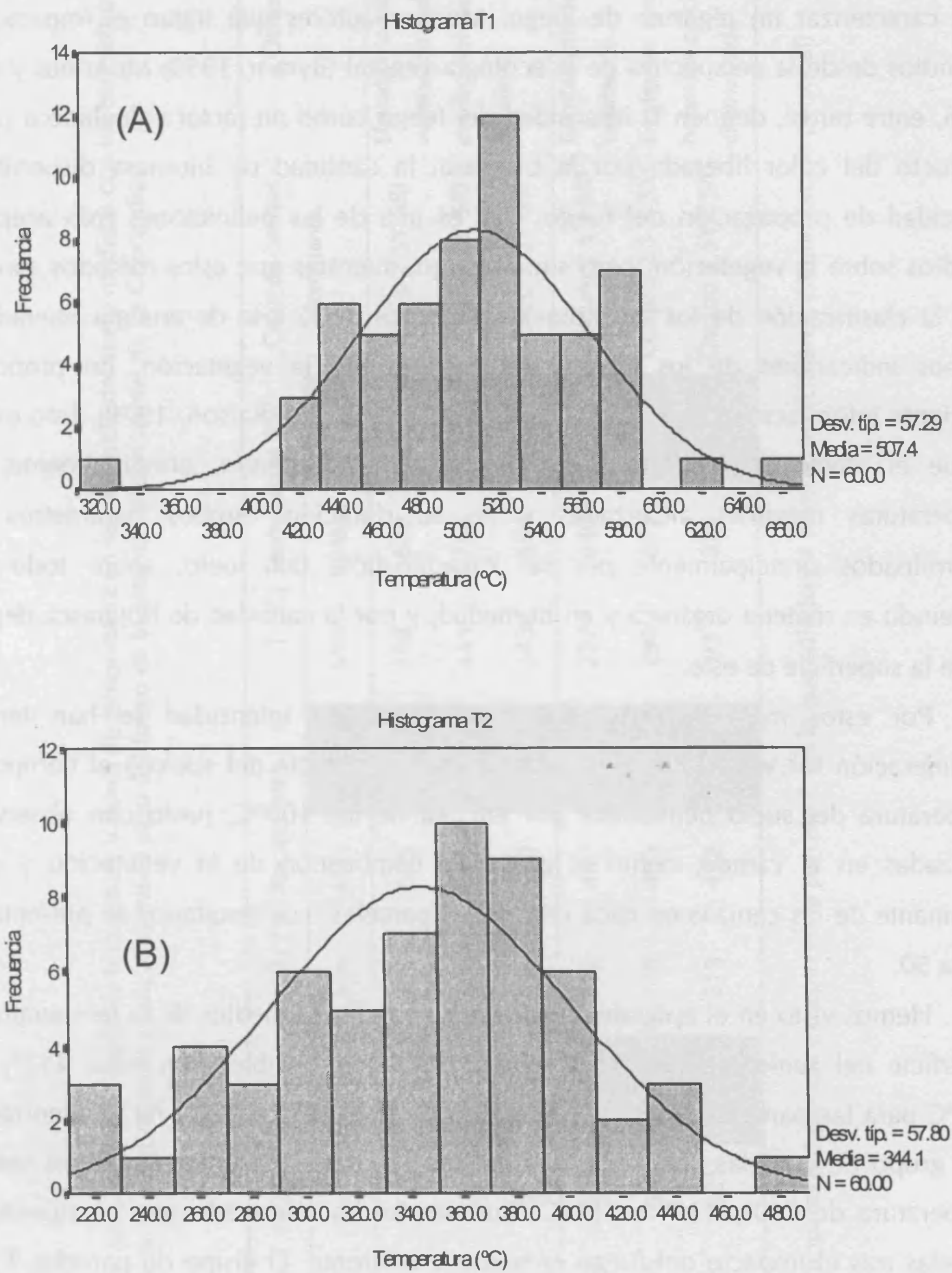


Figura 69. Histograma de frecuencias para los valores de temperatura estimados a partir de los datos de la pérdida de masa de agua por evaporación en las parcelas de La Concordia. A) Parcelas T1 (40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa) y B) Parcelas T2 (20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa)

#### 4.2.3. Evaluación del grado de intensidad

La intensidad del fuego es uno de los parámetros más frecuentemente empleados para caracterizar un régimen de fuego. Muchos autores que tratan el impacto de los incendios desde la perspectiva de la ecología vegetal (Byram, 1959; McArthur y Cheney, 1966, entre otros), definen la intensidad del fuego como un factor calculado a partir del producto del calor liberado por la biomasa, la cantidad de biomasa disponible y la velocidad de propagación del fuego. Esta es una de las definiciones más aceptada en estudios sobre la vegetación, pero sin embargo, mientras que estos métodos son válidos para la clasificación de los incendios en términos de la tasa de energía liberada y son buenos indicadores de los efectos del fuego sobre la vegetación, no proporcionan suficiente información del impacto de estos sobre el suelo (Raison, 1979). Esto es debido a que el efecto de los incendios sobre el suelo depende, principalmente, de las temperaturas máximas alcanzadas y de su duración. Ambos parámetros vienen determinados principalmente por las características del suelo, sobre todo por su contenido en materia orgánica y en humedad, y por la cantidad de hojarasca depositada sobre la superficie de este.

Por estos motivos, para evaluar el grado de intensidad se han tenido en consideración los valores de temperaturas en la superficie del suelo y el tiempo que la temperatura del suelo permanece por encima de los 100°C, junto con observaciones realizadas en el campo, como el grado de combustión de la vegetación y el color dominante de las cenizas en cada una de las parcelas. Los resultados se presentan en la Tabla 50.

Hemos visto en el epígrafe anterior que los valores medios de la temperatura en la superficie del suelo medidos con las pinturas termosensibles han sido: 418°, 448° y 435°C para las parcelas T1 (con una cantidad de biomasa de 40 t ha<sup>-1</sup>), mientras que el otro grupo de parcelas (T2), con 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa, presentaron valores medios de temperatura de 240°, 239° y 281°C. Además, se ha observado que el aspecto de las parcelas tras el impacto del fuego es bastante diferente. El grupo de parcelas T1 estaba cubierto por una capa de cenizas claras, y presentaba una elevada mortalidad de la vegetación con prácticamente una combustión completa. Por el contrario, el color dominante de las cenizas en las parcelas T2 era mucho más oscuro, aunque también en este caso se ha observado una casi completa combustión de la vegetación. Más del 80% de la superficie de las parcelas T1 presentaba valores de temperatura superiores a los 300°C, mientras que en las parcelas T2, el 70% de la superficie presentaba valores entre 150° y 300°C.

Tabla 50. Parámetros empleados para evaluar el grado de intensidad. Valores de temperatura en la superficie del suelo medidas con los tres sistemas, color dominante de las cenizas y observaciones realizadas tras el paso del fuego en la estación experimental de La Concordia

Nº parcela	Tratamiento	T (°C) Pinturas			T <sub>c</sub> (°C) Recipientes			T (°C) Termopares §			Color de cenizas dominante	Observaciones
		Min	Max	Media *	Min	Max	Media	Min	Max	Media		
1	40 t ha <sup>-1</sup>	226	677	417.8 <sup>a</sup>	421	625	506 <sup>a</sup>	108	639	451.5 <sup>ab</sup>	Claro 2.5Y 6/0	Elevada mortalidad de la vegetación y alto grado de combustión de ésta y de la hojarasca
4	40 t ha <sup>-1</sup>	170	677	448.1 <sup>a</sup>	325	656	507 <sup>a</sup>	443	754	629.5 <sup>b</sup>	Claro 2.5Y 5/0	
8	40 t ha <sup>-1</sup>	170	677	434.9 <sup>a</sup>	436	580	509 <sup>a</sup>	343	654	500.3 <sup>ab</sup>	Claro 2.5Y 6/0	
2	20 t ha <sup>-1</sup>	101	525	239.9 <sup>b</sup>	298	487	369 <sup>b</sup>	237	440	339.0 <sup>a</sup>	Oscuro 2.5Y 3/0	Combustión de la mayoría de la vegetación.
6	20 t ha <sup>-1</sup>	149	621	239.5 <sup>b</sup>	275	405	339 <sup>b</sup>	296	633	381.8 <sup>a</sup>	Oscuro 2.5 Y 3/0	En algunas zonas se mantiene la hojarasca parcialmente chamuscada
7	20 t ha <sup>-1</sup>	76	621	217.5 <sup>b</sup>	219	432	324 <sup>b</sup>	93	575	392.7 <sup>ab</sup>	Oscuro 2.5YR 5/0	

§ Valores medios de 6 termopares por parcela excepto en la parcela 7, en la que sólo hay 4 termopares (Llinares, comunicación personal)



La información elaborada a partir de los datos registrados por los termopares muestran que existen diferencias apreciables entre ambos grupos de parcelas, por lo que respecta al valor máximo de las temperaturas y a su duración. Los tiempos medios durante los cuales las temperaturas mayores de  $100^{\circ}\text{C}$  permanecieron en la superficie del suelo fueron 36.22 minutos para las parcelas T1 y 17.45 minutos para las parcelas T2 (Llinares, comunicación personal. Más información sobre los resultados obtenidos con los termopares en Molina y Llinares, 1998). Los valores medios de las temperaturas en las parcelas T1 son superiores a  $450^{\circ}\text{C}$  en las tres parcelas, y para las T2 dichos valores medios oscilan entre de  $339^{\circ}\text{C}$  y  $393^{\circ}\text{C}$ . Estos valores difieren sensiblemente de los observados empleando los otros métodos para medir las temperaturas (pinturas termosensibles y recipientes de evaporación) debido a que con los termopares se realiza una medida mucho más precisa y localizada.

Por lo tanto, a la vista de las observaciones realizadas y de los resultados obtenidos, se ha considerado que el grupo de parcelas T1 ha sufrido un fuego de alta intensidad, mientras que el incendio del grupo de parcelas T2, lo ha sufrido de moderada intensidad.



Quema de la parcela 4 en la estación experimental de La Concordia

#### 4.3. CARACTERÍSTICAS DEL FUEGO EXPERIMENTAL EN CONDICIONES DE CAMPO EN LA ESTACION DE PORTA-COELI

A diferencia del caso anterior, este incendio experimental se realizó en condiciones naturales, esto es, sin añadir biomasa. Otra característica diferenciadora fue que tuvo lugar a finales del otoño de 1996 (4 de diciembre), por lo que tanto las condiciones climáticas en el momento de la quema, como el grado de humedad del suelo y de la vegetación, difieren de los incendios realizados en La Concordia.

Las condiciones climáticas en el momento de la quema eran: 11°C de temperatura ambiente y 47% de humedad relativa. Por lo que respecta al suelo, se midió la humedad antes de la quema con sensores de TDR (Tettronic 1502C) y los valores obtenidos se encontraban entre 0.18 y 0.26 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> de agua (Informe ERMES II, 1998). La temperatura del suelo oscilaba entre 10 y 11°C.

Cuando todas las condiciones fueron óptimas, y todos los dispositivos de seguridad estuvieron a punto, se añadió una pequeña cantidad de fuel-oil en la parte baja de la parcela y se prendió fuego.

La progresión del fuego fue bastante irregular provocada por frecuentes cambios en la dirección y velocidad del viento (Figura 70). Al comienzo, el fuego progresó en un solo frente avanzando más rápidamente por el centro de la parcela que por los flancos, pero alrededor de los 12 m se produjo un cambio en la dirección del viento dominante, de modo que la progresión de las llamas era más rápida en el lado izquierdo de la parcela, coincidiendo con las zonas que presentaban mayor cantidad de biomasa y con un cambio en la pendiente de la ladera. Cuando el frente de fuego había recorrido aproximadamente 24 m este efecto se acentuó, siendo la dirección dominante SE-NO, de modo que la velocidad de avance de las llamas era mayor en el flanco izquierdo que en el derecho. Además, a partir de este punto se observó que las partes altas de las plantas prendían rápidamente, mientras que el avance de las llamas a ras del suelo era mucho más lento. Esta tendencia se mantuvo prácticamente constante hasta la parte superior de la parcela. La duración de las llamas fue de 25 minutos. La velocidad media de avance del frente de fuego fue 0.05 m s<sup>-1</sup>.

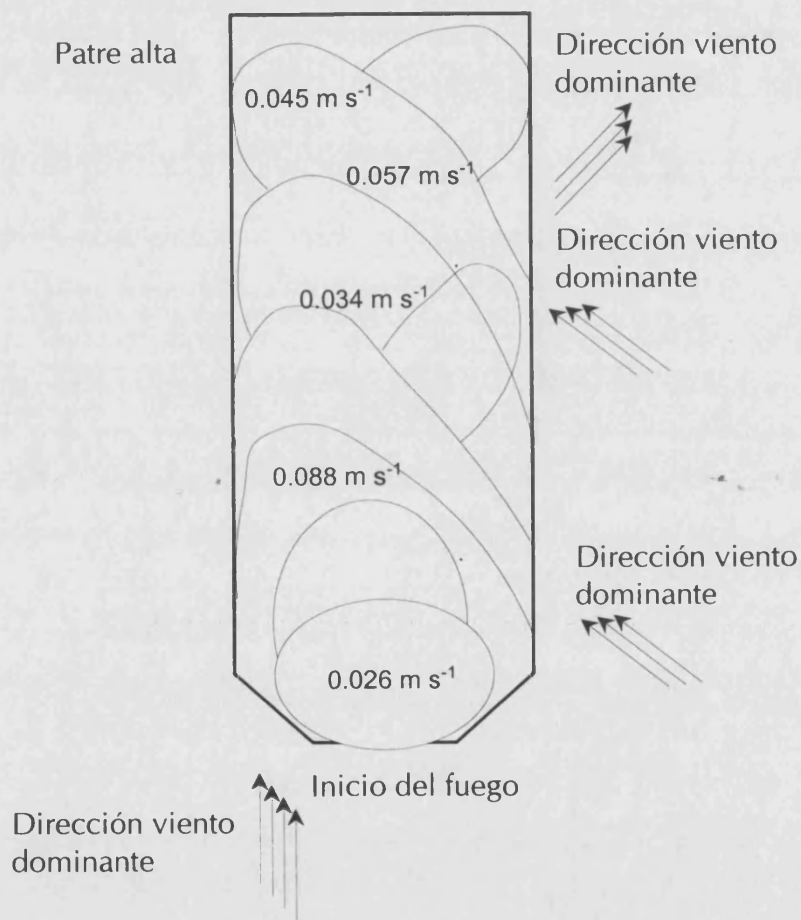


Figura 70. Esquema de la progresión del fuego en la parcela de Porta-Coeli

#### 4.4. RESULTADOS DE LAS MEDIDAS DE TEMPERATURA E INTENSIDAD EN LA ESTACION EXPERIMENTAL DE PORTA-COELI

##### 4.4.1. Pinturas termosensibles. Distribución espacial de las temperaturas en la superficie del suelo

###### A) Análisis de los datos

El análisis de las frecuencias de distribución de los valores de temperatura medidos con las pinturas termosensibles (Tabla 51) muestra que dichos valores oscilan entre 12°C y 593°C. Dado que el valor inferior de las pinturas termosensibles empleadas era de 100°C, para aquellos puntos donde la temperatura alcanzada ha sido menor de este valor, se ha tomado la información suministrada por el termopar más próximo a la pletina de hierro.

En este caso, el 50% de los valores se encuentran entre 61° y 170°C y el valor medio es de 121°C (Tabla 52), por lo que las temperaturas alcanzadas son muy inferiores a las observadas en los incendios experimentales de La Concordia, donde con una cantidad de biomasa similar a la cuantificada en la parcela de Porta-Coeli (20 t ha<sup>-1</sup>) el 50% de las temperaturas se hallaban entre 170° y 235°C.

Tabla 51. Frecuencias y porcentajes de distribución de la temperaturas medidas con las pinturas termosensibles en la superficie del suelo en Porta-Coeli

Temperatura (°C)	Frecuencia	Porcentaje
12	2	2.5
29	4	5.0
61	18	22.5
96	5	6.3
101	9	11.3
121	9	11.3
140	4	5.0
149	8	10.0
170	18	22.5
235	1	1.3
420	1	1.3
593	1	1.3
Total	80	100

Al igual que lo observado con las distribuciones de las temperaturas en La Concordia, la distribución de la variable temperatura en la parcela de Porta-Coeli también presenta cierto grado de asimetría y curtosis, y como muestra el test de Lliiefors no se distribuye normalmente. Sin embargo, en este caso, aunque los valores de la media y la

mediana son similares (Tabla 52), el coeficiente de variación presenta un valor superior al 50%, por lo que no podemos afirmar que la distribución de las temperaturas en la superficie del suelo sea homogénea.

Por otro lado, si se realiza la transformación logarítmica de los datos se observa que a pesar de que se reduce el grado de asimetría y de curtosis, sigue sin distribuirse normalmente (Tabla 52).

Tabla 52. Estadística descriptiva para los datos de temperaturas (°C) medidas en la superficie del suelo en la parcela de Porta-Coeli

	Sin transformar	Transformación a ln
N	80	80
Media	121.725	4.607
Mediana	121.00	4.795
Desviación estándar	80.52	0.678
Coeficiente de variación (%)	66.14	14.72
Mínimo	12	2.48
Máximo	593	6.38
Cuartiles		
25	61	-
50	121	-
75	170	-
Asimetría	3.079	- 1.020
Curtosis	15.87	5.013
Varianza	6484.12	0.466
K-S (Lilliefors)	ns	ns

Si se analiza la relación entre las temperaturas alcanzadas y la cantidad de biomasa, en cada cuadrante de la parcela, no se observa ningún tipo de relación lineal entre ambas variables (Figura 71), ni tampoco existe una relación lineal significativa entre los valores de dichas temperaturas y la distancia recorrida desde el punto de inicio del fuego hasta la parte alta de la ladera (Figura 72). Por ello, para conocer el patrón de distribución de las temperaturas en esta parcela se ha realizado el análisis geoestadístico de dicha variable.

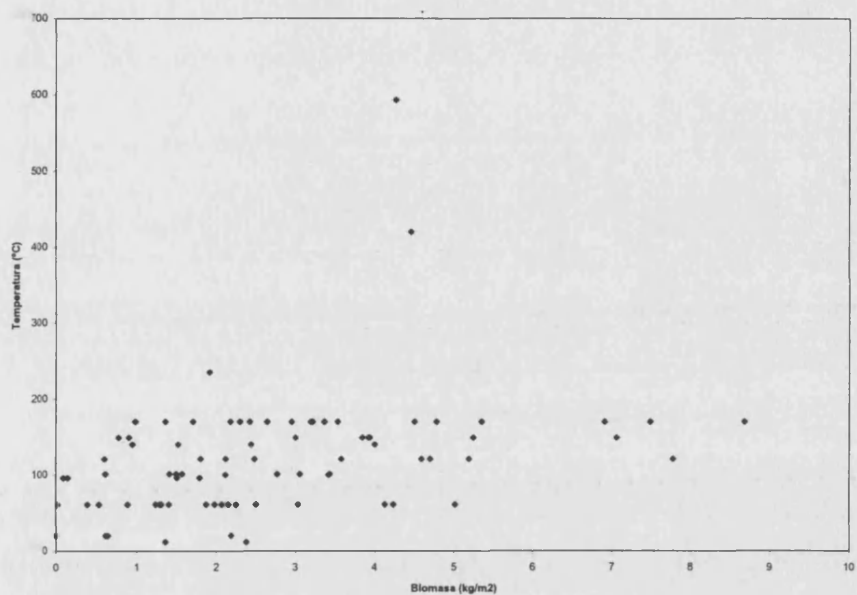


Figura 71. Gráfico de dispersión de la cantidad de biomasa natural ( $\text{kg m}^{-2}$ ) en la parcela de Porta-Coeli frente a las temperaturas ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzadas durante el incendio experimental

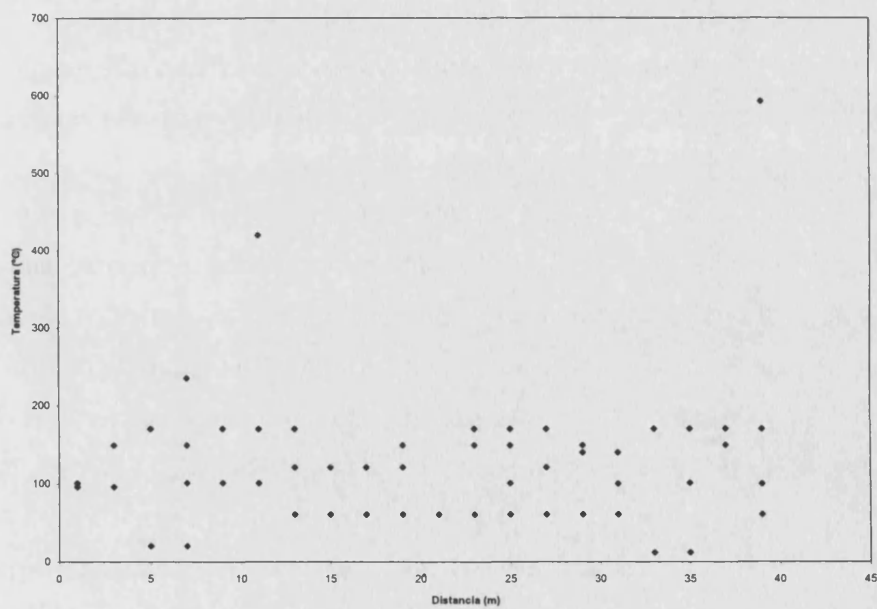


Figura 72. Gráfico de dispersión de las temperaturas ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzadas durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli frente a la distancia recorrida por la línea de fuego. El valor 0 del eje de abscisas representa el punto de inicio del fuego

### B) Análisis geoestadístico

Si existe alguna estructura en la variación espacial de las temperaturas, los valores de los puntos más próximos entre sí serán más similares entre ellos que los valores en puntos más alejados. Para conocer el grado de autocorrelación y el patrón de distribución de dichas temperaturas se ha procedido de forma análoga a la descrita en el caso de La Concordia y, por los mismos motivos que los expuestos en dicho apartado, se han realizado los cálculos con los datos sin transformar.

Se ha obtenido un semivariograma de tipo lineal ( $r^2 = 0.784$ ) en el que el valor del rango ( $a_0$ ), distancia que indica el límite de dependencia espacial, coincide con la distancia *lag* activa, 26 m, por lo que los puntos separados por una distancia inferior a 26 m están correlacionados (Figura 73a). En este caso la intercepción del semivariograma no pasa por el origen de coordenadas, sino que existe varianza *nugget* que es debida probablemente a que las temperaturas varían a distancias inferiores a las que se han realizado las medidas (2 m). Si se expresa la varianza *nugget* como un porcentaje de la del valor del *sill*, se obtiene que la clase de dependencia espacial de las temperaturas en la superficie del suelo es moderada, dado que dicha relación presenta un valor entre 25 y 75% (Tabla 53).

Para estimar el valor de las temperaturas en aquellos puntos donde no se dispuso ninguna pletina con las pinturas termosensibles, se han empleado algoritmos de *kriging*. El análisis de *jack-knifing* indica que tanto el modelo de semivariograma como la interpolación llevada a cabo a intervalos de 0.5 m, son válidos, dado que el valor medio del error reducido es muy próximo a cero (0.039) y el valor de su varianza es próximo a 1 (0.85).

En la Figura 73b se representa la variación espacial de las temperaturas en la parcela de Porta-Coeli mediante un mapa de contornos que unen los puntos para los que se han estimado valores de temperatura similares. Se han establecido 5 rangos de temperaturas que oscilan entre  $T < 100^\circ\text{C}$  y  $T > 200^\circ\text{C}$ . Se observa que dicha distribución es bastante similar a la distribución de la vegetación, y también existe cierta tendencia a que los valores de temperatura se incrementen desde la parte baja de la parcela, donde se inició el fuego, hacia la parte alta, a excepción de la zona situada entre los 8 y 14 m, que coincide con una concavidad de la ladera, donde además de presentar una cantidad de biomasa superior a  $3 \text{ kg m}^{-2}$ , también fue donde tuvo lugar uno de los cambios en la dirección del viento. El lado derecho de la parcela, donde la cantidad de biomasa era inferior a  $1 \text{ kg m}^{-2}$  y se corresponde con la zona que presentaba un mayor porcentaje de suelo desnudo, las temperaturas fueron inferiores a  $100^\circ\text{C}$ . En este mismo lado, entre los 27 y 35 m, aunque la cantidad de biomasa era entre 3 y  $4 \text{ kg m}^{-2}$ , las temperaturas

variaron entre 100° y 125°C y en algunas zonas fueron inferiores a 100°C. Este hecho puede ser consecuencia de los cambios variables en la dirección del viento, que provocaron que las llamas prendieran rápidamente en la parte más alta del matorral y apenas alcanzaron la superficie del suelo. La dirección dominante del viento SE-NO observada a partir de los 12-14 m, junto con una mayor cantidad de biomasa en la parte izquierda de la parcela, tiene como consecuencia que las temperaturas observadas en estas zonas sean superiores a las del lado derecho. Además, a partir este punto se observa más claramente el patrón lineal de las temperaturas, que alcanzan valores superiores a 200°C en la parte alta de la parcela.

Tabla 53. Parámetros del análisis geoestadístico de las temperaturas en la parcela experimental de Porta-Coeli

		No transformados	Transformación a ln
Parámetros estadísticos	N	80	80
	Media	121.72	4.607
	S.D.	80.019	0.678
	Skewness	3.02	- 1.020
	Kurtosis	17.83	5.013
Parámetros semivarianza	Distancia lag máxima	38.47	38.47
	Distancia lag activa	25.65	25.65
	Tamaño step mínimo	2	2
	Tamaño step activo	4	4
	Nº clases lag	7	7
	Pares de puntos por clase	> 250	> 250
Semi-variograma	Mejor ajuste	Lineal	Lineal
	R <sup>2</sup>	0.784	0.306
	Varianza Nugget (c <sub>0</sub> )	4820.9	0.388
	Sill (c <sub>0</sub> + c)	7623.1	0.509
	Rango (a <sub>0</sub> )	25.65	25.65
	(Nugget /Sill) 100 §	63.24 M	76.22 D
Kriging	Tipo	Puntual	Puntual
	Intervalo	0.5	0.5
	Tamaño radio	38.47	38.47
	Nº máximo vecinos	8	8
Jack-knifing	Error reducido. Media	0.039	0.021
	Error reducido. Varianza	0.853	0.761

§ Indica el grado de dependencia espacial. M: moderada; D: débil



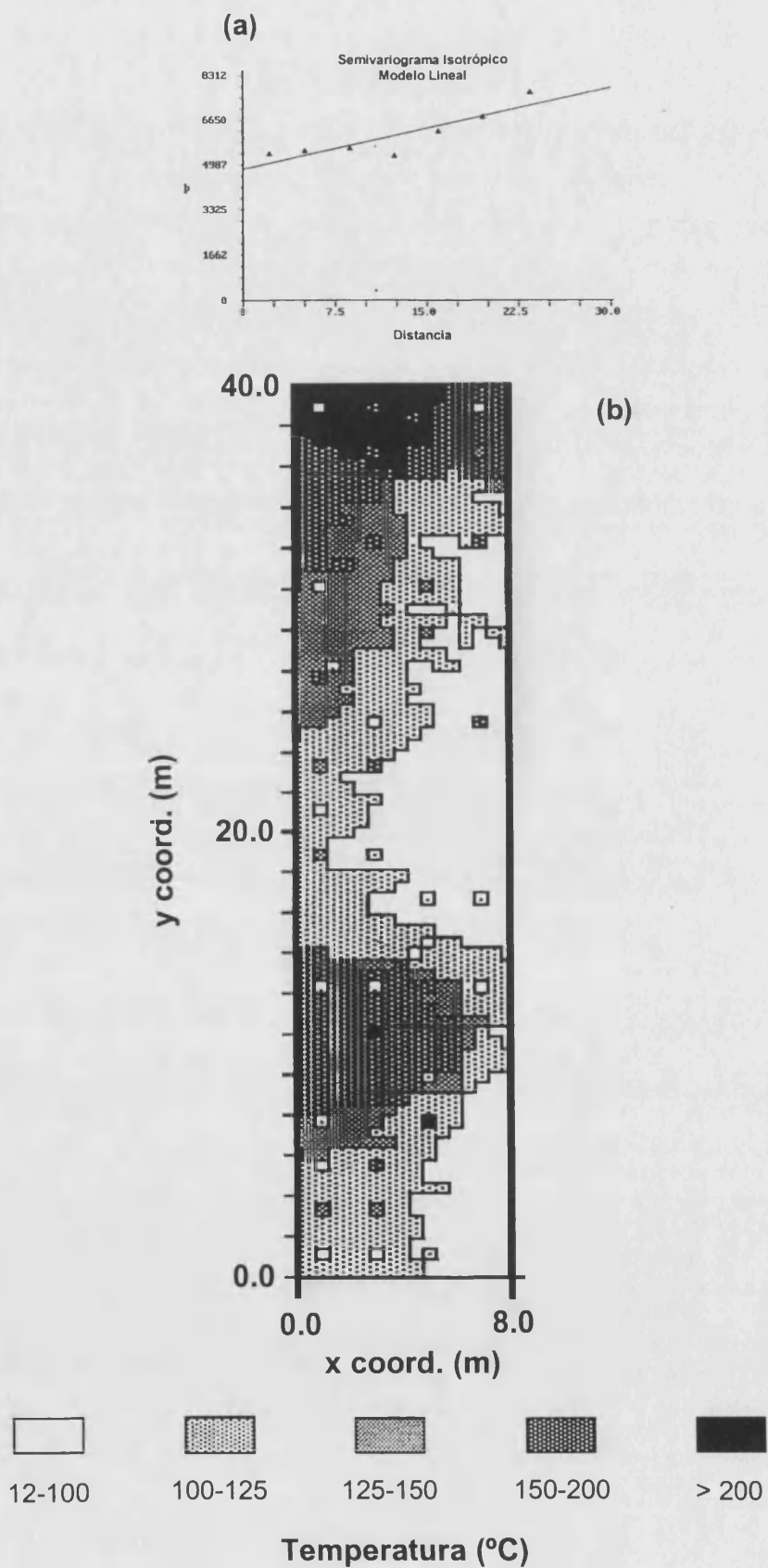


Figura 73. (a) Semivariograma para la variable temperatura en la parcela de Porta-Coeli (modelo lineal). (b) Distribución de los valores de temperatura en la superficie del suelo

#### 4.4.2. Evaluación del grado de intensidad

La evaluación del grado de intensidad del fuego en la parcela de Porta-Coeli se ha realizado comparando los valores de temperatura alcanzados en la superficie del suelo, junto con observaciones realizadas en el campo, como la permanencia de tallos leñosos tras el paso del fuego y el color dominante de las cenizas, con los resultados observados en las parcelas de La Concordia.

El color dominante de las cenizas en este caso es muy oscuro (2.5 YR 2.5/0), lo que indica que tanto el grado de combustión como de mineralización de la biomasa es menor que en el caso de obtener cenizas blancas, como se ha observado en las parcelas de alta intensidad de La Concordia. Además, como se aprecia en la fotografía nº x, tras el paso del fuego se observa un elevado porcentaje de estructuras leñosas de los arbustos y se distinguen claramente algunas especies vegetales como es el caso de la *Stipa tenacissima*. Además se ha observado que la profundidad de la capa de cenizas es muy variable, siendo en algunas zonas prácticamente inexistente, sobre todo en la parte izquierda de la parcela, mientras que en las zonas de mayor acumulación de hojarasca, así como de una mayor cantidad de biomasa por unidad de superficie, la profundidad de dicha capa junto con restos de hojarasca parcialmente carbonizada oscila entre 2 y 4 cm.

La cantidad media de biomasa presente en la parcela de Porta-Coeli (26.95 t ha<sup>-1</sup>), aunque es ligeramente superior a la biomasa media total de las parcelas de La Concordia de moderada intensidad (20.66 t ha<sup>-1</sup>), nos puede ser útil para establecer comparaciones entre ambas localidades. Mientras que las temperaturas medias en las parcelas de moderada intensidad de La Concordia, medidas con las pinturas termosensibles, han sido entre 211.5° y 239.9°C, en la parcela de Porta-Coeli presentan un valor medio de 121.7°C. La velocidad de avance del frente de fuego en La Concordia oscila entre 0.178 m s<sup>-1</sup> y 0.246 m s<sup>-1</sup>, mientras que en Porta-Coeli, dicha velocidad media es de 0.05 m s<sup>-1</sup>, lo que supone que es del orden de 4 veces inferior. Además, el grado de combustión de la vegetación observado en La Concordia ha sido mayor que en el caso de Porta-Coeli, y el color de las cenizas es ligeramente más oscuro en esta última localidad.

Todas estas observaciones y, sobre todo, el hecho de que los valores de la temperatura alcanzados en la superficie del suelo sean relativamente bajos, y que, como se ha comentado anteriormente, el 75% de las medidas realizadas con las pinturas termosensibles son inferiores a 170°C, nos llevan a la conclusión de que el incendio de la parcela de Porta-Coeli ha sido de baja intensidad.



Quema de la parcela de la estación experimental de Porta-Coeli



Efecto del fuego sobre la *Stipa tenacissima* en la estación experimental de Porta-Coeli

## 5. PROPIEDADES QUÍMICAS DE LAS CENIZAS

Las propiedades químicas de las cenizas dependen principalmente de la composición de la vegetación y de las condiciones del incendio, sobretodo de la intensidad de éste, que determinará el grado de combustión y mineralización de la biomasa. El conocimiento del contenido en elementos minerales presentes en las cenizas permite, por un lado, valorar las pérdidas netas de nutrientes, principalmente por volatilización y por convección, después de un incendio forestal, y, por otro lado, valorar el papel que las cenizas pueden desempeñar en cuanto a incorporar nutrientes y elementos químicos al suelo superficial, por lo que en este caso actuarían como un depósito temporal de nutrientes.

La composición mineral de las cenizas vegetales, normalmente, está dominada por carbonatos de metales alcalinos y alcalino-térreos, aunque contienen, en general, cantidades variables de sílice, sesquióxidos y fosfatos, y pequeñas cantidades de nitrógeno orgánico e inorgánico (Raison, 1979; Soto y Díaz-Fierros, 1993; Giovannini, 1994). Las elevadas cantidades de P, Na, K, Ca y Mg encontradas en las cenizas son debidas, principalmente, a que estos elementos presentan temperaturas de volatilización muy elevadas.

El color de la capa de cenizas depositada sobre la superficie del suelo tras el paso del fuego, es un indicador del grado de intensidad alcanzado. Si el incendio es de baja intensidad o el proceso de combustión no es completo, el color dominante de las cenizas es negrozco, debido a que todavía contienen materia orgánica (Jordan, 1965; Giovannini, 1994). Cuando la combustión es completa y en fuegos de alta intensidad, el color dominante de las cenizas es blanco-grisáceo y presentan prácticamente una composición mineral. La diferencia en el color, ha sido uno de los parámetros considerados para evaluar el grado de intensidad alcanzado en el incendio experimental de las parcelas de La Concordia. Se ha observado que las parcelas que tenían  $40 \text{ t ha}^{-1}$  de biomasa, presentaban un color de cenizas mucho más claro (entre 2.5Y 5/0 y 2.5Y 6/0), que las parcelas con  $20 \text{ t ha}^{-1}$  de biomasa (entre 2.5Y 3/0 y 2.5Y 4/0). Las diferencias principales de color corresponden al *value*, que como puede observarse en la Tabla 54, es más elevado en las parcelas de alta intensidad que en las de moderada. Por lo tanto, cabe esperar que existan diferencias en las concentraciones de elementos minerales.

En la Tabla 55 se presentan los resultados obtenidos en las determinaciones analíticas realizadas a las muestras de cenizas tomadas en las parcelas experimentales de La Concordia.

Tabla 54. Determinación del color de las cenizas con las Tablas Munsell

ALTA INTENSIDAD (Biomasa 40 t ha <sup>-1</sup> )			MODERADA INTENSIDAD (Biomasa 20 t ha <sup>-1</sup> )		
PARCELA	MUESTRA	COLOR	PARCELA	MUESTRA	COLOR
1	1-1	2.5Y 6/0	2	2-1	2.5Y 3/0
	1-2	2.5Y 6/0		2-2	2.5Y 2/0
	1-3	2.5Y 6/0		2-3	10YR 5/1
	1-4	2.5Y 6/0		2-4	2.5Y 4/0
4	4-1	2.5Y 6/0	6	6-1	2.5Y 3/0
	4-2	2.5Y 4/0		6-2	2.5Y 4/0
	4-3	2.5Y 5/0		6-3	2.5Y 4/0
	4-4	2.5Y 5/0		6-4	2.5Y 3/0
8	8-1	2.5Y 6/0	7	7-1	2.5YR 5/0
	8-2	2.5Y 6/0		7-2	2.5YR 5/0
	8-3	2.5Y 6/0		7-3	2.5YR 3/0
	8-4	2.5Y 6/0		7-4	2.5Y 3/0



Diferencias de color entre las cenizas en parcelas quemadas con distinta intensidad de fuego

Tabla 55. Valores medios de las determinaciones realizadas en las muestras de cenizas, en función del tipo de tratamiento de intensidad de fuego y del microentorno

	Tratamiento de intensidad de fuego		Microentorno dominante		
	Alta	Moderada	<i>Ulex parviflorus</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Suelo desnudo
pH (1:400)	8.668 a* (0.806) §	7.908 b (0.381)	8.012 (0.179)	8.546 (1.069)	8.307 (0.665)
C.E. (dS m <sup>-1</sup> ) (1:400)	0.270 a (0.097)	0.129 b (0.032)	0.163 (0.364)	0.217 (0.1269)	0.218 (0.111)
M.O. (%)	5.002 a (1.508)	8.534 b (1.887)	6.193 (3.724)	7.118 (1.966)	6.993 (1.897)
N total (%)	0.222 a (0.084)	0.313 b (0.115)	0.195 (0.044)	0.325 (0.124)	0.282 (0.112)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N 100 g <sup>-1</sup> )	3.576 a (1.126)	5.172 b (1.064)	4.376 (1.296)	4.046 (1.326)	4.699 (1.527)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N 100 g <sup>-1</sup> )	0.967 (0.451)	0.675 (0.347)	0.845 (0.392)	0.815 (0.525)	0.803 (0.417)
P asimilable (mg P 100 g <sup>-1</sup> )	38.810 a (18.701)	21.107 b (6.947)	26.675 (4.267)	32.626 (20.32)	30.575 (19.79)
Na soluble (cmol.kg <sup>-1</sup> )	3.180 a (1.463)	1.823 b (0.472)	2.275 (0.664)	2.593 (1.215)	2.636 (1.649)
K soluble (cmol.kg <sup>-1</sup> )	52.393 a (23.81)	14.300 b (8.322)	24.023 (12.03)	38.328 (33.88)	37.689 (29.27)
Ca soluble (cmol.kg <sup>-1</sup> )	18.910 a (3.243)	24.239 b (4.317)	19.750 (5.823)	21.431 (4.136)	23.543 (3.902)
Mg soluble (cmol.kg <sup>-1</sup> )	16.130 a (6.704)	5.121 b (1.241)	9.346 (5.322)	11.213 (9.171)	11.317 (8.169)

\* Valores medios con letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre Tratamientos, al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

§ Desviación estándar

En función del grado de intensidad del fuego, existen diferencias estadísticamente significativas para todos los parámetros analizados, excepto para los nitratos (Tabla 55). Los valores medios de pH observados oscilan entre 8.7 unidades en las parcelas de alta intensidad y de 7.9 en las de moderada, y los valores máximos alcanzan 10.08 unidades de pH. Estos valores son inferiores a los encontrados en la literatura (Savage *et al.*, 1972; Giovannini y Lucchesi, 1993; Soto y Díaz-Fierros, 1993), donde se citan valores de pH entre 11 y 12 unidades. Estas diferencias de pH pueden ser debidas a que la proporción agua:ceniza es inferior a la empleada en dichos estudios o también, a que el material vegetal no ha sufrido una completa combustión, de forma que aún contiene elementos orgánicos, que le confieren cierto poder acidificante, por lo que el pH de la solución no llega a ser excesivamente alcalino. Con respecto a la proporción agua: ceniza, se realizó una prueba, con sólo dos muestras de cenizas, modificando dicha proporción (1: 2.5) como emplean diversos autores. Se observó que en este caso, los valores de pH eran de 11.39 y 10.36 unidades para las cenizas de las parcelas de alta y moderada intensidad respectivamente.

La conductividad eléctrica medida en el extracto obtenido a partir de la suspensión ceniza:agua (1:400), presenta valores medios de 0.3 dS m<sup>-1</sup> y 0.13 dS m<sup>-1</sup>, en las parcelas de alta y moderada intensidad, respectivamente. Los valores de conductividad eléctrica observados presentan un coeficiente de correlación lineal significativo con la temperatura (Tabla 56). Como se observa en la Figura 74, las cenizas obtenidas en aquellos puntos donde se ha alcanzado una mayor temperatura, presentan valores mayores de conductividad eléctrica. Además, este parámetro también presenta coeficientes de correlación parcial significativos (Tabla 57) con la materia orgánica, el N total y con la mayoría de iones presentes en las cenizas.

Los porcentajes de materia orgánica y de nitrógeno total, así como las concentraciones de N amoniacal, presentan valores más elevados en las cenizas provenientes de las parcelas de moderada intensidad (8.5% de m.o. y 0.3% de N), que en las de alta intensidad de fuego (5% de materia orgánica y 0.22% de N) (Tabla 55). Este hecho indica que existe un mayor grado de mineralización de la biomasa en las parcelas de alta intensidad y, así, las cenizas pueden actuar como almacén de nutrientes, ya que no todos están en formas asimilables o intercambiables. El porcentaje de materia orgánica en las cenizas presenta un coeficiente de correlación significativo y negativo con la temperatura (Tabla 56, Figura 75).

Tabla 56. Coeficientes de correlación lineal para los parámetros analizados en las muestras de cenizas

	Temp.	pH	CE	MO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N total	P asimilable	Na soluble	K soluble	Ca soluble	Mg soluble
Temp.	1.0000											
pH	0.2788	1.0000										
CE	0.5231 **	0.5520 **	1.0000									
MO	-0.4735 *	-0.2122	-0.5930 **	1.0000								
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.3855	-0.1906	-0.7300 **	0.6458 **	1.0000							
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.0503	0.2917	0.5538 **	-0.3794	-0.4260 *	1.0000						
N total	-0.3734	-0.2157	-0.4455 *	0.3887	0.2777	-0.0959	1.0000					
P asimilable	0.3751	0.5027 *	0.6669 **	-0.5095 *	-0.4899 *	0.1223	-0.4264 *	1.0000				
Na soluble	0.2635	0.3128	0.7257 **	-0.4748 *	-0.6317 **	0.5907 **	-0.1634	0.4408 *	1.0000			
K soluble	0.5132 *	0.4409 *	0.9665 **	-0.6155 **	-0.7615 **	0.6598 **	-0.3624	0.5708 **	0.7406 **	1.0000		
Ca soluble	-0.5564 **	-0.1134	-0.1715	0.6293 **	0.3929	-0.1132	0.696	-0.2991	-0.1880	-0.2300	1.0000	
Mg soluble	0.6811 **	0.5778 **	0.8380 **	-0.5185 **	-0.6052 **	0.3085	-0.5246 **	0.6047 **	0.4622 *	0.7805 **	-0.3948	1.0000

\* Nivel de significación 0.05

\*\* Nivel de significación 0.01



Tabla 57. Coeficientes de correlación parcial para los parámetros analizados en las muestras de cenizas. Variable control: Temperatura

	pH	CE	MO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N total	P asimilable	Na soluble	K soluble	Ca soluble	Mg soluble
pH	1.0000										
CE	0.4692 *	1.0000									
MO	-0.0948	-0.4600 *	1.0000								
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.0938	-0.6719 **	0.5700 **	1.0000							
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.2895	0.6197 **	-0.4042	-0.4412 *	1.0000						
N total	-0.1253	-0.3164	0.2593	0.1563	-0.0832	1.0000					
P asimilable	0.4472 *	0.5957 **	-0.4065	-0.4037	0.1117	-0.3329	1.0000				
Na soluble	0.2583	0.7144 **	-0.4120	-0.5955 **	0.5994 **	-0.0727	0.3824	1.0000			
K soluble	0.3613	0.9543 **	-0.4927 *	-0.7117 **	0.7396 **	-0.2144	0.4756 *	0.7312 **	1.0000		
Ca soluble	0.0523	0.1688	0.4999 *	0.2327	-0.1027	-0.1792	-0.1174	-0.0517	0.0778	1.0000	
Mg soluble	0.5516 **	0.7719 **	-0.3040	-0.5072 *	0.3749	-0.3979	0.5145 *	0.4002	0.6858 **	-0.0261	1.0000

\* Nivel de significación 0.05

\*\* Nivel de significación 0.01

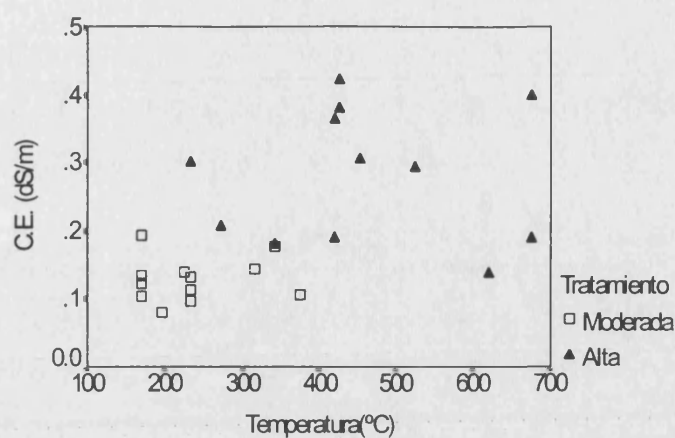


Figura 74. Gráfico de dispersión de la Conductividad eléctrica en las muestras de cenizas en función del tratamiento de intensidad de fuego

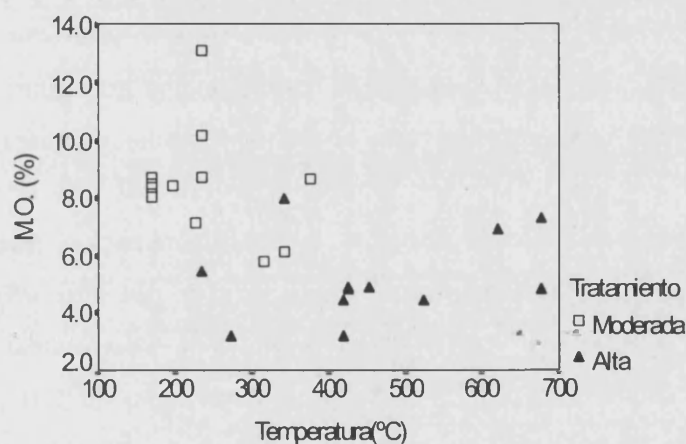


Figura 75. Gráfico de dispersión del contenido en materia orgánica en las muestras de cenizas en función del tratamiento de intensidad de fuego

El carbono y el nitrógeno volatilizan a temperaturas de alrededor de 200°C, por lo que las pérdidas de N suelen ser proporcionales a la cantidad de materia orgánica que se consume durante el incendio (White *et al.*, 1973; Grier, 1975; DeBano y Conrad, 1978; Boerner, 1982; Raison *et al.*, 1985; Little y Ohmann, 1988; Gillon y Rapp, 1989; Gillon *et al.*, 1995), de forma que el 99% del N puede ser liberado como N gaseoso y óxidos de N por la acción del calor, al transformar el N que forma parte de la materia orgánica (DeBell y Ralston, 1970). Los porcentajes medios de materia orgánica y N total, presentes en las cenizas de las parcelas de moderada intensidad, son del 8.5% y 0.3%, respectivamente, frente al 5% de materia orgánica y 0.2% de N, en las cenizas de las parcelas de alta intensidad de fuego. Se ha observado que el contenido de  $N-NH_4^+$  es 1.6 mg N 100g<sup>-1</sup> superior en las cenizas provenientes del fuego de moderada intensidad.

El contenido de nitratos en las cenizas es relativamente bajo (valores medios de 0.97 y 0.67 mg N 100g<sup>-1</sup> para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, respectivamente), aunque, no obstante, es superior al observado por diferentes investigadores. Christensen (1973) cita valores de 1.3 µg g<sup>-1</sup> (que equivalen a 0.13 mg N 100g<sup>-1</sup>).

El contenido de P asimilable presente en las cenizas es significativamente mayor en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad de fuego (Tabla 55). La diferencia media observada es del orden de 17.7 mg 100 g<sup>-1</sup>. El P, junto con el K y el Mg, que forman parte de los tejidos vegetales, presentan una gran variabilidad en el grado de volatilización, dependiendo de las condiciones de la combustión (Raison et al., 1980). Las temperaturas de vaporización de las formas inorgánicas, excepto para el N y C que son del orden de 200°C, oscilan entre valores relativamente bajos para el P y K (774°C) y temperaturas relativamente elevadas para el Ca (1484°C) (Weast, 1980). Sin embargo, las temperaturas necesarias para que se volatilicen los elementos que están unidos a los compuestos orgánicos e inorgánicos de los vegetales y de la hojarasca, pueden ser significativamente menores que las mencionadas anteriormente (Bock, 1979). Unos autores mencionan que las pérdidas de P y K por volatilización pueden darse a temperaturas superiores a 500°C (White et al., 1973), mientras que otros señalan que el P inorgánico y el K, presentan un comportamiento similar y volatilizan a temperaturas superiores a los 750°C (Gillon et al., 1995). En general, las hojas de la planta presentan una mayor riqueza en cationes, especialmente en Ca, y es bien conocido que la presencia de sales básicas es muy efectiva en la disminución de la volatilización del P y S a altas temperaturas (Bock, 1979).

Los resultados observados indican que, a pesar de las posibles pérdidas por volatilización del P, ha habido una mayor mineralización de la biomasa en las parcelas de alta intensidad, lo que ha dado lugar a un incremento en la fracción de P asimilable o fácilmente soluble. Este hecho está en concordancia con los valores de N total y materia orgánica presentes en las cenizas analizadas, en función del grado de intensidad alcanzado.

Los cationes Na, K, Ca y Mg presentan temperaturas de volatilización muy elevadas, y, normalmente, sus concentraciones en las cenizas son muy altas. La temperatura de vaporización del Na se sitúa en los 880°C (Hodgman, 1962); el Mg inorgánico volatiliza a temperaturas superiores a los 1100°C, pero el Mg que está unido orgánicamente a los tejidos vegetales, parece ser más susceptible a la volatilización (Raison et al., 1985). El Ca volatiliza a más de 1400°C (Gillon et al., 1995), y el K, como

se ha comentado anteriormente, volatiliza por encima de los 500°C.

En la Tabla 55 se observa que, excepto el Ca soluble, todos los demás cationes presentan mayores concentraciones en las cenizas de las parcelas de alta que en las de moderada intensidad de fuego. En la Figura 76 se observa el aumento de la concentración de Mg soluble en función del incremento de temperatura. La concentración de Na soluble es aproximadamente el doble en las parcelas de alta intensidad que en las de moderada; la del K soluble es del orden de 3.5 veces mayor en las de alta; y el Mg soluble presenta una diferencia de 11  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  entre ambos tipos de cenizas. En cambio, la concentración del Ca soluble en las cenizas, es 1.2 veces menor en las parcelas de alta intensidad de fuego. Los cationes K, Mg y Ca presentan coeficientes de correlación significativos con la temperatura, pero el Ca se correlaciona negativamente (Tabla 56).

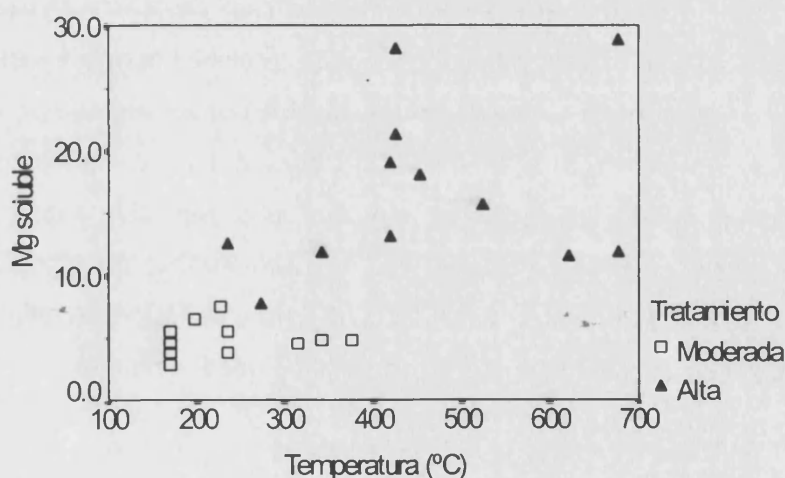


Figura 76. Gráfico de dispersión de la concentración de Mg en las muestras de cenizas en función del tratamiento de intensidad de fuego

El Ca es uno de los cationes que presenta mayores pérdidas durante un incendio aunque no se alcance su temperatura de volatilización y la intensidad sea baja, debido principalmente, a las pérdidas por convección de las cenizas. Diversos autores (Raison *et al.*, 1985; Gillon y Rapp, 1989) sugieren que la comparación de las pérdidas de elementos tales como K, P y Mg con respecto al Ca, proporcionan una estima de las pérdidas de estos elementos por volatilización. También puede estimarse la pérdida de cenizas a partir de la pérdida de Ca durante el incendio (Raison *et al.*, 1985). Esta cantidad incluye las pérdidas de cenizas por convección durante el incendio y también, probablemente, las pérdidas ocasionales producidas durante la recolección de las cenizas. Por lo tanto, de este modo se puede estimar el porcentaje de pérdidas de nutrientes en la forma de partículas y en formas volátiles.

mineralización (Charley y West, 1977; Bolton et al., 1990; Smith et al., 1994). Estas propiedades de los suelos pueden ser altamente variables y/o pueden estar correlacionadas unas con otras, efecto que es conocido como *islas fértiles* (Graner y Steinberger, 1989), *islas de fertilidad* (West, 1981; Whitford, 1986) o *islas de recursos* (Reynolds et al., 1990), y han sido descritas para distintos tipos de vegetación, incluyendo la arbolada (Zinke, 1962; Barth, 1980; Everett et al., 1986; Belsky et al., 1989), herbacea (Hook et al., 1991), matorral en zonas semiáridas (Bochet et al., 1998) y matorral en zonas desérticas (Fireman y Hayward, 1952; García-Moya y McKell, 1970; Charley y West, 1977; Barth y Klemmedson, 1978)).

En el presente trabajo se tienen en consideración estas diferencias entre microentornos, puesto que la acción del fuego, puede modificar tanto las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, como el porcentaje y la dinámica de la cobertura vegetal en estos microentornos y crear otros nuevos. La relación entre los patrones de distribución de la vegetación y la disponibilidad de los nutrientes en el suelo en el área Mediterránea occidental es poco conocida, como también se conoce poco sobre los patrones espaciales de los nutrientes en suelos post-incendiados.

En nuestro caso, el estudio de las variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo por efecto del fuego ha sido abordado desde dos puntos de vista diferentes. Por un lado, se ha estudiado la heterogeneidad espacial a escala del microentorno, para analizar:

- en primer lugar, la existencia de posibles diferencias en las propiedades químicas del suelo en los tres microentornos (*Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis* y suelo desnudo) antes de la quema, es decir, si la presencia/ausencia de cobertura vegetal supone la existencia de diferencias relevantes en dichas propiedades;
- en segundo lugar, se analiza cómo influyen las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo sobre las propiedades químicas seleccionadas en estos microentornos, inmediatamente tras la realización del incendio experimental.

Dicho estudio se ha basado en los datos obtenidos en las parcelas experimentales de La Concordia, a partir de los muestreos realizados antes e inmediatamente después de la quema.

Por otro lado, para conocer cómo afectan las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo durante el incendio, tanto a la disponibilidad de nutrientes en el suelo como a sus patrones de distribución espacial, se ha estudiado la variabilidad espacial de distintas propiedades químicas en el ámbito de la parcela experimental de Porta-Coeli antes e inmediatamente después del incendio. También se ha estudiado el grado de

---

autocorrelación espacial para el conjunto de las variables analizadas y su interrelación con los patrones espaciales de distribución de la vegetación y de las temperaturas.

## 6. 1. LA CONCORDIA

Previamente al incendio experimental, se llevaron a cabo tres muestreos con el fin de conocer las propiedades del suelo antes de la quema, así como para valorar la existencia de posibles fluctuaciones en las variables analizadas. En la Tabla 58 se presentan los resultados obtenidos. Se observa que existen algunas diferencias estadísticamente significativas en función de la época de muestreo, principalmente por lo que respecta a variables como carbonatos totales,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ , P asimilable y porcentaje de bases de intercambio. Sin embargo, aunque existe cierta variabilidad, no se observan diferencias significativas en otras propiedades químicas analizadas, tales como el pH, la conductividad eléctrica, los contenidos en materia orgánica y nitrógeno total, y la capacidad de intercambio catiónico. A la vista de estos resultados, se ha adoptado el criterio de comparar, únicamente, cada una de las variables analizadas en el muestreo previo a la quema, con los resultados obtenidos inmediatamente después del paso del fuego. Con ello pretendemos conocer el grado de variación de dichas variables en función del microentorno y de las temperaturas alcanzadas durante el incendio. No obstante, para determinar el grado de correlación entre las distintas variables antes de la quema, se ha tomado el conjunto de muestras completo (un total de 144 muestras) que engloba a los tres muestreos previos a la quema.

En la Tabla 59 se presentan los valores medios en función del microentorno para el conjunto de las variables estudiadas antes e inmediatamente después del fuego. Como información complementaria a esta tabla, en el Anexo 7 se exponen las ANOVAs correspondientes a cada una de las variables analizadas. Se observa que para el periodo correspondiente a antes de la quema existen diferencias claras entre microentornos, que para la mayoría de las variables consideradas son estadísticamente significativas, especialmente entre suelo cubierto por vegetación y suelo desnudo. En cambio, tras el paso del fuego, tales diferencias desaparecen para las variables: pH, carbonatos totales, CIC, y los porcentajes de  $K^+$  y  $Mg^{2+}$  intercambiables. El N amoniacal, el P asimilable y el porcentaje de  $Na^+$  intercambiable, aunque presentan variaciones en sus valores como consecuencia del impacto del fuego, siguen sin presentar diferencias por lo respecta al microentorno. El resto de las variables consideradas (conductividad eléctrica, bicarbonatos solubles, materia orgánica, N total, N nítrico y porcentaje de  $Ca^{2+}$  intercambiable), mantienen las diferencias entre los microentornos, a pesar de que existen importantes aumentos o disminuciones de sus valores tras el paso del fuego.

Tabla 58. Valores medios de las variables medidas en las muestras de suelo de La Concordia en los tres muestreos realizados antes del fuego experimental

	S1 §	S2	S3	Media
pH H <sub>2</sub> O	7.391 <b>a</b> † (0.124) ‡	7.322 <b>a</b> (0.158)	7.366 <b>a</b> (0.184)	7.360 (0.158)
pH KCl	6.898 <b>a</b> (0.075)	6.923 <b>a</b> (0.081)	7.015 <b>b</b> (0.092)	6.945 (0.096)
C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	1.025 <b>a</b> (0.434)	1.210 <b>a</b> (0.512)	1.035 <b>a</b> (0.540)	1.090 (0.498)
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> totales (%)	50.421 <b>a</b> (5.537)	50.339 <b>a</b> (4.251)	46.893 <b>b</b> (4.364)	49.218 (4.976)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> solubles (meq l <sup>-1</sup> )	- *	6.688 <b>a</b> (2.957)	7.547 <b>a</b> (3.515)	7.118 (3.247)
M.O. (%)	9.771 <b>a</b> (2.468)	10.359 <b>a</b> (2.884)	10.922 <b>a</b> (2.994)	10.351 (2.797)
N total (%)	0.445 <b>a</b> (0.104)	0.442 <b>a</b> (0.085)	0.441 <b>a</b> (0.107)	0.443 (0.098)
C/N	12.761 <b>a</b> (1.164)	13.506 <b>ab</b> (2.126)	14.517 <b>b</b> (2.592)	13.594 (2.148)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	0.475 <b>a</b> (0.291)	0.851 <b>b</b> (0.453)	0.359 <b>a</b> (0.219)	0.562 (0.393)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	1.726 <b>a</b> (0.776)	1.476 <b>a</b> (1.044)	2.666 <b>b</b> (1.925)	1.956 † (1.419)
P asimilable (mg P 100g <sup>-1</sup> )	0.632 <b>a</b> (0.322)	0.757 <b>ab</b> (0.316)	0.913 <b>b</b> (0.558)	0.767 (0.425)
CIC (cmolc kg <sup>-1</sup> )	30.728 <b>a</b> (6.525)	-	29.324 <b>a</b> (6.325)	30.026 (6.404)
Na <sub>i</sub> (%)	1.179 <b>a</b> (1.156)	-	1.553 <b>a</b> (1.145)	1.366 (1.155)
K <sub>i</sub> (%)	3.426 <b>a</b> (0.894)	-	4.606 <b>b</b> (1.246)	4.016 (1.228)
Ca <sub>i</sub> (%)	85.909 <b>a</b> (4.120)	-	80.947 <b>b</b> (4.204)	83.428 (4.824)
Mg <sub>i</sub> (%)	9.484 <b>a</b> (2.630)	-	12.893 <b>b</b> (3.007)	11.188 (3.285)

§ s1, s2 y s3 corresponden a otoño 1994, principio de primavera 1995 e inmediatamente antes del fuego (junio 1995), respectivamente

\* Variables no determinadas

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ ).

‡ Desviación estándar



Tabla 59. Valores medios para las variables medidas en las muestras de suelo de La Concordia en función del microentorno

	Antes del fuego (n = 36)			Después del fuego (n = 24)		
	Bajo planta		Suelo desnudo	Bajo planta		Suelo desnudo
	<i>Ulex</i>	<i>Rosmarinus</i>		<i>Ulex</i>	<i>Rosmarinus</i>	
pH H <sub>2</sub> O	7.328 <b>a</b> † (0.188) ‡	7.272 <b>a</b> (0.130)	7.504 <b>b</b> (0.206)	7.307 <b>a</b> (0.130)	7.233 <b>a</b> (0.201)	7.293 <b>a</b> (0.160)
pH KCl	7.016 <b>a</b> (0.104)	7.008 <b>a</b> (0.104)	7.027 <b>a</b> (0.086)	7.176 <b>a</b> (0.094)	7.230 <b>a</b> (0.152)	7.152 <b>a</b> (0.150)
C.E. (dS m <sup>-1</sup> )	1.306 <b>a</b> (0.653)	1.161 <b>a</b> (0.456)	0.619 <b>b</b> (0.235)	2.506 <b>ab</b> (1.198)	3.612 <b>a</b> (0.718)	2.211 <b>b</b> (0.683)
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> totales (%)	46.050 <b>a</b> (5.264)	44.793 <b>a</b> (2.883)	50.150 <b>b</b> (4.443)	46.073 <b>a</b> (4.494)	46.725 <b>a</b> (2.825)	48.923 <b>a</b> (4.194)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> solubles (meq l <sup>-1</sup> )	7.985 <b>a</b> (3.597)	9.308 <b>b</b> (3.686)	5.205 <b>b</b> (2.516)	18.114 <b>a</b> (10.055)	30.281 <b>b</b> (9.222)	18.478 <b>a</b> (5.853)
M.O. (%)	12.010 <b>a</b> (3.475)	12.208 <b>a</b> (2.572)	8.499 <b>b</b> (1.741)	11.345 <b>ab</b> (2.306)	13.367 <b>a</b> (1.528)	10.377 <b>b</b> (1.941)
N total (%)	0.495 <b>a</b> (0.120)	0.477 <b>a</b> (0.084)	0.345 <b>b</b> (0.057)	0.448 <b>a</b> (0.060)	0.441 <b>ab</b> (0.043)	0.373 <b>b</b> (0.058)
C/N	14.302 <b>a</b> (3.494)	15.029 <b>a</b> (2.676)	14.331 <b>a</b> (1.976)	14.630 <b>a</b> (1.629)	17.710 <b>b</b> (1.924)	16.179 <b>ab</b> (1.767)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	0.384 <b>a</b> (0.270)	0.372 <b>a</b> (0.239)	0.316 <b>a</b> (0.237)	6.900 <b>a</b> (5.416)	8.993 <b>a</b> (2.230)	6.016 <b>a</b> (2.271)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N 100g <sup>-1</sup> )	4.383 <b>a</b> (2.406)	1.824 <b>b</b> (0.837)	1.796 <b>b</b> (1.096)	2.077 <b>a</b> (0.963)	0.370 <b>b</b> (0.247)	1.131 <b>ab</b> (1.472)
P asimilable (mg P 100g <sup>-1</sup> )	0.825 <b>a</b> (0.483)	1.092 <b>a</b> (0.803)	0.782 <b>a</b> (0.411)	4.697 <b>a</b> (4.028)	7.895 <b>a</b> (3.281)	4.183 <b>a</b> (3.107)
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	30.064 <b>a</b> (7.304)	32.223 <b>a</b> (3.833)	24.937 <b>b</b> (4.046)	24.332 <b>a</b> (3.463)	25.258 <b>a</b> (3.144)	24.227 <b>a</b> (4.874)
Na <sub>i</sub> (%)	1.429 <b>a</b> (0.957)	1.494 <b>a</b> (1.362)	1.684 <b>a</b> (1.678)	5.174 <b>a</b> (1.508)	6.192 <b>a</b> (2.163)	4.261 <b>a</b> (1.895)
K <sub>i</sub> (%)	5.141 <b>a</b> (1.480)	4.902 <b>a</b> (0.743)	3.770 <b>b</b> (0.684)	8.095 <b>a</b> (2.548)	9.976 <b>a</b> (3.684)	6.650 <b>a</b> (2.235)
Ca <sub>i</sub> (%)	79.617 <b>a</b> (3.524)	79.565 <b>ab</b> (3.403)	83.471 <b>b</b> (3.659)	69.104 <b>ab</b> (5.594)	63.844 <b>a</b> (8.711)	74.449 <b>b</b> (8.820)
Mg <sub>i</sub> (%)	13.813 <b>a</b> (2.903)	14.037 <b>a</b> (2.613)	11.075 <b>b</b> (2.951)	17.625 <b>a</b> (3.753)	19.986 <b>a</b> (4.422)	14.639 <b>a</b> (5.209)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los microentornos al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

### 6.1.1. Reacción del suelo (pH)

Se observan diferencias estadísticamente significativas entre los valores de pH en "bajo planta" y "suelo desnudo" antes de la quema (Tabla 59). El pH es 0.2 unidades más bajo en el suelo "bajo planta". Estos resultados están en concordancia con los observados por Zinke (1962) y Barth y Klemmedsson (1978). Los valores del pH ligeramente menores bajo la cubierta vegetal pueden atribuirse al incremento de procesos microbiológicos que implican la transferencia de protones y a la influencia de la descomposición del mantillo, y además a la subsecuente incorporación de materia orgánica al suelo. Todas estas transformaciones implican la formación de diferentes ácidos orgánicos e inorgánicos (entre estos últimos, uno de los más importantes es el ion bicarbonato) que son fuente de acidez. Este hecho viene corroborado por las correlaciones obtenidas entre pH y materia orgánica, y pH y bicarbonatos solubles, antes de la quema (Tabla 60). Se observa que las muestras de suelo con un mayor contenido en materia orgánica, que generalmente corresponden al microentorno "bajo planta", presentan valores de pH más bajos que las muestras tomadas en "suelo desnudo". El mismo resultado se observa respecto a la concentración de bicarbonatos solubles antes de la quema. En cambio, tras el paso del fuego las correlaciones mencionadas no son significativas (Tabla 60).

Las diferencias existentes entre los valores del pH en función del microentorno previas a la quema, desaparecen inmediatamente tras el paso del fuego. Los tres ambientes estudiados presentan valores medios de pH de 7.3 unidades (Tabla 59). Si se analiza el cambio de pH en función de la temperatura alcanzada durante el incendio (Figura 77), se observa que ambas variables se correlacionan negativamente (Tabla 60) y la mayoría de los puntos en el gráfico están por encima de la línea base, lo cual indica que se ha producido una ligera disminución del pH para todo el rango de temperaturas observado (desde 180° a 677°C). Tan sólo en una minoría de los puntos de muestreo, entre los 180° y 300°C se observa un ligero incremento de pH que oscila de 0.05 a 0.4 unidades. Además, no se observa ningún tipo de relación entre las variaciones del pH como consecuencia del fuego y el microentorno.

En relación con las variaciones del pH en función de la temperatura, diversos autores observan, en experiencias llevadas a cabo en mufla y en condiciones de laboratorio con distintos tipos de suelos, que entre los 110°C y los 220°C se produce un descenso de pH, alrededor de los 400°C éste permanece más o menos constante y se incrementa a partir de esta temperatura (Nishita et al, 1970; Nishita y Haug, 1972; Sertsu y Sánchez, 1978; Kang y Sajjapongse, 1980; Kitur y Frye, 1982; Giovannini et al., 1990).

Tabla 60. Coeficientes de correlación significativos entre el pH y las otras variables, antes y después de la quema

	Antes del fuego (n=81)	Después del fuego (n= 24)
Temperatura	-	- 0.477 **
C. E.	-0.6650 **	ns
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.4228 **	ns
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.6251 *	ns
M.O.	-0.5733 **	ns
N tot	-0.4268 **	ns
CIC	-0.4358 **	ns

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

La causa de estas pequeñas variaciones del pH está relacionada, principalmente, con las transformaciones de la materia orgánica, tanto por su combustión como por su adición sobre la superficie del suelo, proveniente de los restos vegetales parcialmente carbonizados, y con el incremento en la concentración de bicarbonatos solubles. Kitur y Frye (1982) observan que temperaturas relativamente bajas, alrededor de 110°C, dan lugar a que los ácidos orgánicos se liberen más rápidamente que los elementos básicos, lo que provoca una disminución del pH. En cambio, a temperaturas más elevadas, se liberan grandes cantidades de NH<sub>3</sub> y otros elementos básicos que neutralizan la acidez de los ácidos orgánicos e incrementan el pH del suelo.

En las variaciones de pH observadas en nuestro caso, hay que tener en cuenta que el efecto alcalinizador de las cenizas aún no se ha puesto de manifiesto, ya que el muestreo se ha realizado inmediatamente tras el paso del fuego, y la fase sólida de las cenizas está claramente separada de la fase sólida del suelo. Para este conjunto de muestras, se ha apreciado que, después del incendio, no existe la correlación entre pH con la materia orgánica, ni con los bicarbonatos solubles (Tabla 60).

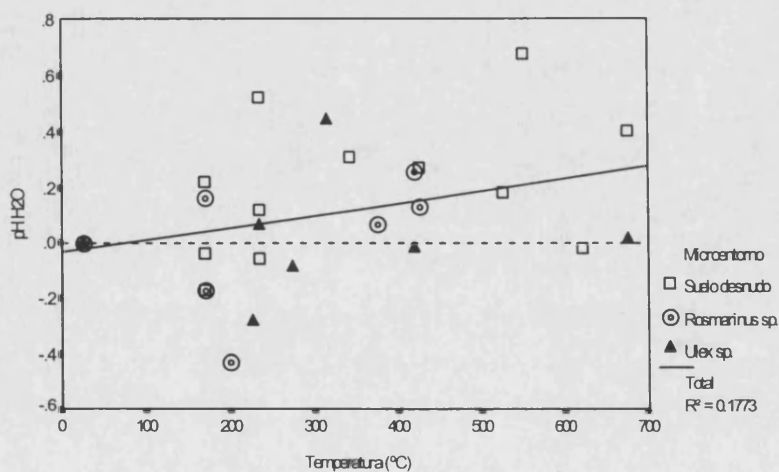


Figura 77. Variación del pH en agua después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno

Los valores medios del pH en KCl no presentan diferencias estadísticamente significativas entre microentornos ni antes ni después de la quema. Sin embargo, se observa que sus valores han aumentado sensiblemente después de la quema en los tres microentornos, en la mayoría de los puntos de muestreo (Figura 78).

La acidez de reserva es una medida de los iones  $H^+$  retenidos por las partículas del suelo y está directamente relacionada con la capacidad tampón de este y con su porcentaje de saturación en bases (Ferrán, 1987). Una estimación de la acidez de reserva se obtiene calculando la diferencia entre los valores de pH en agua y el pH en KCl. Cuanto más elevada sea la diferencia, mayor será la capacidad de amortiguar los cambios de pH producidos por alteraciones externas del sistema. En nuestro caso, los valores medios obtenidos son:

	BP <i>Ulex</i>	BP <i>Rosmarinus</i>	Suelo desnudo
Antes fuego	0.312	0.264	0.477
Después fuego	0.131	0.003	0.141

Aunque cabría esperar una mayor concentración de protones en los microentornos con mayor porcentaje en materia orgánica, la acidez de reserva es mayor en el "suelo desnudo" que en los microentornos "bajo planta", tanto antes como inmediatamente después de la quema. La explicación a este hecho podría ser que es muy probable que una gran parte de los protones de cambio correspondan a la carga variable atribuible a la materia orgánica, y no sean dissociables a no ser que el pH fuera más elevado.

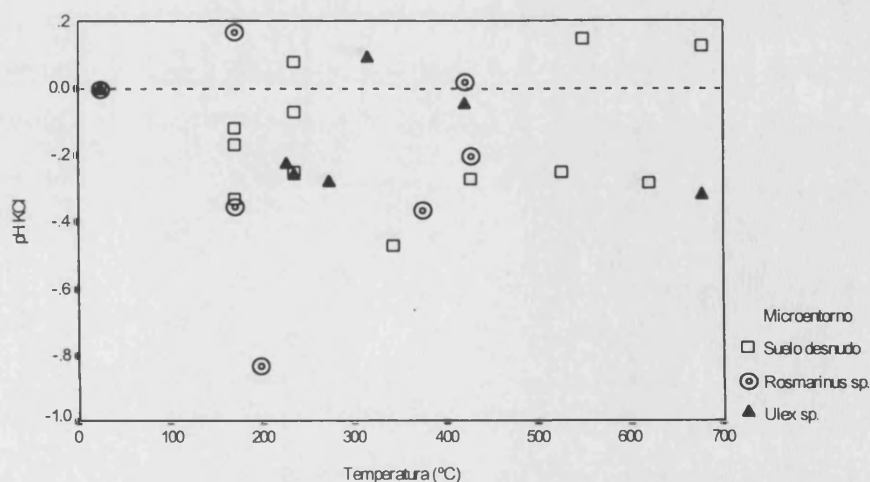


Figura 78. Variación del pH en KCl después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno

### 6.1.2. Conductividad eléctrica (C.E.)

Antes de la quema, se observa que los valores de la C.E. son mayores en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo", con una diferencia media de  $0.6 \text{ dS m}^{-1}$  (Tabla 59). Probablemente, este incremento de la C.E. se produce por la liberación de sales solubles durante los procesos de descomposición del mantillo (Barth, 1980; Tiedemann y Klemmedson, 1973).

Generalmente, el incremento de la conductividad eléctrica está relacionado con un aumento de pH (Raison, 1979). En cambio, en los resultados obtenidos para antes de la quema, se observa que la correlación entre pH y CE es negativa (Tabla 61). Esto es debido, probablemente, a que es mayor la influencia del poder acidificante de la materia orgánica que la incorporación de sales solubles. Este hecho está en concordancia con lo expuesto en el apartado del pH, donde se ha observado una correlación negativa de este con el contenido en materia orgánica.

Por otra parte, se ha observado la existencia de correlaciones lineales significativas entre los valores de C.E. y los contenidos en materia orgánica y bicarbonatos solubles (Tabla 61) antes de la quema. Los puntos de muestreo situados en el microentorno "suelo desnudo" presentan valores de C.E., de materia orgánica y de bicarbonatos solubles más bajos que las muestras tomadas "bajo planta".

Después del fuego, las diferencias entre los valores de la C.E. para los tres microentornos también son estadísticamente significativas. El mayor aumento se observa en el microentorno *BPRosmarinus*, que presenta un incremento medio de  $2.45 \text{ dS m}^{-1}$  (Tabla 59), mientras que en *BPUlex* este incremento es menor ( $1.2 \text{ dS m}^{-1}$ ) y en "suelo desnudo" es de  $1.59 \text{ dS m}^{-1}$  (Tabla 59).

En la Figura 79 se observa que tras el paso del fuego, hay un aumento notable de los valores de la C.E., dado que la mayoría de puntos se sitúan por debajo de la línea base. Estos valores de C.E. presentan una buena correlación lineal con la temperatura (Tabla 61), y este incremento es independiente del tipo de microentorno. Conforme aumenta la temperatura, la diferencia entre los valores de la C.E. antes y después de la quema se incrementa. Entre los  $150^{\circ}$  y  $200^{\circ}\text{C}$  se observan incrementos de hasta  $2 \text{ dS m}^{-1}$ , y los mayores aumentos, entre  $3$  y  $4 \text{ dS m}^{-1}$ , se sitúan alrededor de los  $400^{\circ}\text{C}$ .

El incremento de la C.E. después del fuego tiene lugar como consecuencia de las variaciones experimentadas en las concentraciones de sales solubles en la solución del suelo, debido a que el aumento de las temperaturas promueve la solubilización de los iones que previamente estaban inmovilizados, principalmente por la combustión y mineralización del humus superficial. Se ha observado que la C.E. después del fuego

presenta buenas correlaciones lineales con los bicarbonatos solubles, N amoniacal, P asimilable, y con los porcentajes de K y Mg intercambiables, aunque con el Ca, dicha correlación es negativa (Tabla 61).

Tabla 61. Coeficientes de correlación significativos entre la C.E. y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n=81)	Después del fuego (n= 24)
Temperatura	-	0.6735 **
pH.	- 0.6650 **	ns
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.5672 **	0.8338 **
M.O.	0.3518 **	ns
N total	0.2680 *	ns
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.2394 *	0.8574 **
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.3586 **	ns
P asimilable	ns	0.8096 **
K <sup>+</sup>	0.3361 **	0.5380 **
Mg <sup>2+</sup>	ns	0.5712 **
Ca <sup>2+</sup>	ns	- 0.5621 **

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

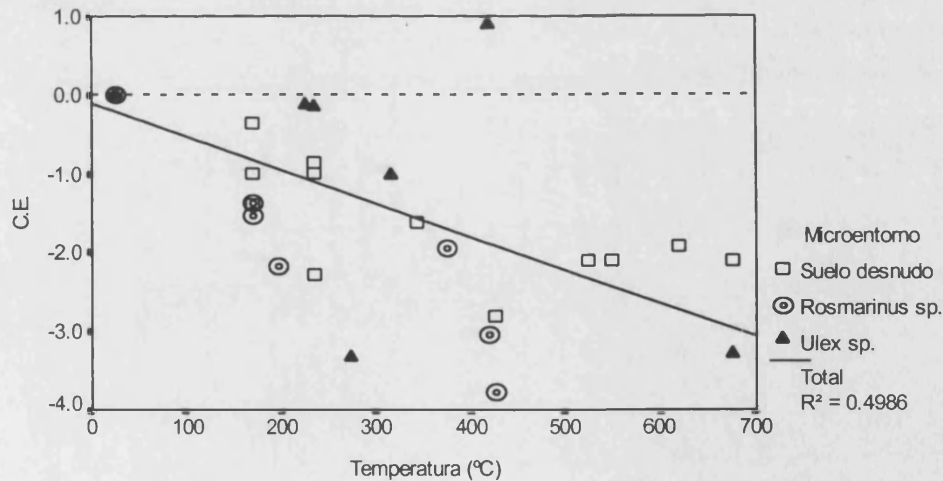


Figura 79. Variación de la conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>) en función de la temperatura alcanzada durante el incendio experimental en La Concordia, para cada tipo de microentorno

### 6.1.3. Carbonatos totales

Antes de la quema se observa que el porcentaje de carbonatos totales es superior en el microentorno "suelo desnudo" (valor medio del 50%) que en *BPUlex* y *BPRosmarinus* (valor medio del 45%) (Tabla 59). Estas diferencias pueden ser debidas a que la existencia de las gravas y piedras de naturaleza calcárea sobre la superficie del suelo, más abundantes en el microentorno "suelo desnudo", origine un aporte *in situ* de partículas de carbonatos, mientras que en el microentorno "bajo planta" predominaría el proceso de descarbonatación. Este hecho está en concordancia con los resultados que se exponen en la Tabla 62 donde se observa la existencia de una correlación negativa entre los porcentajes de carbonatos y de materia orgánica, de forma que aquellos puntos de muestreo localizados en el microentorno "suelo desnudo" presentan valores más bajos de materia orgánica (entre el 6 y 10%) y más elevados de carbonatos (entre el 50 y el 60%). Además, se ha observado que el porcentaje de carbonatos presenta correlaciones negativas con la concentración de bicarbonatos solubles en la solución del suelo y con la CIC (Tabla 62), lo cual corrobora el hecho de que en el microentorno "bajo planta" predominen los procesos de disolución de los carbonatos, puesto que los iones bicarbonato contribuyen a la solubilización de la calcita (Dutil, 1987).

Tabla 62. Coeficientes de correlación significativos entre los carbonatos totales y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n = 81)	Después del fuego (n = 24)
pH.	0.4228 **	ns
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- 0.4431 **	- 0.5246 **
M.O.	- 0.6568 **	ns
N total	- 0.6589 **	ns
P asimilable	- 0.2716 *	ns
CIC	- 0.5795 **	- 0.6896 **
K <sup>+</sup>	- 0.3392 **	ns
Mg <sup>2+</sup>	- 0.3018 **	ns
Ca <sup>2+</sup>	0.2800 *	ns

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

Tras el paso del fuego, las diferencias entre microentornos no son significativas (Tabla 59), pero si se analizan los cambios en el porcentaje de carbonatos en función de la temperatura, se observa que, mientras que para el microentorno *BPRosmarinus* hay un incremento del porcentaje de carbonatos entre un 1 y un 5% que se sitúa entre los 180° y 450°C para la mayoría de los puntos, en *BPUlex* y "suelo desnudo" hay una disminución

de dicho porcentaje en el mismo rango de temperaturas. A temperaturas superiores a los 450°C se obtienen resultados variables (Figura 80).

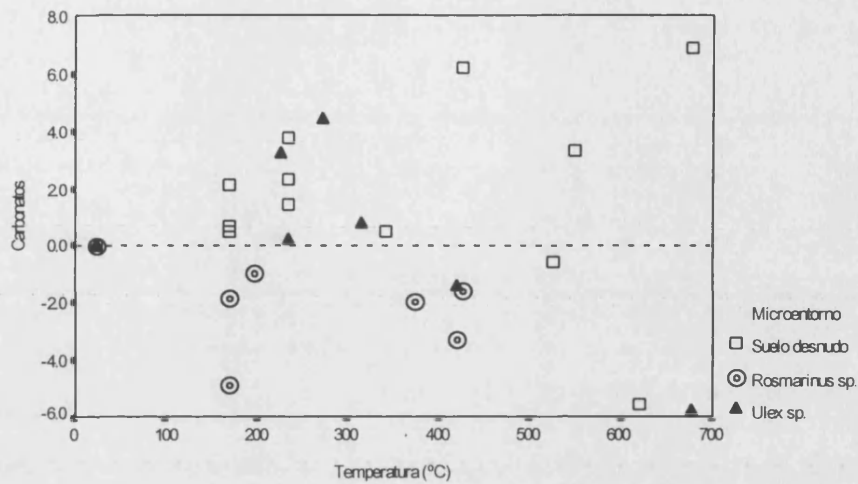


Figura 80. Variaciones del porcentaje de carbonatos totales en función de la temperatura alcanzada durante el incendio experimental en las parcelas de La Concordia para cada tipo de microentorno

Estos resultados sólo coinciden parcialmente con los observados en la experiencia del calentamiento artificial del suelo, donde aunque se ha apreciado una tendencia global de disminución del porcentaje de carbonatos a medida que se incrementa la temperatura, también se ha observado que éstos se incrementan entre los 100 y 300°C, mientras que a partir de este punto existe una paulatina tendencia a disminuir y a temperaturas mayores de 700°C existe un brusco descenso de sus porcentajes.

La correlación lineal negativa entre el porcentaje de carbonatos y la materia orgánica no se observa después de la quema, pero se mantienen las correlaciones con los bicarbonatos solubles y la CIC (Tabla 62), aunque se aprecian algunas diferencias con respecto al estado previo al fuego.

#### 6.1.4 Bicarbonatos solubles

En el muestreo realizado previamente a la quema, se observa que las concentraciones de bicarbonatos solubles son mayores en los microentornos "bajo planta" (valores medios de 8 y 9 meq l<sup>-1</sup> en BP *Ulex* y BP *Rosmarinus*, respectivamente) que en el "suelo desnudo" (5 meq l<sup>-1</sup> de valor medio) (Tabla 59), dado que los bicarbonatos son, en gran medida, un producto de la actividad radicular y de la descomposición de la hojarasca. En la Tabla 63 se observa la existencia de una buena



correlación lineal entre el porcentaje de materia orgánica y la concentración de bicarbonatos solubles en la solución del suelo antes de la quema.

Después del fuego se observan diferencias estadísticamente significativas entre los tres microentornos. Existe un brusco incremento de la concentración de bicarbonatos solubles en todos ellos con respecto a los niveles existentes antes de la quema, y dicho aumento es mucho mayor en el microentorno *BPRosmarinus* con un incremento medio de 20.97 meq l<sup>-1</sup> (Tabla 59). En este caso, se observa la existencia de coeficientes de correlación significativos al nivel 0.01 con el ion amonio y con el fósforo asimilable, mientras que no se observa la correlación con la materia orgánica.

Si se analiza el cambio de las concentraciones de bicarbonatos en función de la temperatura (Figura 81) se observa que, en general, a medida que se incrementa la temperatura se obtienen valores mayores de bicarbonatos solubles, y ambas variables presentan un coeficiente de correlación positivo (Tabla 63). Los incrementos más importantes se producen entre los 180° y 420°C y, en general, corresponden al microentorno *BPRosmarinus*.

Tabla 63. Coeficientes de correlación significativos entre los bicarbonatos solubles y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n=81)	Después del fuego (n= 24)
Temperatura	-	0.5345 **
pH.	- 0.6251 **	ns
C.E.	0.5672 **	0.8338 **
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- 0.4431 **	- 0.5246 **
M.O.	0.5881 **	ns
N total	0.4755 **	ns
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ns	0.7685 **
P asimilable	ns	0.6509 **
CIC	0.4305 **	ns
K <sup>+</sup>	ns	0.4832 *
Mg <sup>2+</sup>	ns	0.4614 *
Ca <sup>2+</sup>	ns	- 0.4755 *

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

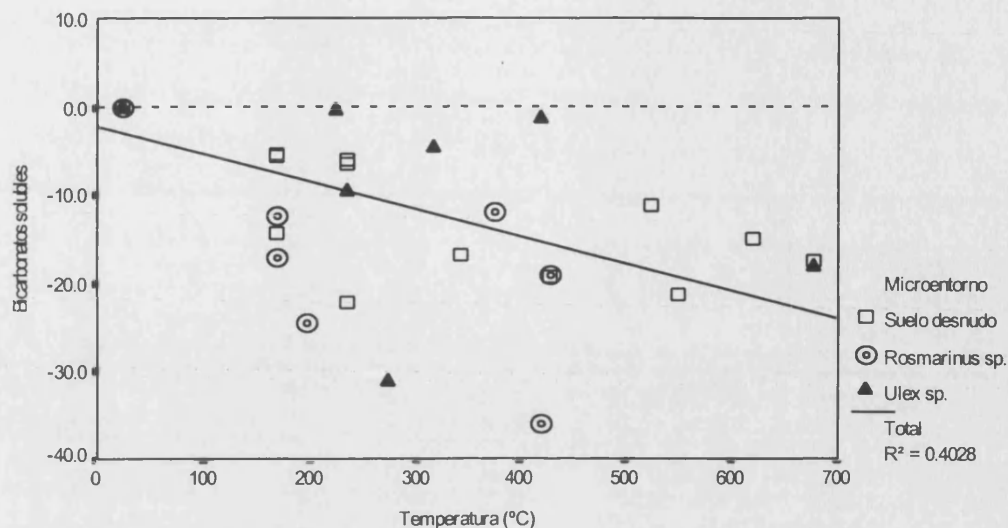


Figura 81. Variación de la concentración de bicarbonatos solubles (meq l<sup>-1</sup>) después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno en las parcelas de La Concordia

### 6.1.5. Materia orgánica

Antes del incendio experimental se observa que el porcentaje de materia orgánica es mayor en el microentorno "bajo planta" (alrededor del 12% de valor medio) que en el "suelo desnudo" (8.5% de valor medio), y las diferencias entre ellos son estadísticamente significativas (Tabla 59). Estas diferencias debidas al microentorno están en concordancia con los resultados encontrados en la bibliografía para diferentes tipos de ecosistemas (Tiedemann y Klemmedson, 1973; Hook *et al.*, 1991; Klemmedson, 1994, Bochet *et al.*, 1998). En un estudio llevado a cabo por Bochet *et al.* (1998), en una zona semiárida de la provincia de Valencia, se observa que la incorporación de materia orgánica al suelo bajo *Rosmarinus officinalis* es significativamente mayor que bajo *Anthyllis cytisoides*, debido a la mayor cantidad de hojarasca bajo *Rosmarinus* y a su regular incorporación en la matriz del suelo mediante los procesos de humificación y mineralización. Además la presencia de cualquiera de las tres especies estudiadas (*Rosmarinus officinalis*, *Stipa tenacissima* y *Anthyllis cytisoides*) ejerce una influencia positiva en la variación espacial del porcentaje en materia orgánica, el cual decrece significativamente a medida que aumenta la distancia desde el eje de la planta.

Como es conocido, la materia orgánica juega un importante papel en muchas de las propiedades químicas y físicas del suelo. En nuestro caso, parece ser que el contenido en materia orgánica es el principal factor responsable de la elevada CIC que presenta el

suelo de La Concordia, como se verá más adelante (apartado 6.1.9). En este suelo, se ha obtenido que el porcentaje de arcilla es relativamente bajo, con un valor medio del 11 %. Los datos del porcentaje de materia orgánica presentan una buena correlación lineal con el porcentaje de N total, con la concentración de P asimilable y con la CIC en el periodo anterior a la quema (Tabla 64). Se observa que aquellos puntos de muestreo localizados en el microentorno "suelo desnudo", con un contenido en materia orgánica entre un 5% y un 10%, presentan unos valores de N total que oscilan entre 0.3% y 0.4%, y una CIC entre 20 y 30  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , mientras que, en general, en el microentorno "bajo planta", con un contenido en materia orgánica entre el 10% y el 18%, se observan valores de N total entre el 0.4% y 0.7%, y una CIC que oscila entre 30 y 42  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ .

Tras el impacto del fuego, en los microentornos *BPRosmarinus* y "suelo desnudo", se observa un ligero incremento de los valores medios de materia orgánica, mientras que en el microentorno *BPUlex* se observa una pequeña disminución con respecto a los porcentajes previos a la quema (Tabla 59). Pero en cambio, si se analizan estas variaciones en función de la temperatura alcanzada en la superficie del suelo, se observa, en primer lugar, que no existe ningún tipo de correlación entre los valores de materia orgánica después del fuego y la temperatura, y, por otra parte, que en la mayoría de puntos de muestreo, existe un incremento de dicho porcentaje a partir de los 180°C (Figura 82), que puede ser debido al aporte de restos vegetales parcialmente carbonizados. Tan sólo en 5 puntos, de un total de 24, se observa una disminución del porcentaje de materia orgánica.

Este incremento generalizado del porcentaje de materia orgánica en las parcelas de La Concordia no concuerda con los resultados obtenidos en la experiencia de mufla llevada a cabo en condiciones de laboratorio, donde se observa una notable disminución a temperaturas superiores a 400°C. Sin embargo, en la experiencia de campo, se aprecia que para valores de temperatura entre 180° y 600°C, existe un incremento en el contenido de materia orgánica, hecho que puede ser debido, principalmente, como se ha comentado anteriormente, a la posible incorporación de restos vegetales parcialmente carbonizados al suelo, que como se ha visto en el capítulo de cenizas, estas presentan un contenido medio en materia orgánica de 6.19 % y 7.18% para los microentornos *BPUlex* y *BPRosmarinus*, respectivamente y de 6.993% para el microentorno "suelo desnudo".

Las correlaciones entre el porcentaje de materia orgánica y el porcentaje de N total y con la CIC, también existen después de la quema (Tabla 64), aunque se aprecian algunas diferencias con respecto al estado previo al fuego, fundamentalmente debidas a la disminución de los valores máximos de todas las variables en cuestión, como se verá en

los siguientes apartados, que denotan la existencia de la disminución del porcentaje de materia orgánica por los procesos de combustión durante el incendio.

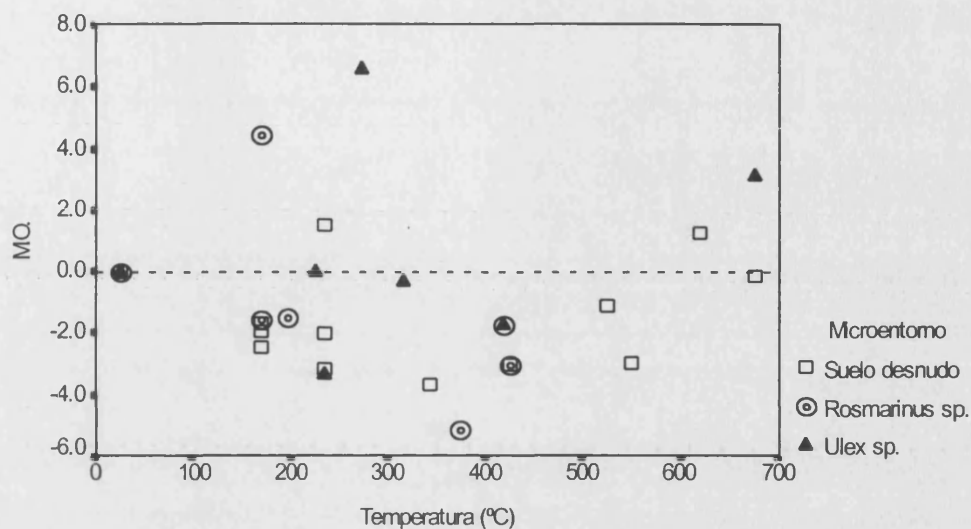


Figura 82. Variación en el contenido de materia orgánica (%) en función de la temperatura (°C) en las parcelas de La Concordia para cada tipo de microentorno

Tabla 64. Coeficientes de correlación significativos entre la materia orgánica y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n = 81)	Después del fuego (n = 24)
pH.	- 0.5733 **	ns
C.E.	0.3518 **	ns
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- 0.6568 **	ns
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.5881 **	ns
N total	0.7979 **	0.7635 **
P asimilable	0.3835 **	ns
CIC	0.6624 **	0.5417 **

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

### 6.1.6. Nitrógeno total

Al igual que en los casos anteriores, los valores de N total antes de la quema, son mayores en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo", siendo los valores medios observados del 0.5 y 0.3% respectivamente, y su diferencia es estadísticamente significativa (Tabla 59). Este hecho está en concordancia con los resultados obtenidos por varios autores (Barth, 1980; Hook *et al.*, 1991; Klemmedson, 1994) y muestra la influencia de la cobertura vegetal en los niveles de N y de C orgánico. Los valores de N mineral en el suelo de La Concordia son bajos y la mayoría del N total se encuentra en forma de N orgánico.

Los valores medios de N total, en función del microentorno, se mantienen prácticamente constantes después de la quema (Tabla 59) donde no se observan cambios significativos en sus porcentajes. No obstante, al igual que se he observado en el caso de la materia orgánica, al analizar los cambios del porcentaje de N total en función de la temperatura alcanzada durante el incendio experimental, se aprecian resultados contradictorios. Mientras la mayoría de los puntos representados en la Figura 83 se sitúan por debajo de la línea base, lo que indica que alrededor de los 200°C existe un incremento del contenido en N total, otro grupo de puntos denota la existencia de una disminución de este parámetro. Esta disminución del porcentaje de N total a partir de los 200°C está en concordancia con los resultados observados en la experiencia de mufla, pero ésta es sólo para una minoría de puntos, al igual que lo observado para la materia orgánica.

En incendios de intensidad moderada, puede producirse un incremento del contenido en materia orgánica y en N total en los primeros centímetros del suelo, como hemos constatado en algunos casos (Figuras 82 y 83), lo que concuerda con lo observado por otros autores (Christensen y Muller, 1975; Trabaud, 1983; Stock y Lewis, 1986), debido a la adición de material parcialmente quemado.

En el presente trabajo, aunque no existe una pérdida significativa del contenido de N total del suelo para todos los puntos de muestreo, si parece existir una transformación de las formas de N mineral, como se verá a continuación, y por lo tanto un incremento del N disponible para la vegetación. Además, a pesar de que no se han observado variaciones estadísticamente significativas ni para el contenido en materia orgánica ni para el porcentaje de N total, se ha observado que la relación C/N presenta un incremento en los tres microentornos después de la quema (Tabla 59).

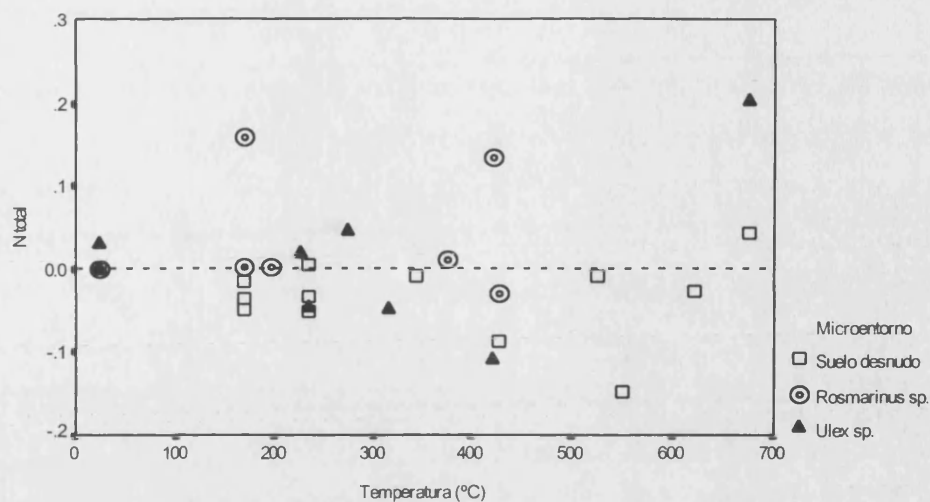


Figura 83. Variación del contenido de N total (%) en función de la temperatura (°C) en las parcelas de La Concordia para cada tipo de microentorno

#### 6.1.7 Nitrógeno mineral (amoniaco y nítrico)

Antes del incendio, la forma de nitrógeno mineral dominante en el suelo de La Concordia, en los tres microentornos, es el  $\text{N-NO}_3^-$ , con un porcentaje medio con respecto al contenido de N total del 0.63%. En cambio el porcentaje medio de  $\text{N-NH}_4^+$  con respecto al N total, antes de la quema, es del 0.086%. Para el  $\text{N-NH}_4^+$  no se observan diferencias entre los tres microentornos, en cambio, los niveles de  $\text{N-NO}_3^-$  en *BPUlex* presentan una diferencia estadísticamente significativa de los otros dos microentornos (Tabla 59). Mientras que, en los microentornos *BPRosmarinus* y "suelo desnudo", los niveles medios de  $\text{N-NH}_4^+$  son del orden de  $0.3 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ , las concentraciones medias de nitratos son 6 veces mayores. Esta diferencia es mucho más acentuada en el microentorno *BPUlex*, que por tratarse de una leguminosa y poseer una capacidad potencial de fijar N atmosférico, presenta un nivel medio de  $\text{N-NO}_3^-$ , 11 veces superior al de  $\text{N-NH}_4^+$  (Tabla 59).

Existen numerosos trabajos que demuestran que el fuego se comporta como un agente mineralizador de la materia orgánica del suelo, y estos efectos se reflejan en el presente estudio, además de en las propiedades anteriormente comentadas, en los valores de N mineral observados como consecuencia de la mineralización del N orgánico. Inmediatamente tras el paso del fuego, se invierte la dominancia de las formas de N mineral, de modo que se observa un claro incremento de las concentraciones medias de  $\text{N-NH}_4^+$  (que presenta un porcentaje medio con respecto al contenido de N total del 1.18%) y una notable disminución en los niveles medios de  $\text{N-NO}_3^-$  (con un valor medio

del 0.33% con respecto al N total después de la quema). La proporción de las formas de  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_3^-$  con respecto al N total, puede ser un dato más objetivo para comparar los resultados en los distintos microentornos y además puede ser una aproximación al conocimiento de la tasa de nitrificación del sistema (Rozé y Forgead, 1982).

El mayor incremento en las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  se observa en el microentorno *BPRosmarinus*, con un aumento medio de  $8.6 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ , seguido por el *BP Ulex*, cuyo incremento medio es de  $6.5 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ , y para el microentorno "suelo desnudo", dicho incremento es de  $5.7 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$  (Tabla 56). Si se analizan estas concentraciones con respecto al porcentaje de N total, se observa que el porcentaje de  $\text{N-NH}_4^+$  aumenta en 1.49%, 1.96% y 1.53% para *BP Ulex*, *BP Rosmarinus* y "suelo desnudo", respectivamente, en el muestreo realizado inmediatamente después de la quema (Tabla 65).

Tabla 65. Porcentaje de  $\text{N-NH}_4^+$  y de  $\text{N-NO}_3^-$  con respecto al contenido de N total en función del microentorno inmediatamente antes y después del fuego

Microentorno	% $\text{N-NH}_4^+$			% $\text{N-NO}_3^-$		
	Antes	Después	Diferencia	Antes	Después	Diferencia
<i>BP Ulex</i>	0.079	1.579	1.493	0.976	0.455	0.521
<i>BP Rosmarinus</i>	0.086	2.038	1.959	0.390	0.083	0.307
Suelo desnudo	0.092	1.618	1.526	0.517	0.285	0.228

El aumento en las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  parece ser debido, principalmente, a la transformación del N orgánico en N amoniacal por efecto de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo durante el incendio, aunque no hay que descartar que otras posibles causas de este incremento sean debidas al aporte directo de las cenizas y a los procesos de amonificación de la materia orgánica (Christensen, 1973; Dunn et al., 1979; Polglase et al., 1986; Covington y Sackett, 1986).

En la Figura 84 se aprecia claramente que a medida que aumenta la temperatura, se produce un incremento en las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$ , sobre todo en el rango de los  $180^\circ\text{C}$  hasta los  $420^\circ\text{C}$ , y, como se ha comentado anteriormente, este aumento es mayor en el microentorno *BPRosmarinus*. A partir de los  $420^\circ$  y hasta los  $677^\circ\text{C}$  los valores medidos corresponden, principalmente, al microentorno "suelo desnudo", con un aumento alrededor de  $8 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$  y, puntualmente, se ha detectado un incremento de 15 unidades en el microentorno *BP Ulex*.

Estos resultados están en concordancia con los observados en la experiencia del calentamiento artificial del suelo, donde se aprecia un incremento del amonio en el suelo entre los  $200^\circ$  y  $300^\circ\text{C}$  asociado con una disminución del N total, lo que corrobora la

hipótesis de que este aumento en las concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  se produce como consecuencia de la transformación del N orgánico en N amoniacal.

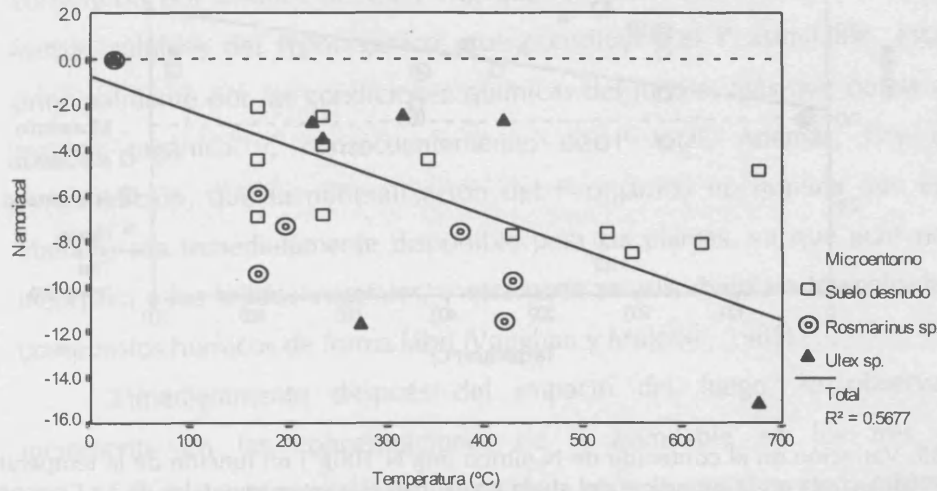


Figura 84. Variación en el contenido de N-amoniacal ( $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada en la superficie del suelo en las parcelas experimentales de La Concordia para cada tipo de microentorno. Coeficiente de correlación = 0.7547

Por lo que respecta a las variaciones en las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  tras el impacto del fuego, se observa que las mayores disminuciones corresponden a los microentornos "bajo planta", que oscilan entre 1.4 y 2.3  $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$  de valores medios, para BP *Rosmarinus* y BP *Ulex* respectivamente, mientras que el "suelo desnudo" la disminución media es sólo de 0.66 unidades (Tabla 59). La disminución de la proporción de  $\text{N-NO}_3^-$  con respecto al N total, después de la quema, es de 0.52%, 0.31% y 0.23% para BP *Ulex*, BP *Rosmarinus* y "suelo desnudo", respectivamente (Tabla 65).

La correlación lineal entre la temperatura y las variaciones en las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 85) muestra que, en general, la mayor disminución se localiza entre los 180° y 300°C, aunque existen disminuciones mayores y puntuales a los 440°C y 600°C. Como se ha comentado en capítulos anteriores, las altas temperaturas que se alcanzan durante un incendio pueden provocar, por un lado, pérdidas de N nítrico por volatilización, y por otro lado, puede producirse la esterilización momentánea de la población microbiana del suelo, por lo que inmediatamente después del fuego puede haber una inhibición de los procesos de amonificación y nitrificación. Estos resultados también están en concordancia con los obtenidos en la experiencia de mufla, en la que se ha detectado un descenso de la concentración de nitratos a partir de los 150°C y una disminución del 87.5% entre los 200° y 250°C.



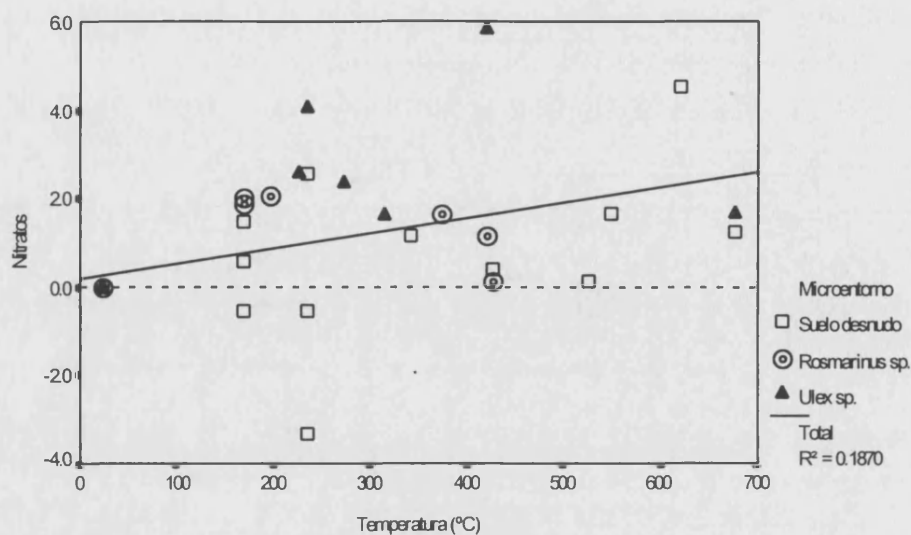


Figura 85. Variación en el contenido de N-nítrico ( $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada en la superficie del suelo en las parcelas experimentales de La Concordia para cada tipo de microentorno

### 6.1.8. Fósforo asimilable

No existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de P asimilable entre los tres microentornos antes de la quema, aunque su concentración en el microentorno BPRosmarinus, es ligeramente superior ( $0.2 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ ) a la de los otros microentornos (Tabla 59). El P asimilable antes de la quema está correlacionado lineal y positivamente con la materia orgánica, CIC y el N total, como se puede observar en la Tabla 66.

El hecho de que el fósforo sea un nutriente limitante en la mayoría de suelos de este tipo de ecosistemas, no se debe a su contenido, - que en términos absolutos es elevado, si se compara con las necesidades de las plantas -, sino a su baja disponibilidad, dado que en la mayoría de los suelos, la cantidad de P asimilable es muy baja y raramente supera el 0.01% del P total del suelo (Brady, 1984). Aunque su disponibilidad para los organismos es muy baja, la mineralización del P orgánico constituye la principal fuente de P asimilable en este tipo de suelos. En la Figura 86 se observa que, en general, para gran parte del conjunto de muestras, el contenido de P asimilable antes del incendio oscila dentro de un rango comprendido entre  $0.001$  y  $1.5 \text{ mg P } 100\text{g}^{-1}$ , en cambio, los valores de materia orgánica son claramente inferiores para las muestras de "suelo desnudo" (entre el 5 y 10%), mientras que en los microentornos "bajo planta", la mayoría de los valores de materia orgánica se sitúan entre el 10 y 16%.

Por lo tanto, a pesar de que se ha observado una correlación positiva entre el P asimilable y el porcentaje de materia orgánica, en el suelo rendsico de La Concordia, ligeramente alcalino y saturado en Ca y Mg, es muy probable que el P inorgánico esté constituido por fosfatos de Ca y Mg que son de baja solubilidad. De este modo, las formas solubles del P inorgánico, que constituyen el P asimilable, están controladas principalmente por las condiciones químicas del medio, más que por la abundancia de materia orgánica y, consecuentemente, de P total. Además, hay que tener en consideración, que la mineralización del P orgánico no implica que el P inorgánico liberado sea inmediatamente disponible para las plantas, ya que gran parte de éste se incorpora a los tejidos vegetales, y otra parte es adsorbido en los coloides de arcillas y compuestos húmicos de forma lábil (Vaughan y Malcom, 1985).

Inmediatamente después del impacto del fuego, se observa un acusado incremento en las concentraciones de P asimilable en los tres microentornos, probablemente debida a la combustión de la materia orgánica y a la mineralización del P orgánico como consecuencia de las temperaturas alcanzadas (Tabla 59). Este incremento de P asimilable, según Ploglase *et al.* (1986) se justifica por la oxidación química de la materia orgánica y por cambios debidos a la alteración por el calor de la fracción inorgánica. Los valores medios de P asimilable aumentan en 3.87 y 3.40 mg 100g<sup>-1</sup> en los microentornos BPUlex y "suelo desnudo", respectivamente, pero el mayor incremento se observa en BPRosmarinus, cuyos valores medios doblan a los anteriores, con un incremento de 6.80 mg 100g<sup>-1</sup>.

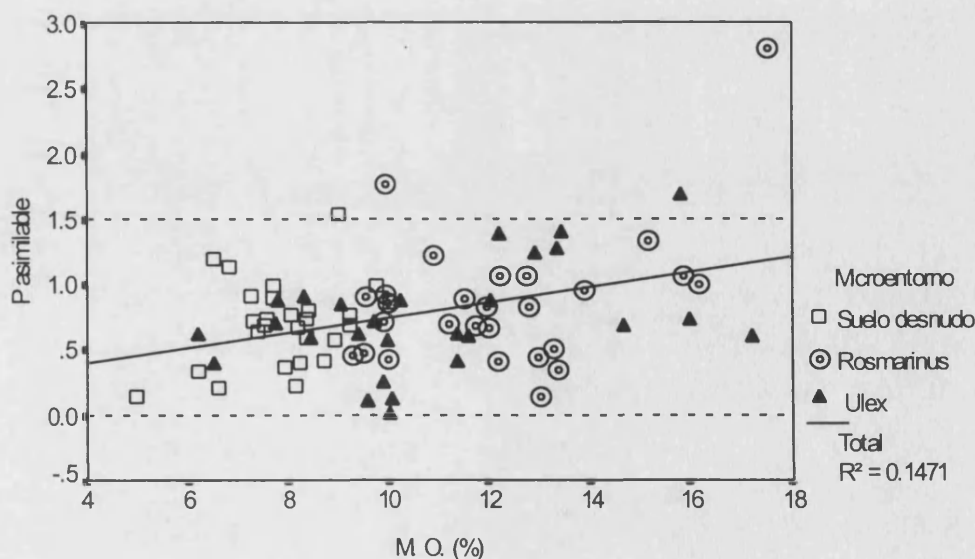


Figura 86. Relación P asimilable (mg 100g<sup>-1</sup>) y contenido en materia orgánica (%) antes de la quema en función del microentorno en las parcelas de La Concordia

Las variaciones en las concentraciones de P asimilable debidas al impacto del fuego, denotan la existencia de una correlación lineal con la temperatura (Tabla 66). A partir de los 180°C, la gran mayoría de los puntos representados en el gráfico de la Figura 87, se sitúan por debajo de la línea base, lo que supone que ha habido un incremento en los niveles de P asimilable, y se aprecia una tendencia lineal a que dichos valores aumenten a medida que lo hace la temperatura. En general, los mayores aumentos se observan para el microentorno *BPRosmarinus*, como, por ejemplo, los incrementos puntuales entre 12 y 10 unidades, a los 200° y 420°C, respectivamente.

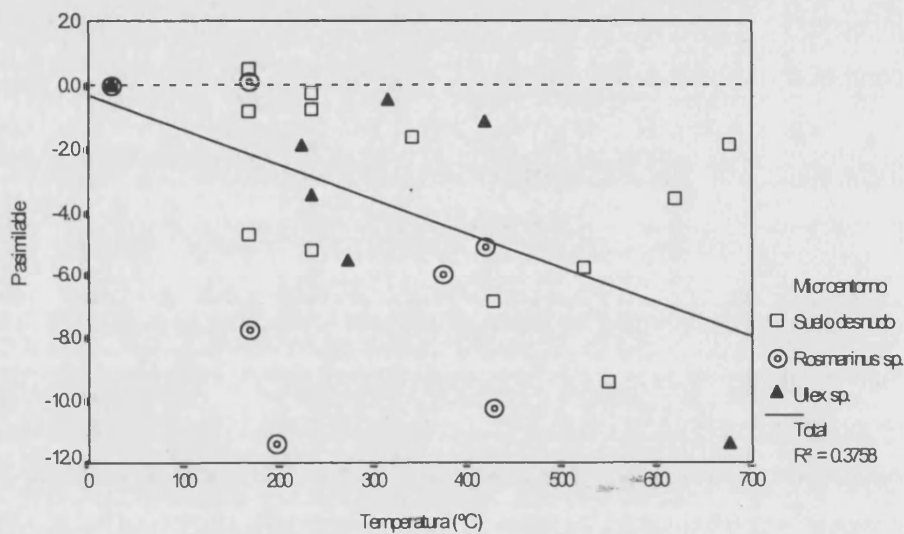


Figura 87. Variación en el contenido de P asimilable (mg P 100g<sup>-1</sup>) en función de la temperatura (°C) alcanzada en la superficie del suelo en las parcelas de la Concordia para cada tipo de microentorno

De igual modo que lo expuesto para las variables materia orgánica, N total y ambas formas de N mineral, el comportamiento del P asimilable observado en las muestras procedentes del incendio experimental sigue la misma tendencia que los resultados obtenidos en la experiencia de mufla, donde se ha descrito que hasta los 300°C, incrementos de temperatura, relativamente pequeños, provocan aumentos significativos de P asimilable y a medida que sigue aumentando la temperatura también aumenta este elemento.

Por otra parte, las relaciones lineales observadas antes de la quema desaparecen inmediatamente después del fuego, y en cambio se observan correlaciones lineales significativas del P asimilable con: la conductividad eléctrica, los bicarbonatos solubles, el N amoniacal y los porcentajes de K, Mg y Ca intercambiables (Tabla 66). Estas correlaciones, excepto la del Ca, indican que, como consecuencia del impacto del fuego,

se ha producido una mineralización de los compuestos orgánicos que implican la liberación de estos iones, como se ha mencionado en los apartados anteriores. En cambio, con respecto al Ca, se observa que la correlación con el P asimilable es negativa. Este hecho podría ser debido a que el P asimilable, formado por la acción del fuego, se inmovilice con el ion  $\text{Ca}^{2+}$ , al formar compuestos poco solubles, como los fosfatos cálcicos.

Tabla 66. Coeficientes de correlación significativos entre el P asimilable y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n=81)	Después del fuego (n= 24)
Temperatura	-	0.6420 **
C.E.	ns	0.8096 **
$\text{CO}_3^-$	- 0.2716 *	ns
$\text{HCO}_3^-$	ns	0.6509 **
M.O.	0.3835 **	ns
N total	0.3728 **	na
$\text{NH}_4^+$	ns	0.8160 **
$\text{NO}_3^-$	ns	- 0.4085 *
CIC	0.2945 **	ns
$\text{K}^+$	ns	0.4776 *
$\text{Mg}^{2+}$	ns	0.4844 *
$\text{Ca}^{2+}$	ns	- 0.4791 *

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

#### 6.1.9. Capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases de cambio

Los valores medios de la CIC antes de la quema muestran la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los microentornos "bajo planta" y "suelo desnudo". Estos valores de la CIC son entre 5 y 7  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  más elevados en *BPUlex* y *BPRosmarinus*, respectivamente, que en el "suelo desnudo". Como se ha comentado en el epígrafe 6.1.5 (Materia orgánica), en el suelo de La Concordia existe una buena correlación entre los valores de materia orgánica y la CIC (Tabla 64), y parece ser que ésta es la principal responsable de los valores de CIC elevados, fundamentalmente en el microentorno "bajo planta". La existencia de las correlaciones negativas del porcentaje de arcilla con la CIC y con la materia orgánica (Tabla 67), refuerza este supuesto.

Sin embargo, es aparentemente anómala la correlación negativa entre la CIC y el porcentaje de arcilla, por lo que para clarificar esta relación y para conocer las diferencias

no atribuibles a la materia orgánica entre los parámetros implicados en la capacidad de intercambio, se han analizado las relaciones CIC/M.O. y Arcilla/M.O. De este modo se pueden establecer comparaciones entre los valores de CIC de las muestras, minimizando el efecto de la materia orgánica, aunque no presenten el mismo contenido de ésta. En las Figuras 88 y 89 se representan estas correlaciones para los muestreos inmediatamente antes y después de la quema. En ambos casos se observa que a medida que se incrementa la relación Arcilla/M.O. también aumentan los valores de la relación CIC/M.O. Por lo tanto si se elimina el efecto del factor "materia orgánica", se observa que a medida que aumenta el contenido en arcilla también incrementan los valores de la CIC.

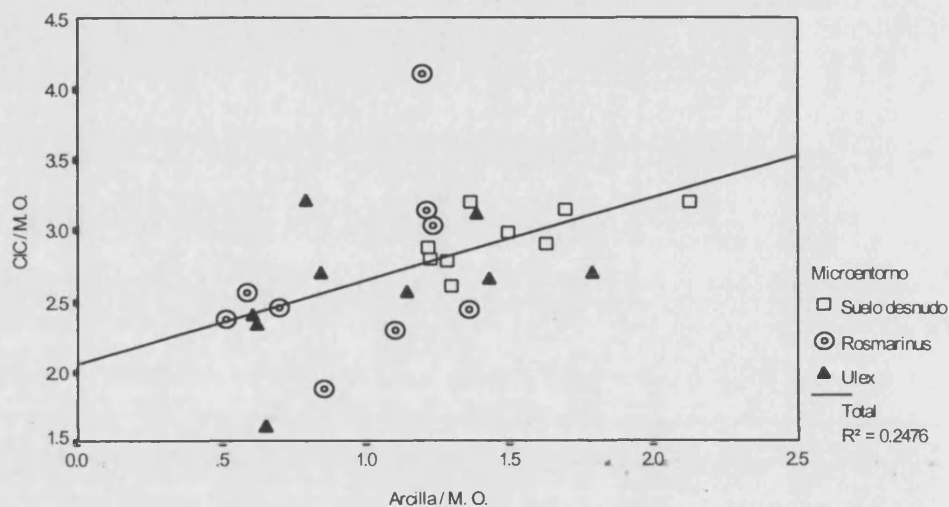


Figura 88. Relación arcilla/M.O. frente a CIC/M.O. antes de la quema en función del microentorno en las parcelas de La Concordia

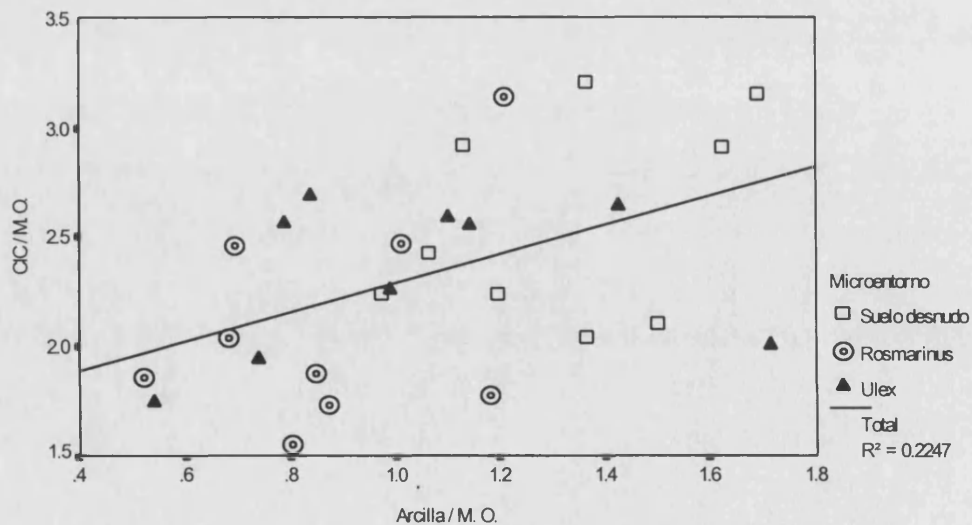


Figura 89. Relación arcilla/M.O. frente a CIC/M.O. después de la quema en función del microentorno en las parcelas de La Concordia

Inmediatamente tras el impacto del fuego, las diferencias existentes entre microentornos desaparecen y se observa una disminución en los valores medios de la CIC, principalmente por lo que respecta al microentorno "bajo planta" (entre 5.7 y 6.96  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), mientras que en el "suelo desnudo" apenas existe variación de estos valores (Tabla 59). Dicha disminución, es debida a la combustión de la materia orgánica durante el incendio, como se ha mencionado en el epígrafe 1.5 de este capítulo. Además, como se refleja en la Figura 90, la CIC muestra una tendencia a disminuir a medida que se incrementa la temperatura, a partir de los 180°C. En cambio, en algunos casos, que corresponden al microentorno "suelo desnudo", se aprecia un incremento que oscila entre 3  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  a los 180°C y 6  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  a los 550°C. En general, a excepción de este último caso, el comportamiento de la CIC muestra un tendencia similar a la descrita en la experiencia de mufla, donde a temperaturas inferiores a 200°C tan sólo se observan ligeras variaciones, pero a partir de los 300°C se acentúa la disminución, y a los 700°C la disminución de la CIC es de un 70% con respecto a los valores iniciales.

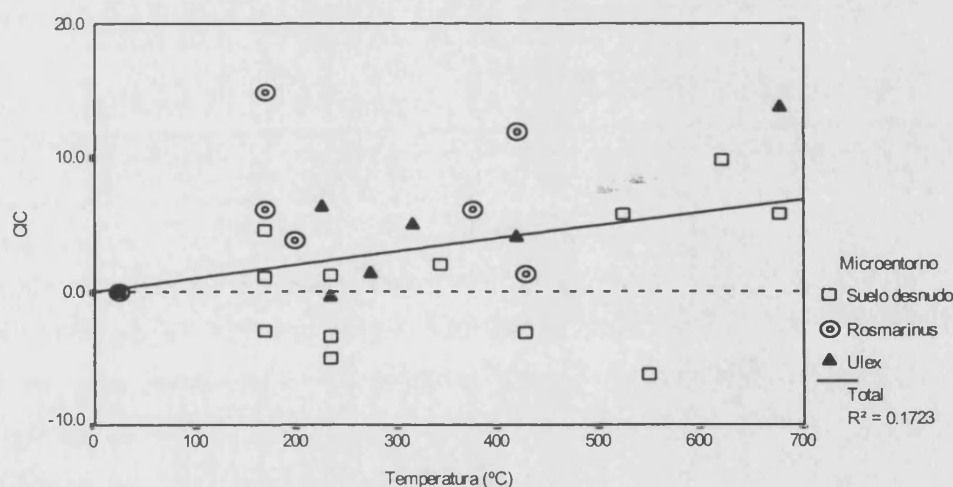


Figura 90. Variación en la CIC ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada en la superficie del suelo en las parcelas de la Concordia para cada tipo de microentorno

A la vista de los resultados observados, los cambios en la CIC pueden ser debidos a diferentes causas. Por un lado, a la variación en el contenido de materia orgánica, que en caso de disminuir y teniendo en cuenta que este suelo presenta una textura gruesa, puede provocar que el exceso de cationes provenientes de las cenizas no puedan ser retenidos. En cambio, en aquellos puntos donde la combustión de la vegetación es incompleta, se produce un incremento del porcentaje de materia orgánica que supone, probablemente, un aumento de la CIC y de los cationes adsorbidos. Por otro lado, las transformaciones cualitativas de la materia orgánica, que dependen de su grado de

oxidación durante el incendio, pueden modificar los radicales donde tiene lugar el proceso de intercambio catiónico, y, por lo tanto, pueden provocar una disminución de la CIC.

Tabla 67. Coeficientes de correlación significativos entre la CIC y las otras variables antes y después del fuego

	Antes del fuego (n=81)	Después del fuego (n= 24)
Arcilla	- 0.5280 **	- 0.4830 **
pH	- 0.4358 **	ns
C.E.	0.2829 *	ns
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	- 0.5795 **	- 0.6896 **
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.4305 **	ns
M.O.	0.6624 **	0.5417 **
N total	0.7243 **	0.6019 **
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.2431 *	ns
P asimilable	0.2945 **	ns
Na <sup>+</sup>	- 0.2988 **	- 0.5632 **
K <sup>+</sup>	ns	- 0.4410 **
Mg <sup>2+</sup>	ns	ns
Ca <sup>2+</sup>	ns	0.4354 *

\* Nivel de significación 0.01

\*\* Nivel de significación 0.05

ns No significativo

Por lo que respecta a las bases de cambio, el porcentaje de cada catión con respecto a la CIC, nos permite comparar las diferentes muestras a pesar de tener diferentes valores de CIC. Antes de la quema, existen diferencias significativas entre los valores medios de los microentornos "bajo planta" y "suelo desnudo" para el K<sub>i</sub>, Mg<sub>i</sub> y Ca<sub>i</sub>, mientras que en el caso del Na<sub>i</sub>, no se aprecian tales diferencias. Los valores medios del porcentaje de K<sub>i</sub> y Mg<sub>i</sub> son más elevados en el microentorno "bajo planta" (valores medios alrededor del 5% y 14%, respectivamente) que en el "suelo desnudo" (valores medios de 3.7% para el K<sub>i</sub> y de 11% para el Mg<sub>i</sub>). En cambio, el Ca<sub>i</sub> muestra los valores más elevados en el "suelo desnudo", con un 83.5% de media, frente al 79.5% de los microentornos "bajo planta" (Tabla 59).

Inmediatamente después del fuego, se produce un incremento en todos los porcentajes de bases, excepto en el Ca<sub>i</sub>, que disminuye. No se observan las diferencias estadísticamente significativas entre microentornos que existían previas a la quema, excepto en el caso del Ca<sub>i</sub>, donde a pesar de que existe una disminución de sus porcentajes en los tres microentornos, todavía persiste la diferencia entre "suelo desnudo" y "bajo planta" (Tabla 59).

Estos incrementos, debidos al impacto del fuego y a la consecuente liberación de bases que probablemente formaban parte del complejo arcillo-húmico, se ven claramente reflejados en las Figuras 91, 92 y 93, donde se observa que para el  $\text{Na}_i$  el  $\text{K}_i$  y el  $\text{Mg}_i$  se produce un incremento de sus valores a partir de los  $180^\circ\text{C}$ , que siguen una tendencia lineal hasta los  $677^\circ\text{C}$ . En general, los mayores aumentos se observan entre los  $180^\circ$  y los  $420^\circ\text{C}$  en el caso de los cationes monovalentes. En cambio, el  $\text{Mg}_i$  presenta los mayores aumentos entre los  $180^\circ$  y  $260^\circ\text{C}$  para el microentorno "bajo planta", mientras que, generalmente, en el "suelo desnudo" los mayores incrementos se sitúan a partir de los  $500^\circ\text{C}$ . En el caso del  $\text{Ca}_i$  (Figura 94), se observa una tendencia global a disminuir sus porcentajes a medida que aumenta la temperatura.

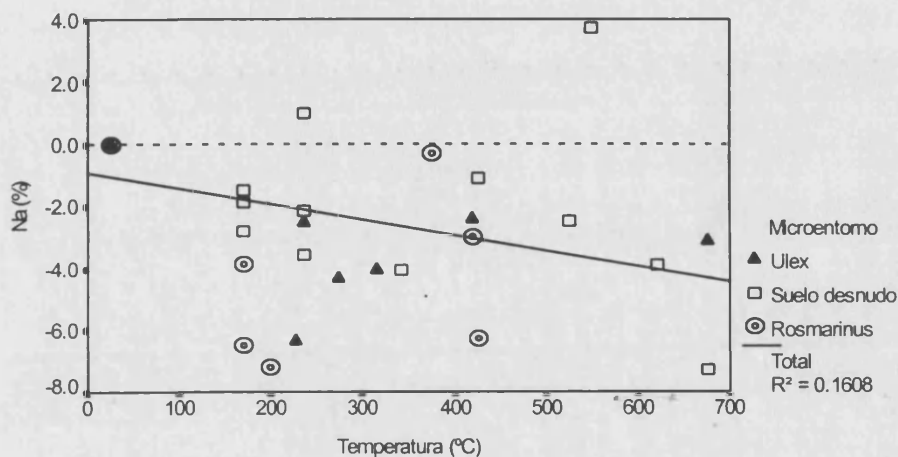


Figura 91. Variación del  $\% \text{Na}_i$  después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno en las parcelas de La Concordia. Coeficiente de correlación  $r = 0.5560$

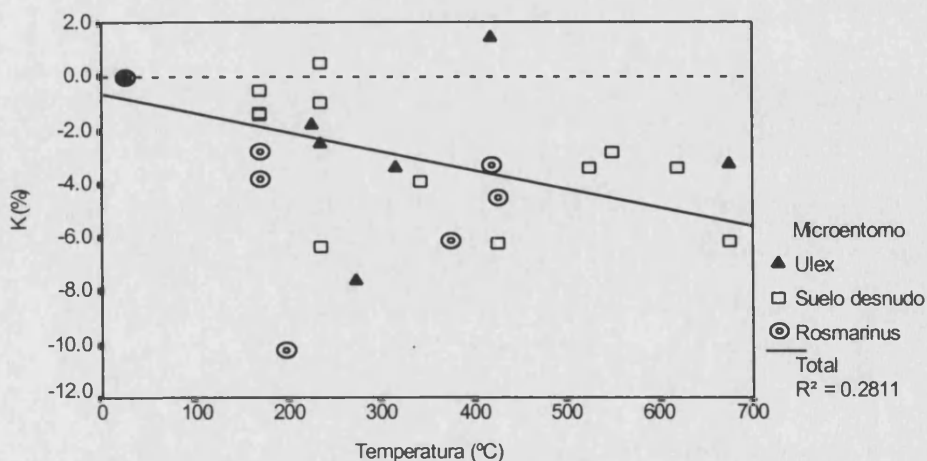


Figura 92. Variación del  $\% \text{K}_i$  después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno en las parcelas de La Concordia. Coeficiente de correlación  $r = 0.5349$



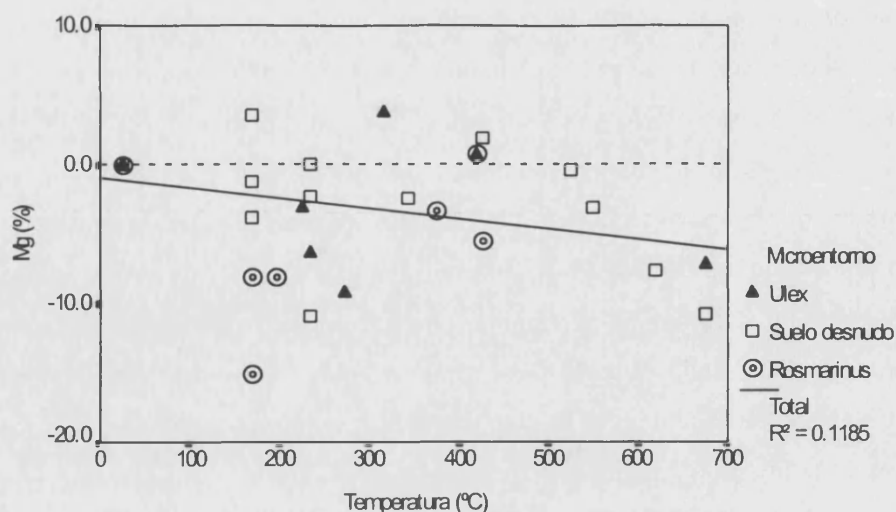


Figura 93. Variación del % Mg<sub>i</sub> después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno en las parcelas de La Concordia. Coeficiente de correlación  $r = 0.4370$

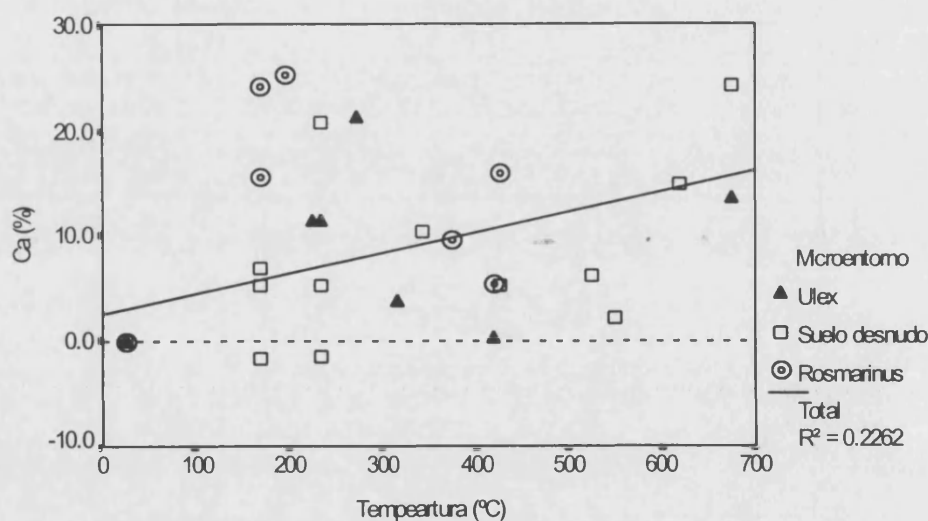


Figura 94. Variación del % Ca<sub>i</sub> después del fuego en función de la temperatura alcanzada para cada tipo de microentorno en las parcelas de La Concordia. Coeficiente de correlación  $r = -0.4706$

Por lo que respecta a las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo, se ha observado que es a partir de los 170°-200°C cuando se cuantifican aumentos o disminuciones de las variables analizadas, que en general presentan una correlación lineal significativa con la temperatura, a excepción de los porcentajes de carbonatos, materia orgánica y de N total. En general, a partir de los 170°-200°C se produce una ligera disminución del pH en los tres microentornos aunque es más acusada en el "suelo desnudo", así como también disminuyen el porcentaje de carbonatos en los microentornos BPUlex y "suelo desnudo", y las concentraciones de nitratos y la CIC, sobre todo en los microentornos BPUlex y BPRosmarinus. En cambio, a partir de estos

mismos valores de temperatura, se ha observado un incremento de la conductividad eléctrica que es mayor en "bajo planta" que en "suelo desnudo", como consecuencia de los incrementos de las concentraciones de bicarbonatos solubles, de N amoniacal, de P asimilable y las de los cationes intercambiables, a excepción del  $\text{Ca}^{2+}$ .

Por lo tanto, a la vista de los resultados observados del efecto del fuego sobre las propiedades químicas del suelo en función del microentorno, podemos decir que como consecuencia de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo se modifican notablemente los valores de dichas propiedades en los puntos medidos. Este hecho puede jugar un papel importante en el establecimiento de nuevas especies vegetales, especialmente de aquellas que son obligatoriamente germinadoras, dado que pueden ver favorecida su germinación en aquellos puntos ricos en nutrientes fácilmente disponibles, presentando así una ventaja relativa con respecto a las especies competidoras de carácter rebrotador.

Existen numerosos trabajos que estudian la capacidad de rebrote, germinación, supervivencia y reproducción distintas especies vegetales tras el paso del fuego (Papió, 1988). Las especies anuales y herbáceas, en la primera estación de crecimiento después del fuego, se benefician del incremento en la disponibilidad de nutrientes y de la ausencia de competidores (Kutiel et al 1990). Pero además, la germinación de estas especies depende de otros factores ambientales como el agua disponible en el suelo. En ecosistemas mediterráneos, la cantidad y la distribución anual de las precipitaciones son los principales factores que determinan la tasa de germinación y de crecimiento (Mitrakos, 1980; Kutiel et al., 1990).

Por lo que respecta a la recolonización del área incendiada por especies de carácter rebrotador, López Valiente (1997) llevó a cabo un estudio en las mismas parcelas experimentales de La Concordia, en el que realizó un seguimiento de la capacidad de rebrote de *Rhamnus lycioides* y *Globularia alypum*, en relación con la intensidad del fuego y con la biomasa inicial de cada una de dichas especies. Este estudio concluye que la supervivencia de *Rhamnus lycioides* es más elevada que la de *Globularia alypum*. Sin embargo, mientras que la supervivencia de la primera especie era independiente del grado de intensidad de fuego, *Globularia alypum* a mayor temperatura presentaba mayor mortalidad. La capacidad rebrotadora de *Rhamnus lycioides* dependía tanto del tamaño inicial de planta antes de la quema como de la temperatura a la que ardió, mientras que en el caso de la segunda especie, dicha capacidad sólo dependía de la biomasa inicial del individuo antes del incendio. Esta autora observó que la fenología del rebrote para estas especies, parece ser independiente de la cantidad de lluvia que recibe el suelo después del fuego.

## 6.2. PORTA-COELI

Como se ha comentado en capítulos anteriores, la cantidad de biomasa y su distribución tienen un efecto clave en la intensidad del fuego y en las temperaturas que se alcanzan en la superficie del suelo. Se ha observado que existen amplias variaciones de la temperatura entre cortas distancias (incluso inferiores a 1 m), y también que la presencia o ausencia de vegetación tiene una clara influencia en las propiedades químicas del suelo. Por lo tanto, cabe esperar que la existencia de estas variaciones implique cambios en la distribución espacial de los valores de las propiedades químicas del suelo en el ámbito de la parcela tras el paso del fuego.

En la parcela experimental de Porta-Coeli se ha estudiado el grado de autocorrelación espacial para las propiedades del suelo que presentan una mayor influencia en el desarrollo de la vegetación en ambientes mediterráneos, y que son consideradas como factores limitantes del crecimiento vegetal. Se ha realizado un estudio comparativo para las siguientes propiedades del suelo, antes y después del fuego experimental: humedad equivalente (como medida indirecta de la capacidad de campo), materia orgánica, nitrógeno total, nitrógeno mineral (amoniaco y nítrico) y fósforo asimilable. Se ha utilizado el análisis geoestadístico para conocer el grado de autocorrelación entre cada una de las variables medidas en cada uno de los puntos de muestreo, para analizar su distribución espacial y para definir el semivariograma. Por otra parte, también se ha empleado la estadística paramétrica con el fin de conocer y cuantificar la existencia de diferencias entre las propiedades del suelo antes y después del fuego, y entre los distintos rangos de temperaturas establecidos.

### 6.2.1. Estudio comparativo de las propiedades del suelo antes y después del fuego

Del mismo modo que en el caso de La Concordia, en la parcela quemada de la estación experimental de Porta-Coeli, se han analizado las diferencias en las propiedades del suelo antes y después del fuego teniendo en cuenta los dos tipos de microentornos (bajo planta y suelo desnudo). En la Tabla 68 se presentan los valores medios de las variables analizadas teniendo en cuenta el microentorno. En todos los casos estudiados, los valores más elevados de estas propiedades corresponden a las muestras tomadas en "bajo planta". Se observa que existen diferencias estadísticamente significativas entre "suelo desnudo" y "bajo planta" tanto antes como después de la quema para todas las

variables, excepto en el caso del P asimilable antes de la quema y el contenido en nitratos después del fuego.

Tabla 68. Valores medios de las propiedades del suelo antes y después de la quema en función del microentorno en la parcela de Porta-Coeli

	Antes del fuego		Después del fuego	
	BP	SD	BP	SD
Humedad Equivalente (%)	27.11 a	24.56 b	29.77 a	27.39 b
M. O. (%)	8.70 a	6.51 b	9.24 a	7.22 b
N total (%)	0.35 a	0.28 b	0.371 a	0.312 b
N mineral (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	1.57 a	1.00 b	2.32 a	1.87 b
N-NH <sub>4</sub> (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.85 a	0.51 b	1.66 a	1.21 b
N-NO <sub>3</sub> (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.72 a	0.49 b	0.66 a	0.63 a
P asimilable (mg P 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.68 a	0.45 a	1.61 a	0.89 b

BP: "bajo planta". SD: "suelo desnudo"

Valores medios con letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas en el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Todas las variables analizadas tanto antes como después de la quema presentan una distribución aproximadamente normal, a excepción del N amoniacal, N nítrico y el P asimilable, por lo que se ha realizado la transformación logarítmica de éstas antes de realizar el análisis de la varianza, para normalizar los datos. En la Tabla 69 se observa que, exceptuando el P asimilable (antes y después del fuego) y el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> después del fuego, las demás variables analizadas presentan valores similares de sus medias y medianas, y los coeficientes de variación son relativamente bajos, por lo que las medidas de tendencia central no parecen estar dominadas por los valores extremos.

Tabla 69. Estadística descriptiva para las variables analizadas en el suelo de la parcela de Porta-Coeli antes y después de la quema

	Hum. Equiv.		M.O.		N total		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		P asimilable	
	AF	DF	AF	DF	AF	DF	AF	DF	AF	DF	AF	DF
N	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Media	25.93	28.74	7.69	8.32	0.32	0.34	0.69	1.47	0.62	0.65	0.58	1.29
Mediana	25.81	28.60	7.73	8.02	0.32	0.34	0.62	1.07	0.46	0.61	0.38	0.86
Desv.Std, <sup>a</sup>	2.78	3.21	2.16	2.25	0.07	0.07	0.38	1.06	0.52	0.35	0.73	1.42
CV (%) <sup>b</sup>	10.77	11.17	28.08	27.04	21.87	20.58	55.07	72.10	83.87	53.84	42.34	110
Mínimo	20.78	21.90	3.87	3.95	0.17	0.20	0.12	0.31	0.009	0.004	0.001	0.01
Máximo	33.61	37.00	15.31	13.70	0.54	0.55	2.20	5.78	2.09	1.65	4.14	6.27
Skewness	0.018	0.18	0.56	0.24	0.35	0.47	1.89	2.15	1.28	0.47	2.84	2.27
Kurtosis	-0.504	-0.16	0.71	-0.71	0.42	-0.10	4.30	5.18	1.11	0.08	9.90	4.58
Varianza	7.774	10.31	4.67	5.06	0.005	0.006	0.15	1.12	0.27	0.125	0.54	2.02
K-S	>0.20	>0.20	>0.20	>0.2	>0.20	>0.20	0.00 <sup>c</sup>	0.00 <sup>c</sup>	0.00 <sup>c</sup>	>0.20	0.00 <sup>c</sup>	0.00 <sup>c</sup>
Levene test <sup>d</sup>	0.296		0.481		0.552		0.047 <sup>e</sup>		0.052 <sup>e</sup>		0.10 <sup>e</sup>	

<sup>a</sup> Desviación estándar; <sup>b</sup> Coeficiente de variación; <sup>c</sup> Datos distribuidos no normalmente; <sup>d</sup> Test de Levene para comprobar homogeneidad de varianzas; <sup>e</sup> Cálculos realizados en variables transformadas a  $\ln$

El análisis de la ANOVA refleja la existencia de diferencias estadísticamente significativas para la mayoría de las propiedades del suelo analizadas antes y después del fuego, excepto para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tabla 70) (Anexo 8).

Tabla 70. Diferencias entre los valores medios de las propiedades del suelo antes y después del fuego en la parcela de Porta-Coeli

	Antes del fuego	Después del fuego
Humedad Equivalente (%)	25.83 a	28.64 b
M. O. (%)	7.60 a	8.23 b
N total (%)	0.317 a	0.341 b
N mineral (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	1.28 a	2.09 b
N-NH <sub>4</sub> (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.67 a	1.44 b
N-NO <sub>3</sub> (mg N 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.61 a	0.64 a
P asimilable (mg P 100g <sup>-1</sup> suelo)	0.56 a	1.25 b

Valores medios con letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas en el test de Tukey . Nivel de significación de 0.05

La humedad equivalente aumenta tras el paso del fuego, pasando de un 25.8% de valor medio a un 28.6%. En la Figura 95 se observa que la mayoría de los puntos del gráfico de dispersión se encuentran por debajo de la línea base, para el rango de temperaturas observado, lo cual indica que existe un incremento de este parámetro. Del mismo modo, se observa que el contenido medio de materia orgánica (Tabla 70) experimenta un ligero incremento (del 7.6% al 8.23%), probablemente debido a la incorporación de restos vegetales parcialmente carbonizados, aunque existe un considerable número de puntos donde se ha detectado una disminución con respecto a los valores iniciales (Figura 96).

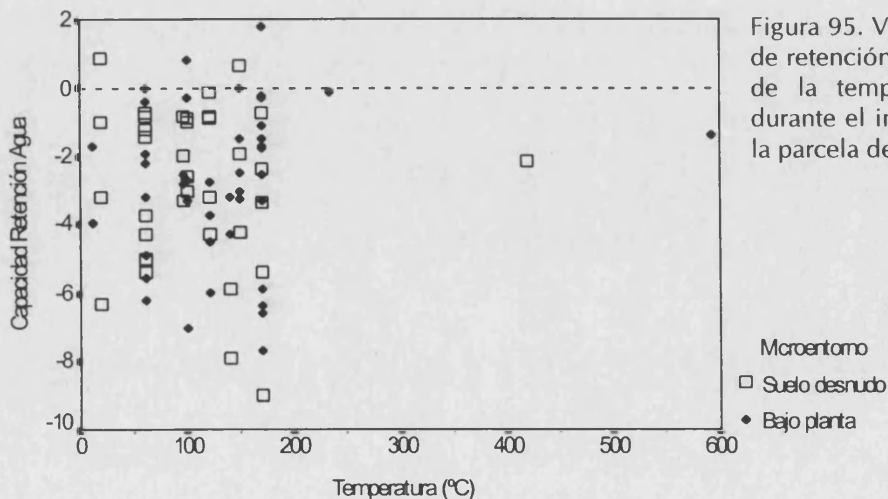


Figura 95. Variación de la capacidad de retención de agua (%) en función de la temperatura (°C) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli

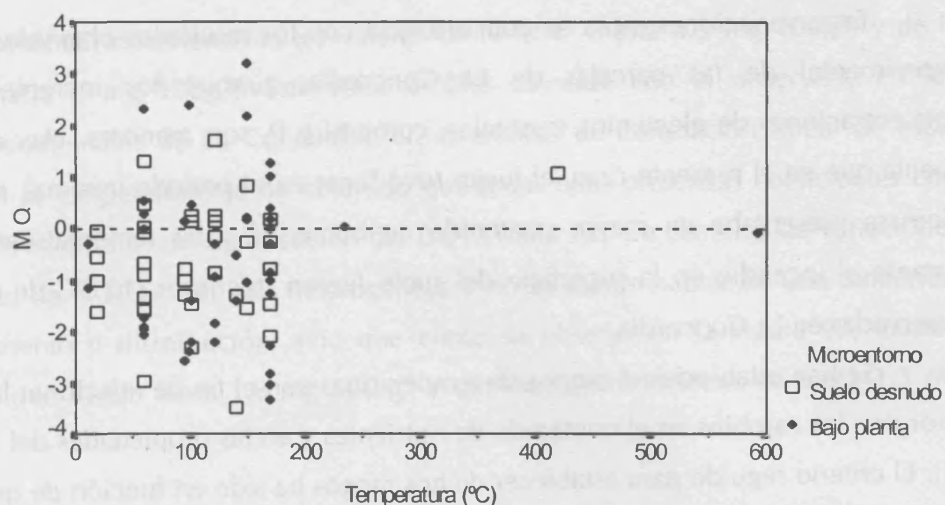


Figura 96. Variación del contenido en materia orgánica (%) en función de la temperatura (°C) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli

El contenido medio de N total no presenta ninguna variación apreciable (Tabla 70) y la mayoría de puntos analizados muestran un incremento de sus porcentajes tras el paso del fuego (Figura 97). Sin embargo, se observa un incremento significativo para el N mineral, sobre todo para el caso del  $\text{N-NH}_4^+$ , el cual experimenta un aumento medio de  $0.77 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ . En cambio, no se observan variaciones en los valores medios del  $\text{N-NO}_3^-$  como consecuencia de la quema, al menos inicialmente (Tabla 70). El P asimilable presenta un incremento medio de  $0.7 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ , como resultado de la mineralización de la materia orgánica y, consecuentemente, del P orgánico.

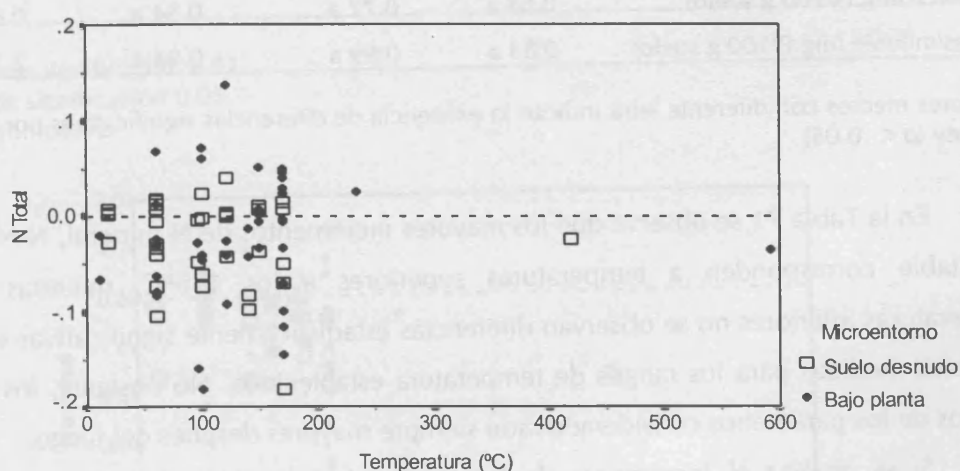


Figura 97. Variación del contenido en nitrógeno total (%) en función de la temperatura (°C) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli

Estas variaciones están en concordancia con los resultados obtenidos en el fuego experimental de las parcelas de La Concordia, aunque los incrementos de las concentraciones de elementos minerales, como N y P, son menores. Hay que tener en cuenta que en el presente caso, el fuego tuvo lugar en el periodo invernal, por lo que la biomasa presentaba un mayor contenido en humedad y las temperaturas alcanzadas durante el incendio en la superficie del suelo fueron inferiores (121°C de media) a las observadas en La Concordia.

Se han establecido 4 rangos de temperaturas con el fin de relacionar la entrada de calor con los cambios en el contenido de nutrientes y en las propiedades del suelo (Tabla 71). El criterio seguido para establecer dichos rangos ha sido en función de que cada uno de ellos presentara un número similar de puntos y que los valores de temperatura se incrementaran, aproximadamente, en 50°C de un rango a otro.

Tabla 71. Valores medios de las propiedades del suelo después del fuego para cada rango de temperatura en la parcela de Porta-Coeli

	T ≤ 61°C	62° ≤ T ≤ 101°C	102° ≤ T ≤ 149°C	T ≥ 150°C
Humedad Equivalente (%)	28.34 a	27.77 a	28.85 a	29.37 a
M. O. (%)	8.07 a	8.06 a	8.21 a	8.57 a
N total (%)	0.338 a	0.335 a	0.336 a	0.355 a
N mineral (mg N/100g suelo)	1.78 a	1.93 a	1.87 a	2.79 b
N-NH <sub>4</sub> (mg N/100 g suelo)	1.103 a	1.16 a	1.33 a	2.15 b
N-NO <sub>3</sub> (mg N/100 g suelo)	0.68 a	0.77 a	0.54 a	0.64 a
P asimilable (mg P/100 g suelo)	0.83 a	0.99 a	0.94 a	2.24 b

Valores medios con diferente letra indican la existencia de diferencias significativas por el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

En la Tabla 71 se observa que los mayores incrementos de N mineral, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y P asimilable corresponden a temperaturas superiores a los 150°C, mientras que a temperaturas inferiores no se observan diferencias estadísticamente significativas entre las variables medidas para los rangos de temperatura establecidos. No obstante, los valores medios de los parámetros considerados son siempre mayores después del fuego.

Si se analiza el incremento de los contenidos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y P asimilable en función de la temperatura (Figuras 98 y 100), se observa que a medida que aumentan los valores de temperatura hasta alcanzar los 170°C, la mayoría de los puntos del gráfico de dispersión presentan valores negativos, lo cual indica que existe un incremento de dichas concentraciones. Además, los mayores incrementos se observan para temperaturas de 170°C, por lo que se puede hablar de la existencia de un umbral de temperatura a partir

de la cual aumentan notablemente los valores de  $\text{N-NH}_4^+$  (hasta  $4.5 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ ) y de P asimilable (hasta  $6 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ ). Este valor umbral coincide con el observado en las parcelas experimentales de La Concordia. En el análisis de correlación lineal de estas variables con la temperatura, se ha obtenido que todas ellas presentan coeficientes con valores positivos al nivel de significación del 0.01 (Tabla 72). En cambio, las variaciones del contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  son más heterogéneas y no se puede hablar de una tendencia clara de aumento o disminución, sino que como se observa en la Figura 99, existen incrementos que llegan hasta  $1.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  y también disminuciones de hasta  $1.3 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ .

Tabla 72. Coeficientes de correlación lineal entre las variables analizadas en el suelo de la parcela de Porta-Coeli antes y después del fuego experimental (N=80)

	Después del fuego							
	Temp.	WRC	M.O.	N total	N mineral	$\text{NH}_4$	$\text{NO}_3$	P
Temp.	1.00	ns	ns	ns	0.4641**	0.5143**	ns	0.4201**
WRC	-	1.00	0.8871**	0.8555**	0.2767*	0.2766*	ns	0.3740**
M.O.	-	0.8807**	1.00	0.9013**	0.3065**	0.3009**	ns	0.4122**
Ntot	-	0.8507**	0.8806**	1.00	0.3655**	0.3528**	ns	0.4410**
Nmin	-	0.2981**	0.4398**	0.4036**	1.00	0.9449**	ns	0.7862**
$\text{NH}_4$	-	0.4398**	0.5819**	0.5267**	0.7439**	1.00	ns	0.8212**
$\text{NO}_3$	-	ns	ns	ns	0.8673**	0.3125**	1.00	ns
P	-	ns	ns	ns	0.2591*	ns	0.2550*	1.00

Antes del fuego

\*\* Nivel de significación 0.01

\* Nivel de significación 0.05

ns: no significativo

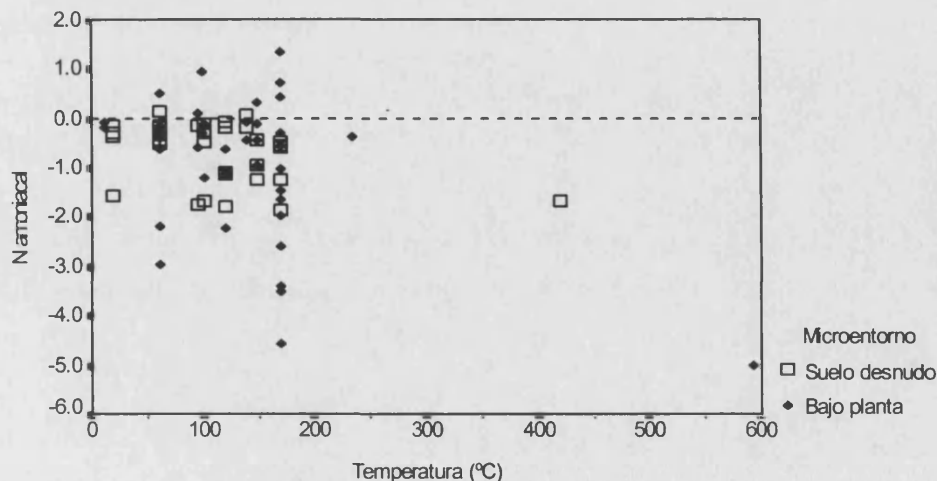


Figura 98. Variación del contenido en N amoniacal ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli



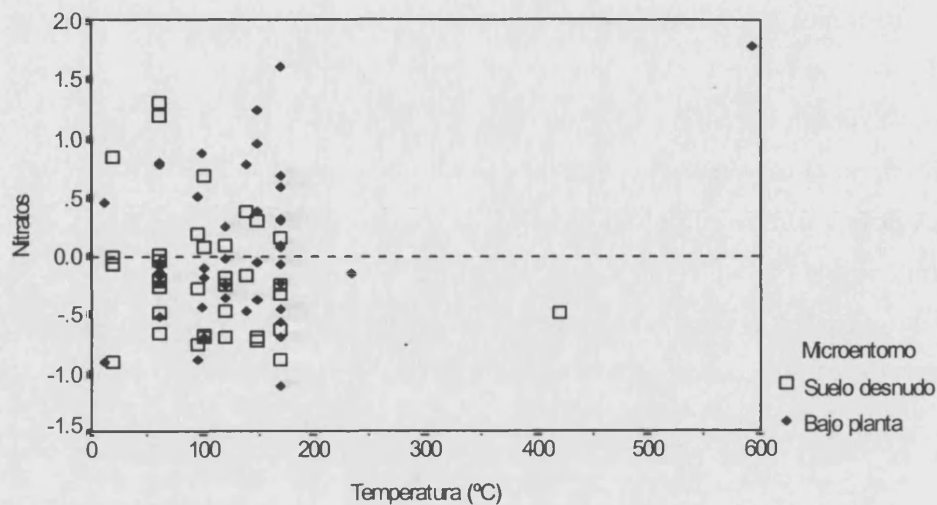


Figura 99. Variación del contenido en N nítrico ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli

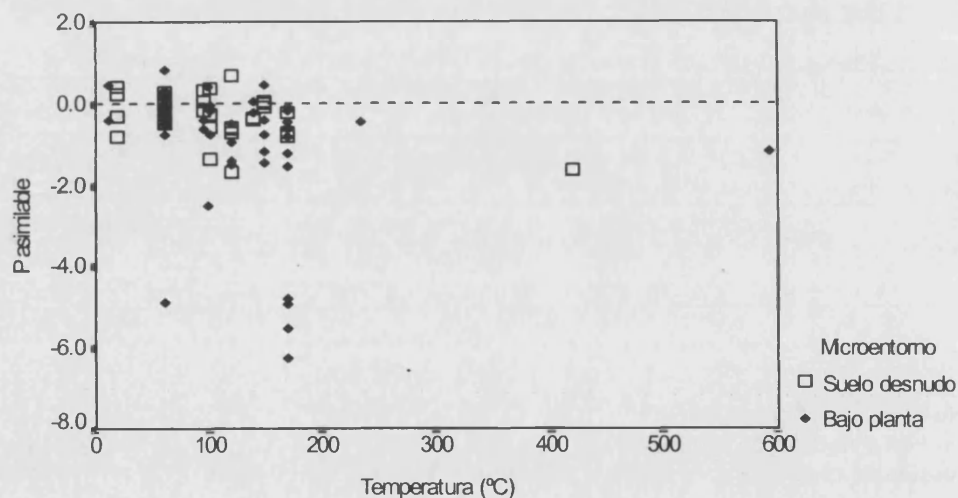


Figura 100. Variación del contenido en P asimilable ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en función de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) alcanzada durante el incendio experimental en la parcela de Porta-Coeli

Al igual que en el caso de las parcelas experimentales de La Concordia, se han analizado las correlaciones existentes entre las variables consideradas en el estudio de Porta-Coeli (Tabla 72). Se ha observado la existencia de una buena relación (nivel de significación 0.01) entre el contenido en materia orgánica con el N total y mineral, tanto antes como después del fuego (Figuras 101, 102, 103 y 104). En este suelo, la mayoría del nitrógeno se encuentra en forma orgánica, dado que el N mineral representa tan sólo un porcentaje del 0.4% con respecto al N total antes del fuego. Este porcentaje se incrementa ligeramente después de la quema (el N mineral es un 0.61% del N total del suelo), de modo que, aunque se ha observado un ligero incremento del N total existe una pequeña disminución de la forma orgánica. Este hecho, junto con el incremento

observado en los contenidos de N amoniacal, indica que ha habido una mineralización de la materia orgánica y consecuentemente del N orgánico promovida por el impacto del fuego.

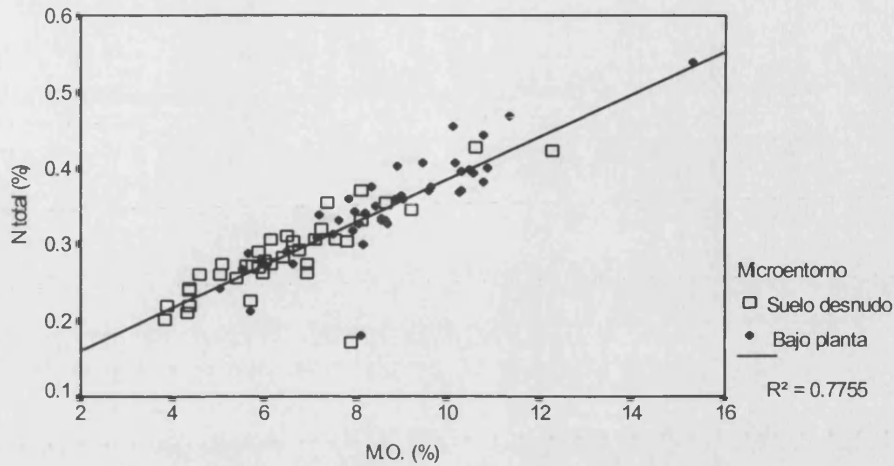


Figura 101. Relación entre el contenido en materia orgánica y el contenido en N total en la parcela de Porta-Coeli antes del incendio experimental

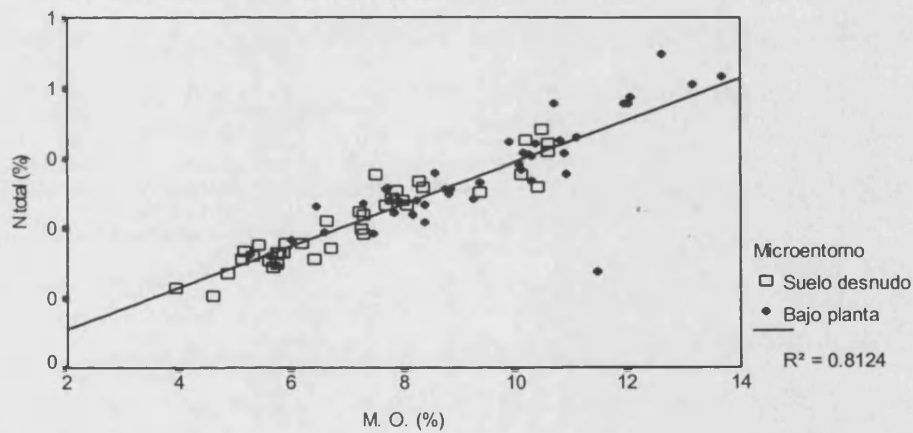


Figura 102. Relación entre el contenido en materia orgánica y el contenido en N total en la parcela de Porta-Coeli después del incendio experimental

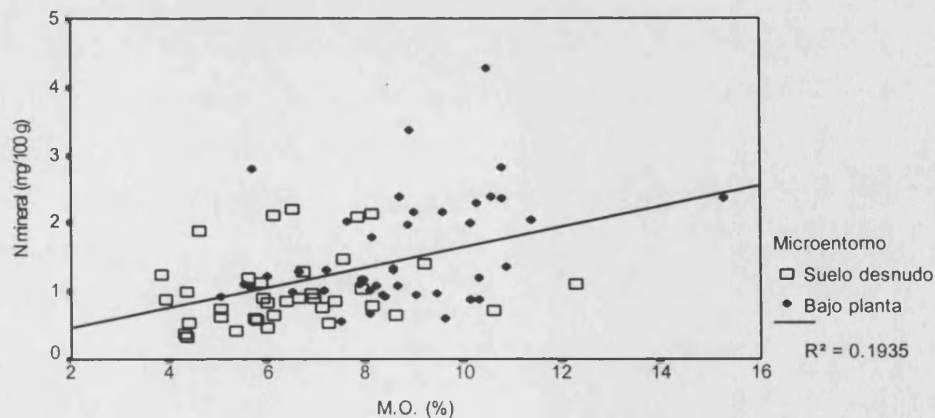


Figura 103. Relación entre el contenido en materia orgánica y el contenido en N mineral en la parcela de Porta-Coeli antes del incendio experimental

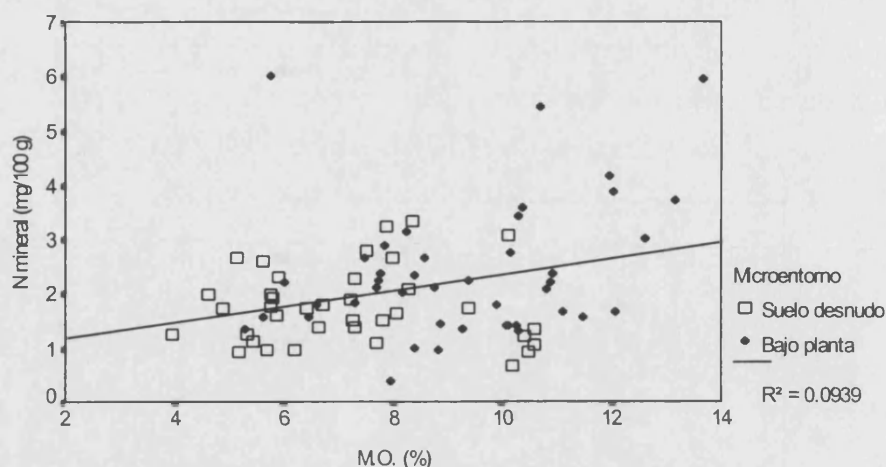


Figura 104. Relación entre el contenido en materia orgánica y el contenido en N mineral en la parcela de Porta-Coeli después del incendio experimental

También se ha observado la existencia de correlaciones lineales significativas entre el porcentaje de N total y el contenido de N mineral antes y después del fuego experimental (Tabla 72). En este caso, antes de la quema no existe una prevalencia de una forma de N mineral sobre otra, como ocurría en las parcelas de La Concordia, sino que tanto en N amoniacal como el N nítrico presentan valores medios similares ( $0.6 \text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ ).

Los valores de P asimilable después del incendio experimental también presentan una buena correlación con el contenido de materia orgánica (Figura 105), lo que denota cierto grado de oxidación de la materia orgánica inducido por el efecto de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo. Además, se observan correlaciones lineales significativas del P asimilable con el N total (Tabla 72) y el N mineral después del incendio (Figura 106).

La variación en las concentraciones de N amoniacal y P asimilable en el suelo de Porta-Coeli tras el impacto del fuego suponen un incremento de 2.2 veces con respecto a los valores iniciales. Dichos aumentos son mucho más bajos que los observados en La Concordia, donde en las parcelas de alta intensidad se ha observado un incremento de 24.6 y 5.7 veces para el  $\text{N.NH}_4^+$  y P asimilable respectivamente, y en las parcelas de moderada intensidad de fuego estas variables se incrementan 11.31 y 5.9 veces con respecto a los valores antes del fuego. Por otra parte, los porcentajes de materia orgánica y de N total presentan variaciones similares en ambas estaciones experimentales. Estos resultados muestran que la época del año en la que tiene lugar el incendio, que condiciona el contenido de humedad de la vegetación y del suelo, y por lo tanto, las temperaturas que se alcanzan en los centímetros superficiales del suelo así como su tiempo de permanencia, son los factores clave que influyen en el grado de combustión y

mineralización de la materia orgánica y por consiguiente en los aumentos de los niveles de nutrientes en el suelo post- incendiado.

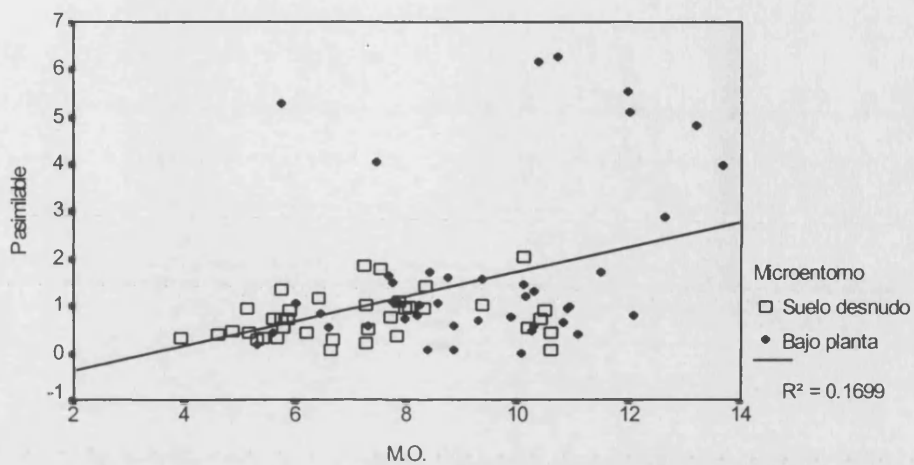


Figura 105. Relación entre el contenido en materia orgánica (%) y el P asimilable ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) después de la quema en la parcela de Porta-Coeli

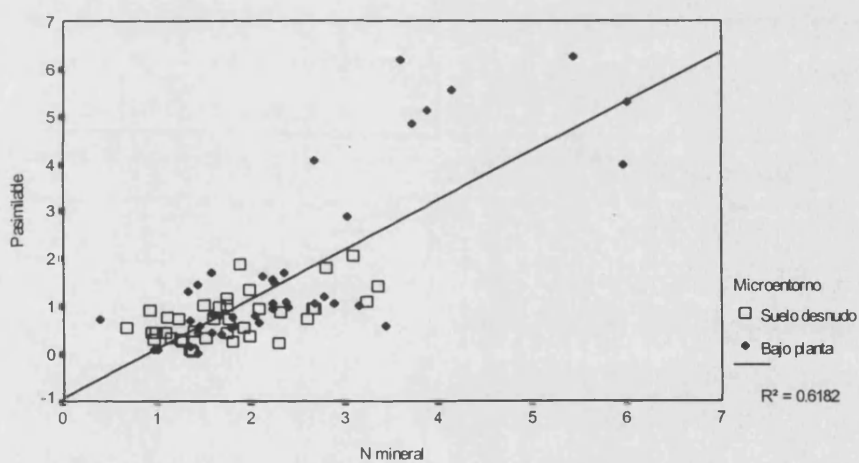


Figura 106. Relación entre el contenido en N mineral (%) y el P asimilable ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) después de la quema en la parcela de Porta-Coeli

### 6.2.2 Variaciones espaciales de las propiedades del suelo en la parcela de Porta-Coeli. Análisis geoestadístico: estudio comparativo antes y después del fuego

El análisis espacial de las propiedades químicas del suelo en la parcela de Porta-Coeli, con el fin de conocer si existe cierta estructura en la variación espacial, esto es, si las muestras tomadas próximas entre sí son más similares que las muestras tomadas a distancias mayores, se ha evaluado de forma similar a las temperaturas alcanzadas durante el incendio, a través del cálculo de la semivarianza  $\gamma(h)$ .

En este caso, los cálculos de la semivarianza están basados en una distancia máxima de 38.5 m, la cual se ha dividido en 5 clases de distancias *lag* separadas por una distancia media de 2 m y cada una de ellas contiene más de 250 pares de puntos.

En la Figura 107 (A) se muestra el semivariograma obtenido para la capacidad de retención de agua antes de la quema. El mejor ajuste se obtiene para un modelo esférico ( $R^2 = 0.849$ ). Se observa que la semivarianza se incrementa a medida que aumenta la distancia ( $h$ ) entre los puntos de muestreo, o distancia *lag*, hasta alcanzar un valor constante (7.21) denominado *sill* (o semivarianza total,  $c_0 + c$ ) a una distancia de separación dada, denominada rango de dependencia espacial  $a_0$ , que presenta un valor de 6.75. El rango ( $a_0$ ) marca el límite de la dependencia espacial, de forma que los puntos de muestreo separados por una distancia menor que la del rango están espacialmente relacionados, y aquellos que están separados por una distancia superior al valor del rango, no lo están. La forma de la curva del semivariograma de la Figura 107 (A), indica que los puntos separados menos de 6.75 m están autocorrelacionados.

Por definición, la semivarianza a la distancia  $h = 0$  es 0. Pero, en algunos casos, la intercepción del semivariograma  $\gamma$  no pasa por el origen de coordenadas. El punto de intercepción se denomina *varianza nugget* ( $c_0$ ) (Webster, 1985), y representa la varianza aleatoria, que es debida, o bien a errores de medida, o bien sugiere que la autocorrelación tiene lugar a intervalos de distancia menores que el intervalo de muestreo actual. La varianza *nugget* puede ser expresada como un porcentaje de valor de *sill* o semivarianza total que permite comparar el efecto *nugget* para la variable estudiada (Trangmar et al., 1985). Esta relación puede ser utilizada para definir distintas clases de dependencia espacial.

Si la relación  $c_0 / (c_0 + c)$  es menor o igual del 25%, se considera que la variable está fuertemente autocorrelacionada; si la relación está entre el 25 y el 75%, se considera que la variable presenta un grado de autocorrelación moderado; y si dicha relación es superior al 75%, entonces la variable de estudio presenta un grado de dependencia

espacial débil (Cambardella et al., 1994). En nuestro caso, la relación  $c_0 / (c_0 + c)$  para la capacidad de retención de agua es del 62%, lo cual indica que existe un grado de autocorrelación moderado.

Después del fuego, para la capacidad de retención de agua, se obtiene un modelo de semivariograma esférico con  $R^2 = 0.958$ , donde se observa que el valor del rango ( $a_0$ ) es mayor que en el caso anterior (Tabla 73) y la relación *nugget* ( $c_0$ ) y *sill* ( $c_0 + c$ ) es del 76%, por lo que, a diferencia de lo que ocurría antes de la quema, el grado de autocorrelación es débil y esta variable presenta un patrón espacial que varía cada 7.35 m aproximadamente.

Una vez establecido el grado de dependencia espacial, se utilizan los parámetros del semivariograma para interpolar valores de puntos que no han sido medidos utilizando algoritmos de *kriging*. Se ha utilizado la interpolación en bloque que es la más empleada para obtener mapas de distribución de las propiedades del suelo (Burgess y Webster, 1980; McBratney et al., 1982; Trangmar et al., 1985)). Con este tipo de *kriging* se obtienen mapas de contornos más suavizados que con el *kriging* puntual y se atenúa las discontinuidades locales (Trangmar et al., 1985) de modo que la medida tomada en el centro del bloque representa al valor medio del área muestreada. Dicha interpolación se ha llevado a cabo a intervalos de 0.5 m y con un número máximo de puntos vecinos de 8. Con los datos obtenidos se realiza una representación gráfica de la distribución de los valores de la capacidad de retención de agua en la parcela antes y después de la quema (Figuras 107, A y B). En estas figuras se observa que hay un incremento de la capacidad de retención de agua generalizado, en el ámbito de la parcela, el cual es más acusado en la mitad superior, con valores entre el 29 y 32%, los cuales coinciden con los puntos donde se han alcanzado las mayores temperaturas.

Se ha procedido de forma análoga con las variables: materia orgánica, N total, N amoniacal, N nítrico y P asimilable, con el fin de conocer el grado de autocorrelación espacial, su distribución en la parcela antes del fuego y las variaciones existentes como consecuencia de este. En la Tabla 73 se muestran los parámetros obtenidos en el análisis geoestadístico de todas las variables analizadas.

El análisis geoestadístico muestra que sólo la materia orgánica antes del fuego, presenta un grado de autocorrelación fuerte, puesto que el valor de la relación  $c_0 / (c_0 + c)$  es del 16%, lo que revela que los puntos separados menos de 2.47 m están fuertemente autocorrelacionados, por lo que la materia orgánica presenta un patrón de distribución que varía aproximadamente cada 2.5 m. (Tabla 70, Figura 108-A).

Tabla 73. Parámetros geoestadísticos para el conjunto de variables analizadas en la parcela experimental de Porta-Coeli

	Capacidad de retención de agua		Materia orgánica		Nitrógeno total	
	Antes	Después	Antes	Después	Antes	Después
Lag máximo	38.47	38.47	38.47	38.47	38.47	38.47
Lag activo	23.08	23.08	23.08	23.08	23.08	23.08
Step mínimo	2	2	2	2	2	2
Step activo	4	4	4	4	4	4
Nº clases distancia lag	5	5	5	5	5	5
Nº pares de puntos por clase	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250
Ajuste de la curva	Esférico	Esférico	Exponencial	Esférico	Esférico	Esférico
R <sup>2</sup>	0.849	0.958	0.914	0.892	0.627	0.954
Rango (a <sub>0</sub> )	6.750	16.920	2.470	18.65	5.69	16.09
Nugget (c <sub>0</sub> )	4.490	7.35	0.740	3.31	0.0029	0.0038
Sill (c <sub>0</sub> + c)	7.210	9.562	4.497	4.889	0.0044	0.0053
Relación c <sub>0</sub> / (c <sub>0</sub> + c) §	62% <b>M</b>	76% <b>D</b>	16% <b>F</b>	67% <b>M</b>	66% <b>M</b>	72% <b>M</b>
Tipo de kriging	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques
Intervalo red kriging	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Nº máximo vecinos	8	8	8	8	8	8

§ Indica la clase de dependencia espacial. F: fuerte; M: moderada; D: débil

Tabla 73 (Continuación). Parámetros geoestadísticos para el conjunto de variables analizadas en la parcela experimental de Porta-Coeli

	N amoniacal		Nitratos		P asimilable	
	Antes	Después	Antes	Después	Antes	Después
Lag máximo	38.47	38.47	38.47	38.47	38.47	38.47
Lag activo	23.08	23.08	23.08	23.08	23.08	23.08
Step mínimo	2	2	2	2	2	2
Step activo	4	4	4	4	4	4
Nº clases distancia lag	5	5	5	5	5	5
Nº pares de puntos por clase	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250	> 250
Ajuste de la curva	Exponencial	Lineal	Lineal	Lineal	Lineal	Lineal
R <sup>2</sup>	0.932	0.755	0.595	0.728	0.730	0.806
Rango (a <sub>0</sub> )	10.720	23.082	23.082	23.082	23.082	23.082
Nugget (c <sub>0</sub> )	0.074	0.743	0.251	0.104	0.389	1.237
Sill (c <sub>0</sub> + c)	0.162	1.155	0.288	0.128	0.576	2.147
Relación c <sub>0</sub> /(c <sub>0</sub> + c) §	45% M	64% M	87% A	81% A	67% M	57% M
Tipo de kriging	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques	Bloques
Intervalo red kriging	0.5	0.5	2	2	0.5	0.5
Nº máximo vecinos	8	8	8	8	8	8

§ Indica la clase de dependencia espacial. F: fuerte; M: moderada; D: débil; A: aleatoria



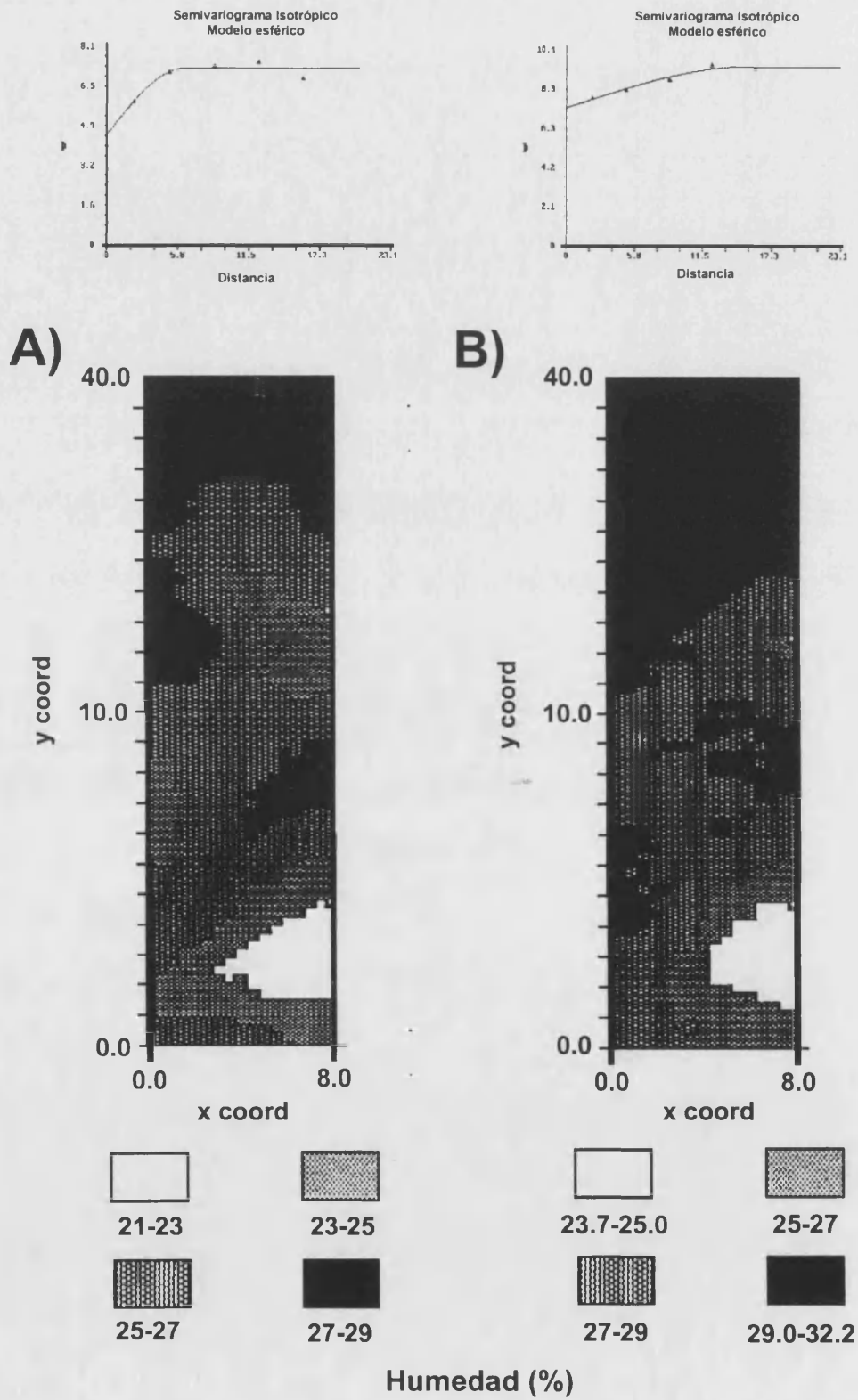
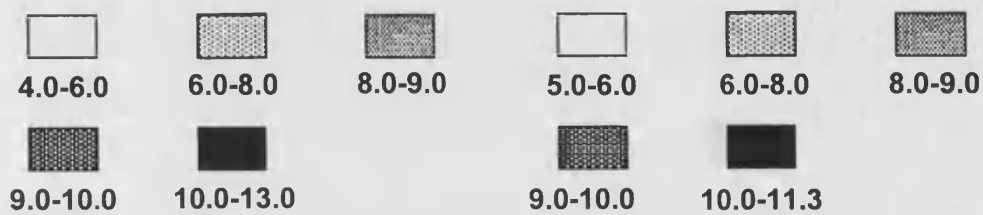
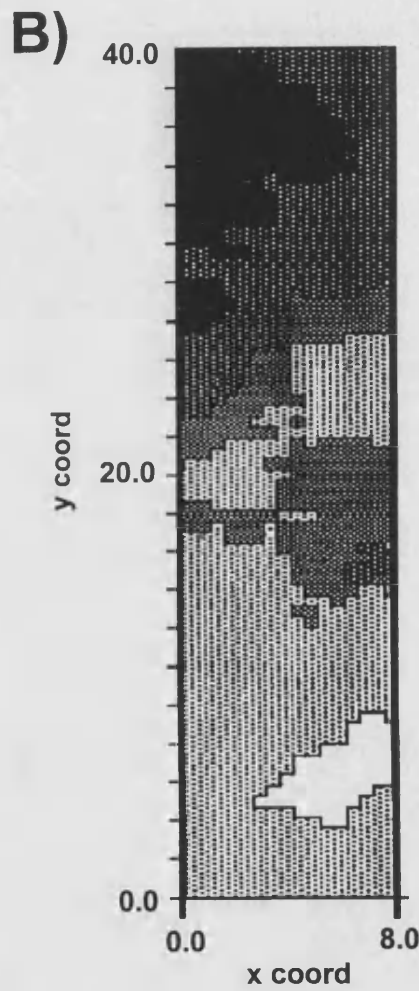
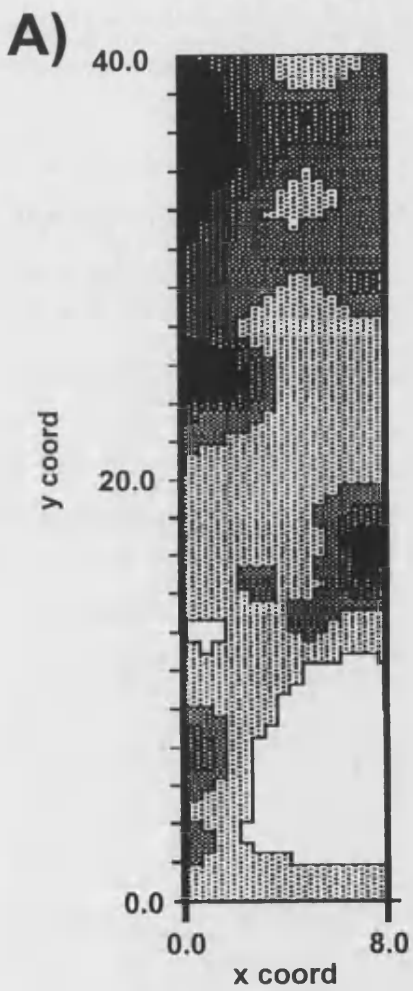
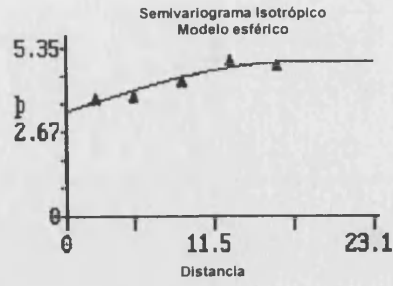
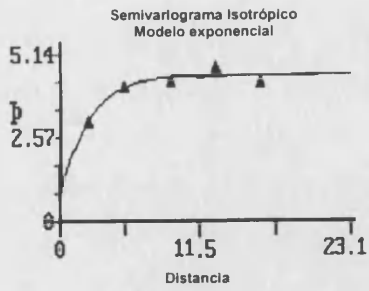


Figura 107. Semivariogramas y distribución de los valores de la capacidad de retención de agua en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental



**Materia Orgánica (%)**

Figura 108. Semivariogramas y distribución de los valores del contenido en materia orgánica en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental

En cambio, después del fuego, se observa que las áreas de la superficie de la parcela con un contenido en materia orgánica menor del 9%, disminuyen sustancialmente, mientras que existe un incremento de la superficie del suelo con un contenido en materia orgánica entre 9-11% localizado en la mitad superior de la parcela (Figura 108-B), donde las temperaturas alcanzadas han sido superiores. En este caso la variación espacial del contenido en materia orgánica muestra un patrón de variación cada 18.6 m y presenta un grado de autocorrelación espacial moderado (Tabla 73).

El N total, N amoniacal y P asimilable, presentan un grado de autocorrelación moderado antes y después de la quema (Tabla 73). El N total antes de la quema muestra un semivariograma de tipo esférico y un patrón espacial que varía aproximadamente cada 5.7 m. La concentración de N total en este suelo guarda cierto paralelismo con la distribución de la vegetación en dicha parcela. La concentración de N amoniacal antes de la quema presenta un patrón espacial que varía alrededor de los 10.7 m, lo que implica que aquellos puntos que distan menos de 10.7 m están autocorrelacionados moderadamente (Tabla 70). Para el caso del N total y N amoniacal existe un incremento de sus valores en la parcela tras el impacto del fuego (Figuras 109 y 110). Se observa que dicho aumento está relacionado con los valores de la temperatura alcanzados en cada punto (ver capítulo temperaturas), y es más acentuado en la mitad superior de la parcela. Mientras que el semivariograma para el N total sigue presentando una forma esférica cuyo rango,  $a_0$ , que marca el límite de la dependencia espacial, se incrementa en 10.4 m con respecto al valor de antes de la quema, el N amoniacal, presenta un semivariograma lineal, cuyo rango pasa de los 10.7 m de antes de la quema a 23 m después del fuego. En este caso la distribución de sus concentraciones en el suelo de la parcela de Porta-Coeli guarda cierto paralelismo con la distribución de la biomasa, con la progresión de las llamas y con las temperaturas alcanzadas durante el incendio, como puede observarse si se comparan las Figuras 28, 70, 73b y 110 (B).

Los semivariogramas obtenidos para el  $N-NO_3^-$  antes y después de la quema son lineales. En ambos casos, estos modelos lineales presentan una pendiente próxima a 0, por lo que la varianza total es prácticamente igual a la varianza *nugget*, lo que significa que la variable  $N-NO_3^-$  es espacialmente independiente y completamente aleatoria a la escala del muestreo (2 m), como muestra el grado de autocorrelación débil que se ha obtenido (Tabla 73). Es probable, que si se incrementara el detalle del muestreo se obtuviera algún tipo de patrón espacial. Quintana et al. (1996) realizaron un muestreo del suelo post-incendiado cada 0.5 m y observaron para esta variable un patrón claro de distribución que variaba cada 2.7 m.

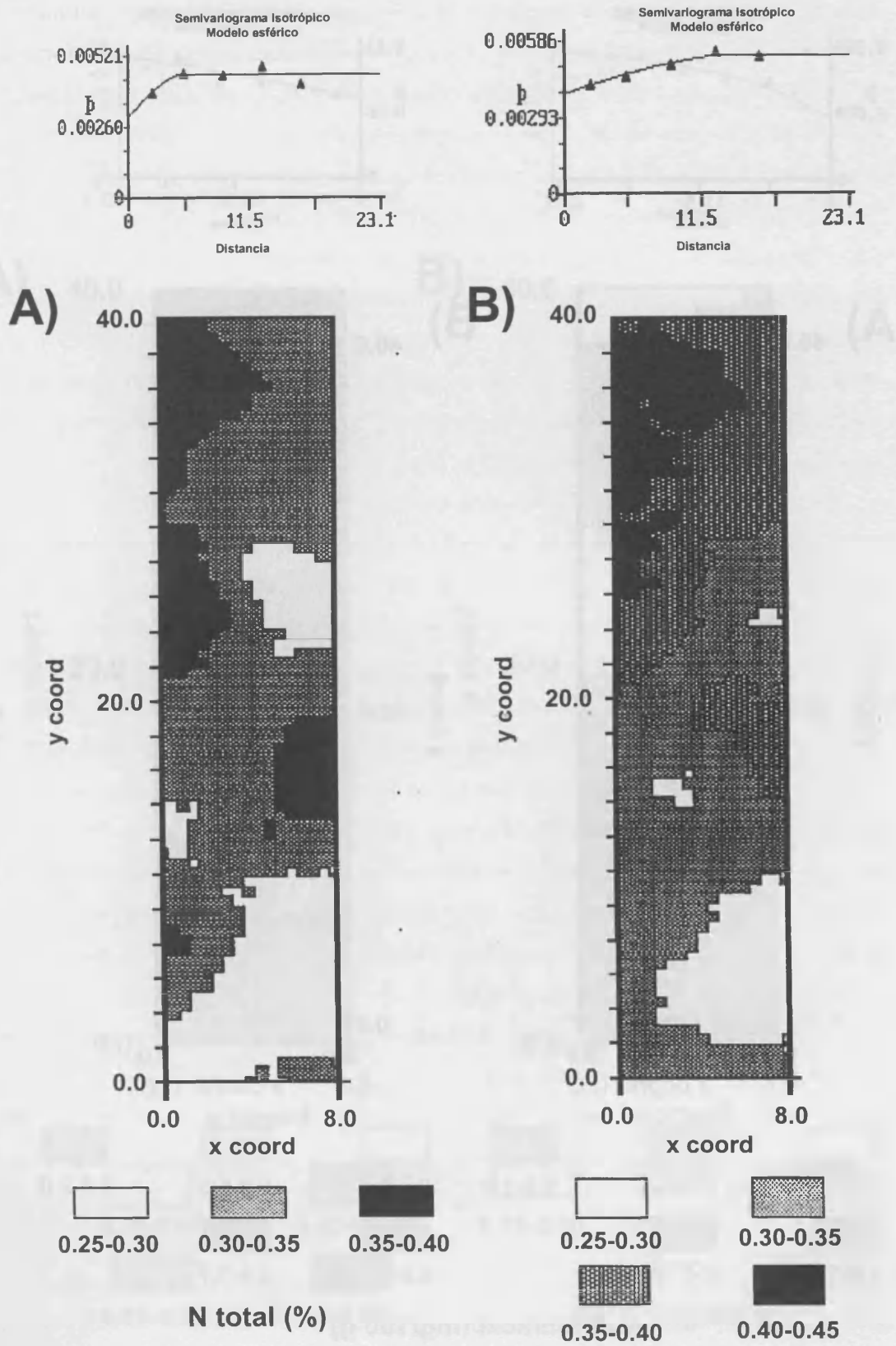


Figura 109. Semivariogramas y distribución del contenido en nitrógeno total en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental

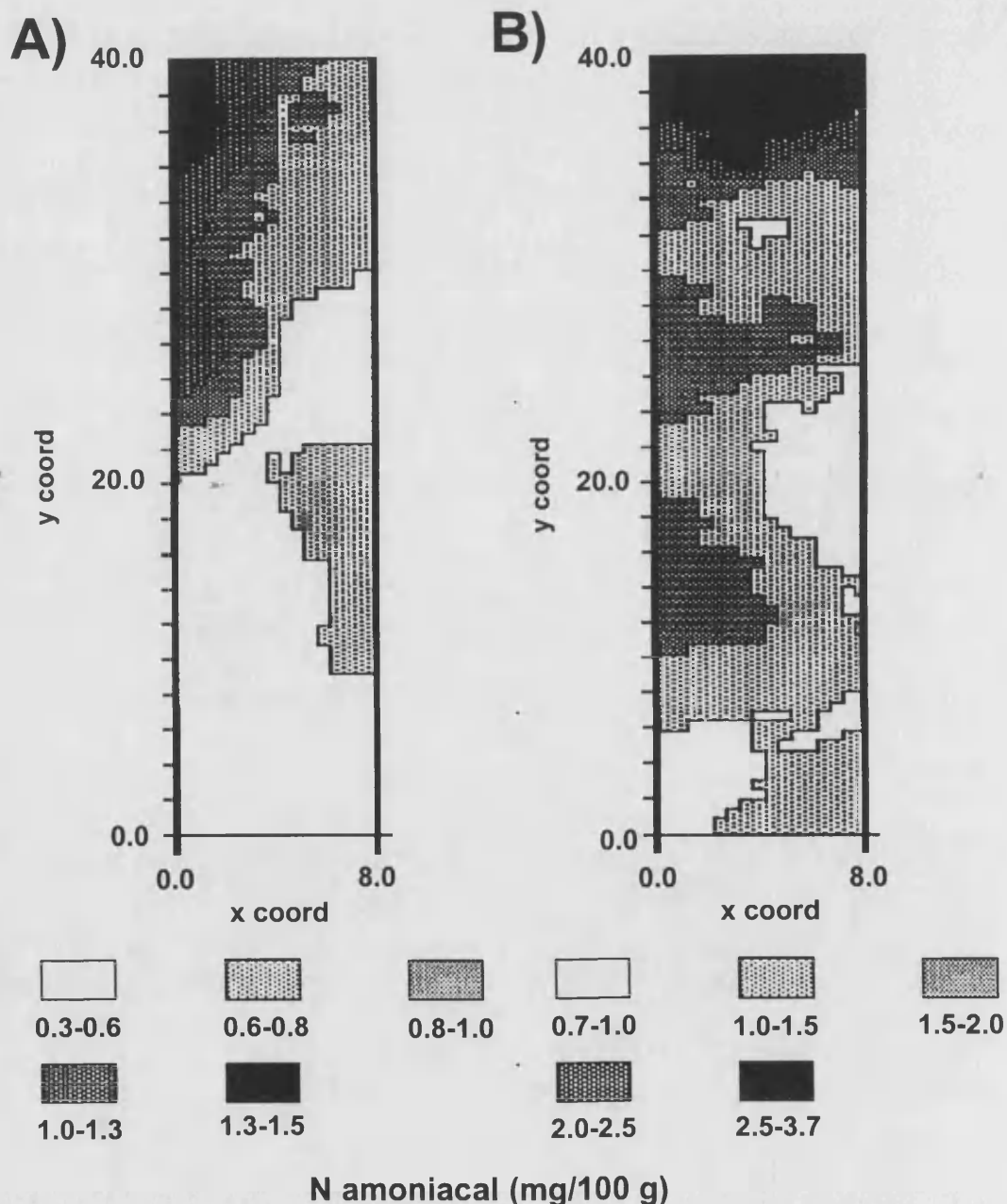
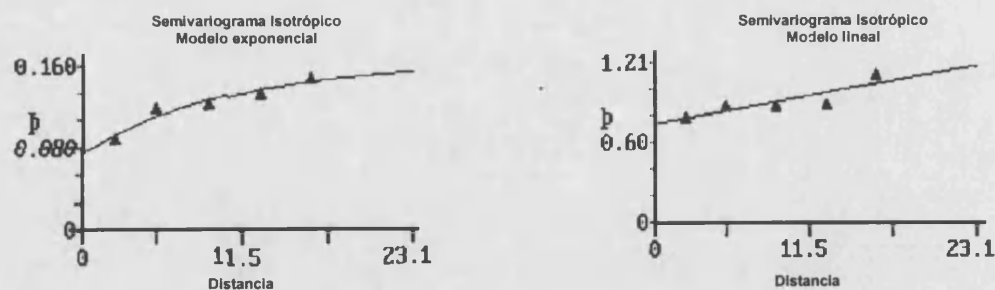


Figura 110. Semivariogramas y distribución de la concentración de N amoniacoal en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental

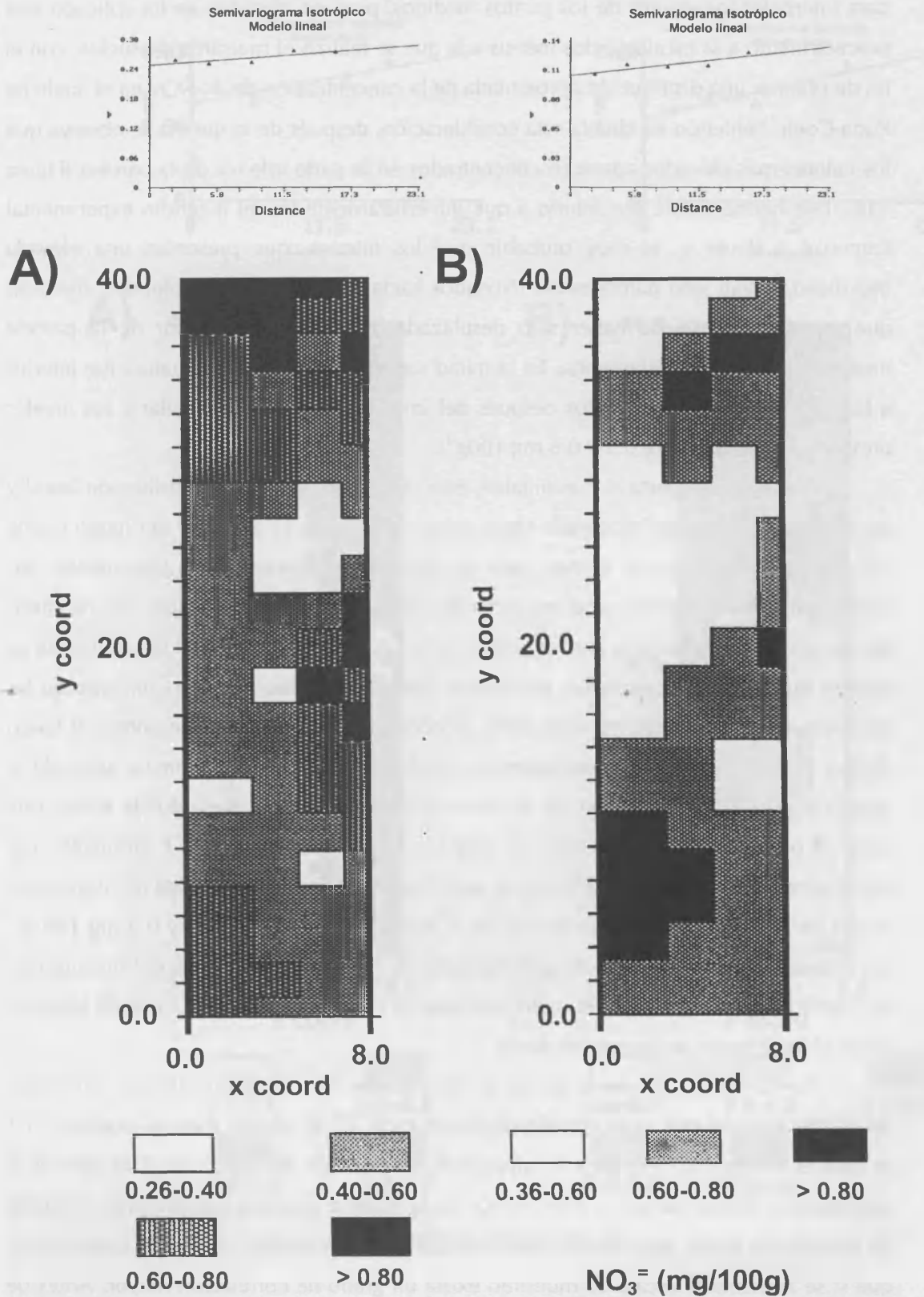


Figura 111. Semivariogramas y distribución de la concentración de nitrógeno nítrico en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental

Debido a esta distribución aleatoria no se puede emplear la técnica del *kriging* para interpolar los valores de los puntos medidos, pero no obstante, se ha aplicado este procedimiento a la escala de dos metros a la que se realizó el muestreo de suelos, con el fin de obtener una distribución aproximada de la concentración del  $\text{N-NO}_3^-$  en el suelo de Porta-Coeli. Teniendo en cuenta esta consideración, después de la quema se observa que los valores más elevados aparecen concentrados en la parte inferior de la parcela (Figura 111). Este hecho puede ser debido a que inmediatamente tras el incendio experimental comenzó a llover y, es muy probable que los nitratos, que presentan una elevada movilidad, hayan sido parcialmente lixiviados hacia horizontes más profundos, mientras que otra fracción puede haber sido desplazada hacia la parte inferior de la parcela mediante procesos de escorrentía. En la mitad superior, donde la temperatura fue inferior a los  $125^\circ\text{C}$ , el nivel de nitratos después del impacto del fuego es similar a los niveles previos a la quema (entre  $0.3$  y  $0.6 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ ).

Por lo que respecta al P asimilable, éste presenta un patrón de distribución lineal y un grado de correlación moderado tanto antes como después del paso del fuego (Tabla 73), de modo que en el primer caso se observa una tendencia a incrementar sus concentraciones a medida que se asciende por la ladera, presentando sus máximos valores en la parte alta de la parcela (entre  $1.2$  y  $1.6 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ), y en el segundo caso se aprecia que éstas se incrementan guardando cierto paralelismo con el incremento de las temperaturas (Figura 73b). Por otra parte, se observa que su distribución antes del fuego (Figura 112-A) no coincide, generalmente, con la distribución de la biomasa antes de la quema (Figura 28), sino que en los dos tercios inferiores de la parcela donde existía una carga de biomasa inferior a  $10 \text{ t ha}^{-1}$ , se observan las concentraciones de P asimilable más altas (entre  $0.4$  y  $0.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) que en aquellas zonas donde la cantidad de biomasa es mayor de  $10 \text{ t ha}^{-1}$ , cuya concentración en P asimilable oscila entre  $0.1$  y  $0.4 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ . Sin embargo, hay un incremento generalizado del P asimilable después del incendio en los centímetros superficiales del suelo, que está en concordancia con la carga de biomasa y con el incremento de las temperaturas.

Por lo tanto, antes de la quema se observa que las variables analizadas presentan un patrón espacial que varía aproximadamente cada  $2.5 \text{ m}$  para la materia orgánica,  $5.7 \text{ m}$  para el N total,  $6.75 \text{ m}$  para la capacidad de retención de agua y  $10.7 \text{ m}$  para el N amoniacal, y dichas variables, a excepción de la materia orgánica que presenta un grado de correlación fuerte, están moderadamente autocorrelacionadas, por lo que cabe esperar que si se aumenta la escala de muestreo exista un grado de correlación mayor. Antes de la quema, la presencia/ausencia de vegetación parece ser el factor determinante de estos patrones espaciales. En cambio, el  $\text{N-NO}_3^-$  presenta una distribución completamente

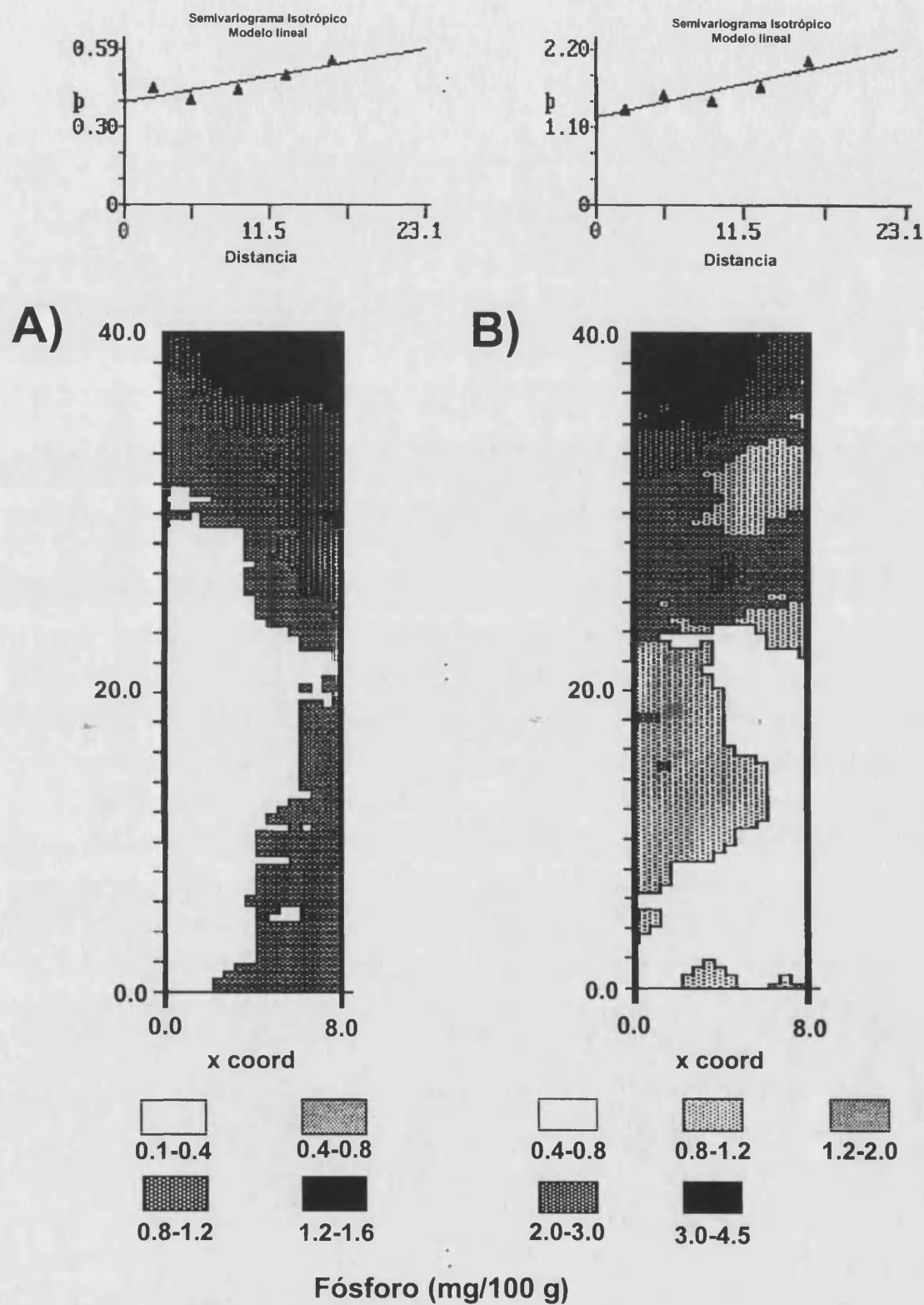


Figura 112. Semivariogramas y distribución de la concentración de fósforo asimilable en la parcela de Porta-Coeli. (A) Antes del fuego experimental. (B) Después del fuego experimental



aleatoria y el P asimilable un patrón de distribución lineal con sus máximos valores disminuyendo desde la parte alta de la parcela hasta la parte baja y de la izquierda hacia la derecha.

Tras el paso del fuego se observa que no todas las variables siguen el mismo patrón de distribución, sino que la mayoría de ellas experimentan un incremento del valor del rango así como un grado de autocorrelación "más débil". Además presentan un aumento generalizado de sus valores y guardan un notable paralelismo con las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo (excepto el  $\text{NO}_3^-$ ), lo que tendrá repercusiones a la hora del restablecimiento o del rebrote de la vegetación tras este suceso, dependiendo de la mayor o menor capacidad de retención de agua del suelo y de la abundancia o escasez de los nutrientes limitantes, especialmente N y P, según en que zonas de la parcela.

La variabilidad espacial de las propiedades de los suelos puede ser intrínseca, esto es, debida a las variaciones naturales de los suelos, o extrínseca, como consecuencia de distintas prácticas de cultivo (Rao y Wagenet, 1985; Cambardella et al., 1994), lo que se puede extrapolar a nuestro caso particular, dado que el fuego es un agente externo que induce un mayor o menor grado de variabilidad en las propiedades de los suelos. Cambardella et al. (1994), sostienen que cuando una propiedad del suelo presenta un grado de dependencia espacial fuerte, las variaciones espaciales de dicha propiedad están controladas por las fluctuaciones intrínsecas de las características del suelo, principalmente por la textura y la mineralogía. Estos autores observan esta relación para propiedades como el C orgánico y el N total, los cuales presentan un grado de dependencia espacial fuerte tanto en la parcela cultivada, como en la control. En cambio, las variaciones extrínsecas, como la aplicación de fertilizantes y las prácticas de laboreo, pueden controlar la variabilidad de aquellos parámetros del suelo que presentan un grado de dependencia espacial débil, como lo observado por estos autores para el  $\text{NO}_3^-$  y el N mineral, los cuales en la parcela control presentan un grado de dependencia espacial moderado y fuerte, respectivamente, mientras que en la parcela cultivada, dicho grado de dependencia espacial es débil.

Si aplicamos este razonamiento a los resultados observados en la parcela de Porta-Coeli tras el paso del fuego, podemos decir que la variabilidad espacial de las propiedades del suelo en este caso está controlada por variaciones extrínsecas, como las de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo. Mientras que antes del fuego, parámetros como la materia orgánica y la capacidad de retención de agua, - cuyo grado de dependencia espacial es fuerte -, estarían controladas por las variaciones intrínsecas del suelo y por la presencia/ausencia de vegetación.

## 7. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO EN LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE LA CONCORDIA Y SU RELACIÓN CON EL GRADO DE INTENSIDAD DEL FUEGO

Uno de los efectos más inmediatos del fuego sobre el suelo es la entrada de calor y la deposición de una capa de cenizas y restos carbonizados como resultado de la combustión de la biomasa vegetal. El grado de dicha transformación está relacionado principalmente con la intensidad del fuego, la cual a su vez depende de la cantidad de biomasa, de su grado de humedad, de las condiciones climáticas en el momento del incendio y de la topografía. Como resultado de dichas transformaciones se produce, generalmente, una alteración del ciclo de nutrientes a corto y medio plazo.

Además, tal como se comenta en el capítulo de antecedentes bibliográficos, junto a la existencia de una pérdida neta de nutrientes en el ecosistema durante el incendio, se ha observado que se produce un incremento en la movilidad y disponibilidad de algunos de ellos en el sistema suelo tras el paso del fuego. Se puede hablar de una reordenación parcial de los nutrientes en el suelo, en el sentido de que muchos de los elementos que no están disponibles para los vegetales y microorganismos, bien por estar inmovilizados en los tejidos vegetales vivos o muertos, bien por estar incluidos en la estructura de los minerales primarios y secundarios (silicatos de arcilla), o bien por formar parte de la materia orgánica del suelo y de sustancias húmicas resistentes a la descomposición, evolucionan a una mayor disponibilidad para plantas y microorganismos, bien porque pasan a formar parte de la solución del suelo o son adsorbidos en la superficie de las partículas coloidales (principalmente arcillas y humus), en posiciones fácilmente intercambiables y en equilibrio con otros elementos de la solución del suelo. Este hecho tiene una gran importancia en los ecosistemas mediterráneos, dado que en ellos el nivel de nutrientes en el suelo es uno de los factores que controla tanto la supervivencia como la capacidad de colonización de las especies vegetales.

En este apartado se estudia cómo afectan los diferentes tratamientos de intensidad de fuego a las propiedades químicas del suelo en las parcelas de La Concordia, y se analiza su evolución temporal hasta completar un periodo de un año después del incendio. Los resultados obtenidos se comparan con los de las parcelas control. También se estudia la evolución temporal de las propiedades químicas del suelo en función del microentorno donde ha sido tomada la muestra (BP *Ulex*, BP *Rosmarinus* o "suelo desnudo").

### 7.1. REACCIÓN DEL SUELO (pH) \*

Las propiedades químicas del suelo están claramente influenciadas por la acidez o basicidad del medio. En particular el pH influye sobre la movilidad y disponibilidad de nutrientes.

Los valores de pH de la pasta saturada en esta zona experimental son ligeramente básicos, con un valor promedio de 7.4 según los datos del primer muestreo realizado en otoño de 1994. El sistema de regulación del pH de este suelo es, fundamentalmente, el tampón  $\text{CO}_2\text{-CaCO}_3\text{-H}_2\text{O}$  que le confiere gran estabilidad frente a perturbaciones externas.

En condiciones normales (parcelas control), el pH fluctúa a lo largo del año, con una variación del orden de 0.5 unidades (Tabla 74), debido a la existencia de diferentes procesos que operan estacionalmente, como variaciones de las tasas de nitrificación, variaciones en las concentraciones de  $\text{CO}_2$ , acumulación de ácidos húmicos, etc. Uno de los aportes de  $\text{H}^+$  proviene de la descomposición de la materia orgánica, durante la cual se forman ácidos orgánicos e inorgánicos. Entre estos últimos, cabe destacar la presencia del ion bicarbonato. Además, las partículas coloidales del suelo, tanto orgánicas como inorgánicas, presentan una capacidad variable de liberar  $\text{H}^+$ , que está relacionada sobre todo con las características específicas de los grupos funcionales.

Así por ejemplo, en el presente trabajo, se observa que los valores de pH en las parcelas control son ligeramente más bajos en las muestras tomadas "bajo planta" que en las muestras tomadas en "suelo desnudo" (Tabla 74), a pesar de que, en todos los casos, el porcentaje de saturación de bases es del 100%. La respuesta del pH en las muestras tomadas bajo cobertura vegetal puede ser atribuida a que presentan tanto un mayor contenido de materia orgánica, y por lo tanto un mayor número de grupos funcionales que pueden aportar protones, como una mayor concentración de bicarbonatos solubles, junto al incremento de procesos microbiológicos en este microentorno, que implican la transferencia de protones. También, otras vías de aporte de sustancias de carácter ácido pueden ser las provenientes de la descomposición del mantillo, y a través de procesos de trascolación (*throughfall*), escorrentía cortical (*stemflow*) y lixiviación. Dichas sustancias, se concentran principalmente en las proximidades del pie de cada individuo donde se acumula la mayor parte de la biomasa. Estas diferencias de pH entre el suelo cubierto y el suelo desnudo ya se han expuesto en el capítulo anterior aunque sólo para los muestreos de justo antes e inmediatamente después de la quema, y coinciden con los resultados obtenidos por Zinke (1962), Barth y Klemmedson (1978) y Riha et al., (1986), en diferentes ecosistemas áridos y semiáridos.

---

\* El pH se refiere siempre al valor de pH en agua, excepto cuando se menciona de forma explícita su valor en KCl

Las diferencias de pH entre los microambientes analizados se mantienen durante todo el periodo estudiado en las parcelas control, a pesar de existir fluctuaciones en los valores de pH. En dichas parcelas, se observa que los valores de pH son prácticamente constantes durante los cuatro primeros muestreos. Posteriormente hay un incremento del pH coincidente con la estación lluviosa, que oscila entre 0.3 y 0.4 unidades en otoño de 1995, y una ligera tendencia a disminuir en los siguientes muestreos, sobre todo en los microentornos "bajo planta" (Tabla 74).

Tabla 74. Evolución del pH en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego				Después del fuego				
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	7.328	7.167	7.247	7.280	7.280	7.703	7.683	7.743	7.837
	Moderada	7.273	7.290	7.407	7.333	7.333	7.783	7.787	7.767	7.753
	Control	7.338	7.363	7.332	7.332	7.332	7.723	7.603	7.627	7.557
<i>Rosmarinus</i>	Alta	7.313	7.197	7.303	7.120	7.120	7.870	7.920	7.807	7.953
	Moderada	7.370	7.173	7.170	7.347	7.347	7.713	7.727	7.700	7.743
	Control	7.320	7.343	7.344	7.344	7.344	7.620	7.577	7.533	7.450
Suelo Desnudo	Alta	7.515	7.423	7.487	7.215	7.215	7.903	7.898	7.858	7.922
	Moderada	7.509	7.457	7.477	7.372	7.372	7.862	7.840	7.800	7.853
	Control	7.552	7.490	7.526	7.526	7.526	7.905	7.753	7.938	7.935

\* S1: Otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Por lo que respecta a la variación del pH del suelo después del incendio, diversos autores (Kutiel *et al.*, 1990; Díaz-Fierros *et al.*, 1990; Giovannini y Luchesi, 1993; Andreu *et al.*, 1996) han observado un incremento del pH producido principalmente por el aporte de cenizas al suelo, las cuales presentan un pH básico o alcalino. Este aumento suele ser de alrededor de una unidad y tiene una duración variable, entre un mes y pocos años, en función de la cantidad y la composición química de las cenizas incorporadas al suelo, de la capacidad tamponadora del mismo y de su pH inicial, del contenido en materia orgánica y del régimen de lluvias tras el incendio, que produce un mayor o menor grado de lixiviación de las bases añadidas (Rundel, 1983).

En la estación experimental de La Concordia se aprecia un ligero descenso del pH del suelo inmediatamente tras el paso del fuego, de 0.2 unidades, en las parcelas sometidas a una intensidad de fuego alta, mientras que apenas existe variación para las parcelas de moderada intensidad. Si se analizan las diferencias de pH debidas únicamente al grado de intensidad de fuego, se observa que existen diferencias estadísticamente significativas entre

estos (Tabla 75). La razón de esta ligera disminución podría ser debida al ligero descenso del porcentaje en materia orgánica por efecto del fuego. Estas variaciones en los valores del pH tras el paso del fuego, respecto a los valores existentes antes de la quema, no son estadísticamente significativas, como se desprende del análisis de la interacción "Tratamiento x Muestreo" para los muestreos justo antes de la quema e inmediatamente después (Figura 113).

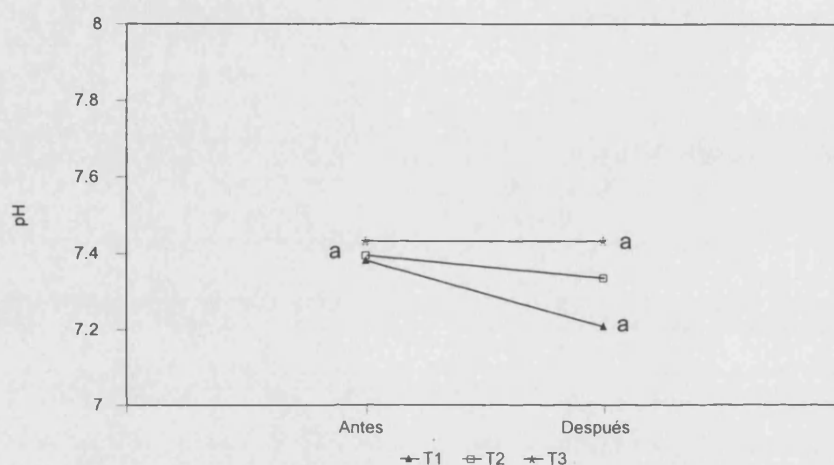


Figura 113. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable pH. T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad de fuego y T3: parcelas control

Tabla 75. Valores medios del pH en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	7.381 <b>a</b> † (0.179) ‡	7.395 <b>a</b> (0.233)	7.432 <b>a</b> (0.226)
Después	7.207 <b>a</b> (0.099)	7.356 <b>ab</b> (0.177)	7.432 <b>b</b> (0.226)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

Sin embargo, a partir del otoño de 1995 (120 días después de la quema) se observa un incremento del pH que está directamente relacionado con el grado de intensidad del fuego (Figura 114). El pH en las parcelas de alta intensidad aumenta 0.6 unidades; 0.4 en las de moderada y 0.3 en las parcelas control. Este incremento, que es estadísticamente significativo, mantiene sus valores hasta el final del periodo estudiado (Figura 114) y puede ser atribuido al efecto alcalinizador de las cenizas. No obstante, este efecto no es tan

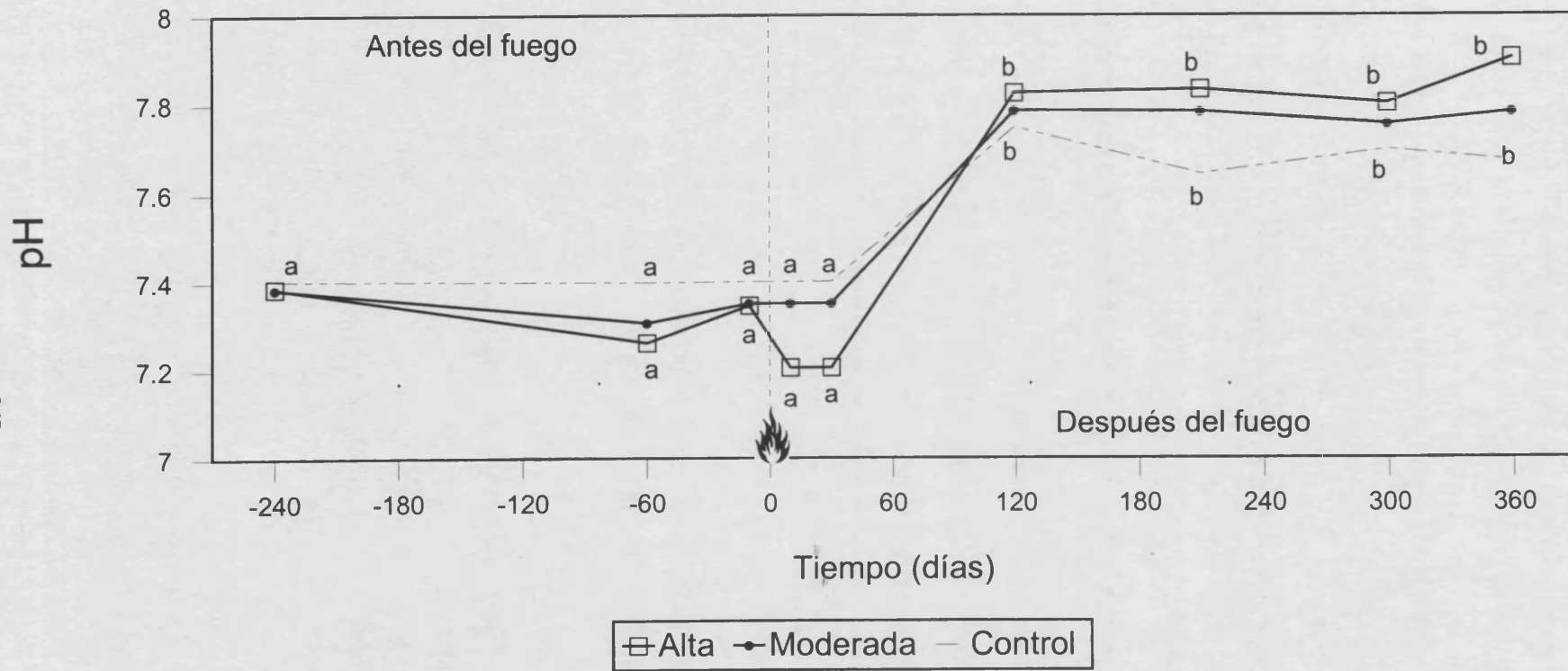


Figura 114. Variaciones temporales del pH en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 0.21

elevado como indican algunos resultados que se citan en la literatura, y puede deberse a la elevada saturación en bases existente antes del fuego y a que el sistema regulador  $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O-CO}_3\text{Ca}$  amortigüe rápidamente cualquier cambio que se produzca.

Por lo que respecta a la influencia del microentorno en la evolución del pH, en las parcelas sometidas a una alta intensidad de fuego se observa que (Tabla 74), aunque en los tres primeros muestreos antes de la quema se puede hablar de un comportamiento similar al descrito para las parcelas control, existe una ligera disminución del pH en las muestras tomadas bajo *Rosmarinus sp.* y en "suelo desnudo" (0.1 y 0.3 unidades respectivamente). A partir del otoño del 95 se observa un incremento del pH entre 0.4 y 0.8 unidades. Las variaciones del pH en los microentornos de las parcelas sometidas a una intensidad de fuego moderada se comportan de forma análoga, aunque el incremento del pH observado a partir del otoño es de 0.5 unidades (Tabla 74).

## 7.2. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

Hay que tener en cuenta que es una propiedad del suelo muy variable tanto espacial como temporalmente. Las muestras de suelo previas a la quema presentan un valor medio de  $1 \text{ dS m}^{-1}$  y por lo tanto no manifiestan problemas de salinidad.

La evolución temporal de la CE en las parcelas control, presenta ligeras fluctuaciones que parecen estar relacionadas con las variaciones de humedad en el suelo, las cuales provocan movimientos de sales en el perfil. Esto se deduce de la observación de un incremento de sus niveles en los meses secos y una disminución tras los periodos de lluvia. Dichas variaciones son más acentuadas si existe cobertura vegetal. En la Tabla 76 se observa que para todo el periodo de tiempo estudiado, los valores de la CE son siempre más bajos en el "suelo desnudo" que en las muestras tomadas "bajo planta", y en algunos casos se obtienen diferencias superiores a  $1 \text{ dS m}^{-1}$ . Probablemente, la acumulación de sales bajo la cubierta vegetal sea debida a la liberación de sales solubles durante los procesos de descomposición del mantillo (Barth, 1980; Tiedemann y Klemmedson, 1973). Tras el periodo de lluvias, se produce un flujo descendente del agua en el suelo y con él, un lavado de sales. Sin embargo, en el periodo estival la evapotranspiración hace que este flujo se invierta y que se produzca un ascenso de las sales.

Como consecuencia directa del fuego, tienen lugar cambios químicos en la solución del suelo que proporcionan un notable aumento de la salinidad de éste, debido a que se solubilizan iones (sulfatos, cloruros, nitratos, carbonatos, etc.) que previamente estaban inmovilizados (Sanroque y Rubio, 1982).

Tabla 76. Evolución de la conductividad eléctrica ( $\text{dS m}^{-1}$ ) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	1.048	1.670	1.416	3.321	3.280	1.305	0.780	1.174	1.051
	Moderada	1.314	1.417	1.256	1.691	2.443	1.201	0.762	1.215	1.197
	Control	1.294	0.897	1.247	1.247	1.283	1.057	1.202	1.508	0.918
<i>Rosmarinus</i>	Alta	1.210	1.711	1.110	3.877	3.943	1.198	1.008	1.199	0.996
	Moderada	0.915	1.707	1.531	3.347	2.570	1.134	1.163	1.458	1.203
	Control	1.539	0.984	0.844	0.844	1.987	1.236	0.917	1.037	1.283
Suelo Desnudo	Alta	0.649	0.896	0.507	2.717	2.967	1.173	0.932	1.173	0.946
	Moderada	0.638	0.776	0.725	1.706	1.892	0.851	0.648	0.988	0.960
	Control	0.622	0.832	0.679	0.679	0.853	0.553	0.559	0.433	0.451

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

En las parcelas de La Concordia, como resultado de los tratamientos de fuego, se observa un claro y brusco incremento de los valores de la CE respecto a los valores de antes de la quema (Tabla 77), provocado por un aumento de los iones en solución, sobre todo por la presencia del anión bicarbonato y de los cationes  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . De estos últimos no se han determinado sus concentraciones en el extracto de la pasta saturada pero sí que se ha realizado su cuantificación en suspensiones de ceniza: agua, en una relación de 1:400 (Capítulo 5 de Resultados y Discusión), donde se han observado concentraciones medias de 2.5, 33.3, 21.5 y 10.6  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  respectivamente.

Tabla 77. Valores medios de la conductividad eléctrica en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento	Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes		0.885 <b>† a</b>	1.032 <b>a</b>	0.862 <b>a</b>
		(0.665) <b>‡</b>	(0.505)	(0.388)
Después		3.157 <b>a</b>	2.112 <b>b</b>	0.862 <b>c</b>
		(0.842)	(0.879)	(0.388)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

‡ Desviación estándar



El incremento de los valores de la CE en las parcelas quemadas es función del tipo de tratamiento de intensidad de fuego. En la Tabla 77 se presentan los valores medios por tratamiento de fuego inmediatamente antes y después de la quema, y se observa la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre ellos. La interacción "Tratamiento x Muestreo" correspondiente a los periodos antes e inmediatamente después a la quema es significativa, y en la Figura 115 se pueden observar las diferencias entre los tratamientos. Las parcelas de alta intensidad muestran un incremento medio de  $2.3 \text{ dS m}^{-1}$ , mientras que los valores de la CE en las de moderada intensidad aumentan en  $1 \text{ dS m}^{-1}$  (Tabla 77). Estos valores elevados tienen una permanencia relativamente corta, pues cuatro meses después del incendio (otoño de 1995) se observa un brusco descenso hasta alcanzar los niveles iniciales (Figura 116).

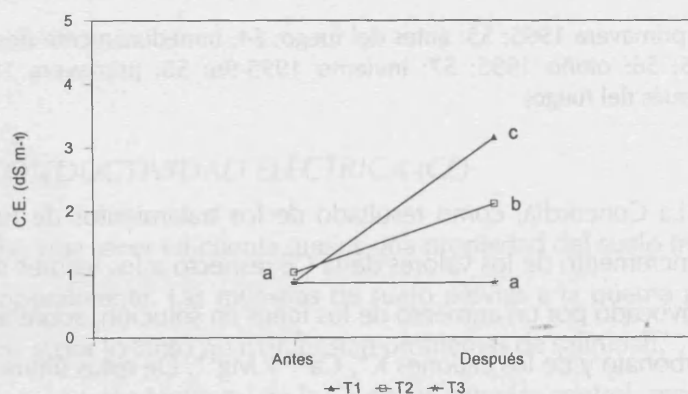


Figura 115. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable Conductividad Eléctrica ( $\text{dS m}^{-1}$ ). T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada; T3: parcelas control

Por lo que respecta a las variaciones temporales de la CE considerando el microentorno, se ha obtenido que, tanto para las parcelas de alta como de moderada intensidad, los valores de la CE en "suelo desnudo" son siempre más bajos que los de suelo cubierto por vegetación, durante todo el periodo estudiado (Tabla 76). Para el microambiente *BPRosmarinus* se obtienen los valores mayores, aunque existe un tiempo de permanencia diferente en el suelo en función del grado de intensidad de fuego (Tabla 76). Mientras que en las parcelas de alta intensidad los niveles de  $4 \text{ dS m}^{-1}$  se mantienen durante el mes siguiente para disminuir posteriormente, hasta igualar los valores iniciales tras cuatro meses después del incendio, en las parcelas de moderada intensidad se observa una disminución de  $3.4$  a  $2.5 \text{ dS m}^{-1}$  en el periodo de un mes (Figura 116). En el caso de las muestras tomadas bajo *Ulex sp.* se observa un comportamiento similar a *Rosmarinus sp.* en las parcelas de alta intensidad. En cambio, en las parcelas de moderada intensidad, los valores más altos de CE se obtienen un mes después del incendio y no como ocurre en los demás casos, inmediatamente después del incendio.

271

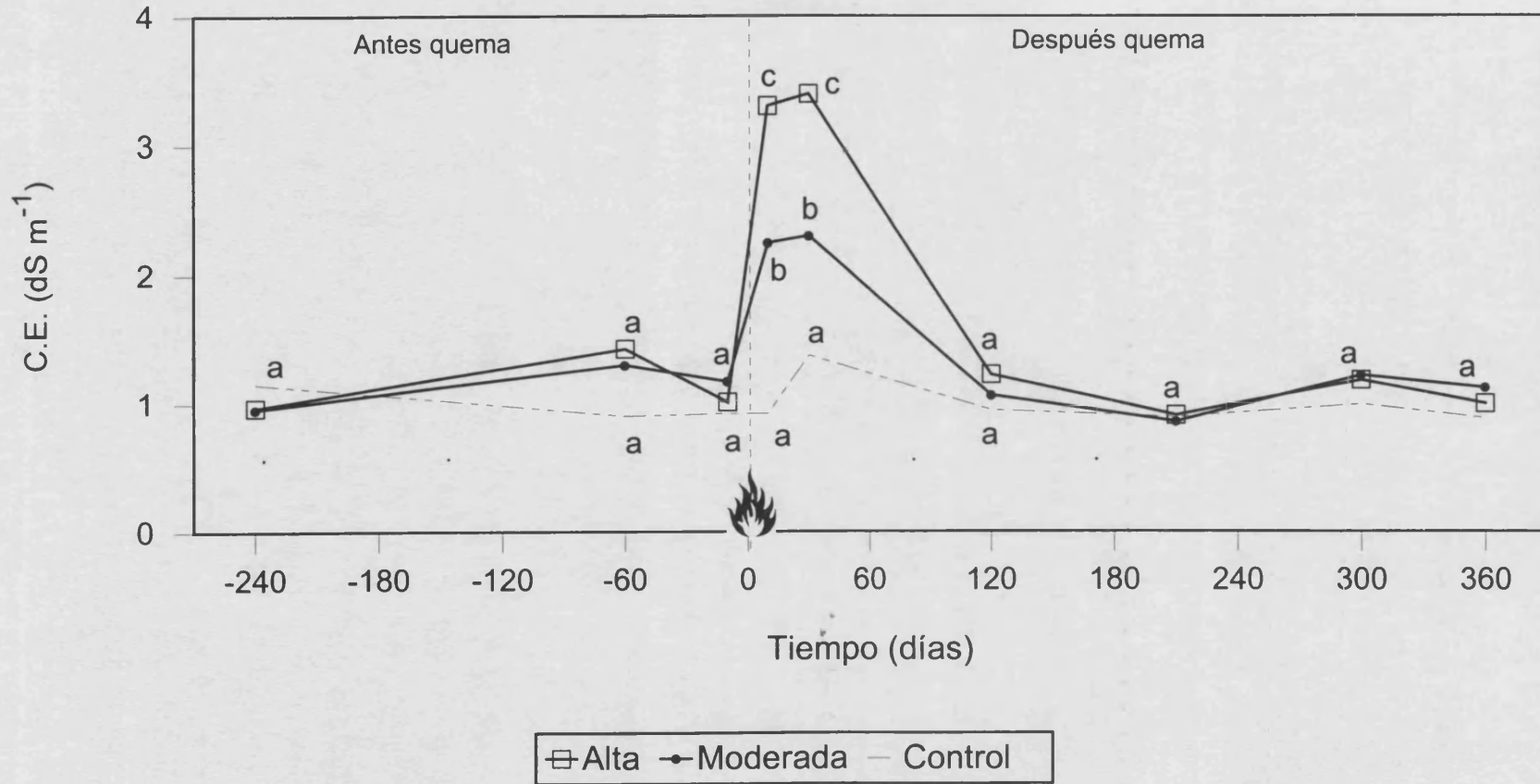


Figura 116. Variaciones temporales de la conductividad eléctrica en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9).  
DMS = 0.73 dS m<sup>-1</sup>

Por lo tanto, de todo lo expuesto anteriormente, se deduce que el aumento de la conductividad eléctrica sólo se detecta en los primeros meses después del incendio y que tiene una duración variable en función del grado de intensidad de éste, pero al cabo de un año se recuperan los niveles iniciales. Este hecho se ve favorecido por la combinación de los procesos de lixiviación de sales en el perfil y la recolonización vegetal del área de estudio, que absorbe parte de las sales solubles.

### 7.3. CARBONATOS TOTALES

El suelo de La Concordia se desarrolla sobre calizas micríticas jurásicas y presenta una elevado porcentaje de carbonatos (valor medio de 50% en los muestreos antes del fuego), que influye en muchas de sus propiedades físicas y químicas. Por un lado, determina en gran parte los valores moderadamente básicos del pH del suelo, y debido a su elevado porcentaje cabe esperar que el complejo de cambio del suelo esté saturado en  $\text{Ca}^{2+}$  (epígrafe 7.8). Por otro lado, influirá en la disponibilidad del fósforo, ya que la abundancia de  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable promueve la insolubilización del fósforo por la formación de fosfatos cálcicos insolubles. Además, por su poder floculante respecto de las arcillas, dado que tiene la capacidad de actuar como agente agregante al cementar partículas coloidales, y por su papel estabilizante en los compuestos húmicos, contribuye ampliamente a la organización de la estructura del suelo y a su estabilidad (Dutil, 1987).

En la parte superficial de los suelos desarrollados sobre rocas carbonatadas se produce una yuxtaposición de fenómenos de disolución y de reprecipitación de calcita (Duchaufour, 1984; Dutil, 1987). En general, los procesos de disolución o descarbonatación en el perfil del suelo progresan desde la superficie hacia los horizontes inferiores. La disolución está condicionada principalmente por la presencia de gas carbónico en la solución del suelo, que proviene fundamentalmente de la actividad radicular y de la descomposición microbiana de la materia orgánica. Los iones bicarbonato formados en la solución contribuyen después a la disolución de la calcita, fenómeno que puede ser cumplimentado por la acción de ácidos orgánicos solubles, producto también de la descomposición de la materia orgánica del suelo. Después de pasar a la solución, la movilidad del calcio parece estar directamente ligada a la dinámica del agua en el perfil y a las concentraciones en iones  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ . Así, si la disolución de la calcita y el transporte del calcio se efectúan principalmente durante el periodo de drenaje invernal, la reprecipitación podría realizarse, en parte, durante este periodo, pero especialmente después de detenerse el drenaje (Duchaufour, 1984).

En las condiciones del suelo de La Concordia anteriores a la quema, las fluctuaciones temporales que se observan en las parcelas control (Tabla 78) pueden ser debidas a los procesos de disolución y precipitación explicados anteriormente. En estas parcelas control, para todo el periodo de estudio, se ha obtenido un mayor porcentaje de carbonatos en el "suelo desnudo", que en el suelo bajo cubierta vegetal (Tabla 78). Este hecho puede ser debido a que la presencia de gravas y piedras en superficie, que es más elevada en el "suelo desnudo", provoque un aporte *in situ* de carbonatos, mientras que en el microambiente "bajo planta", predominarían los procesos de descarbonatación, que son más intensos en los horizontes ricos en materia orgánica.

Tabla 78. Evolución de los carbonatos totales (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	46.38	47.86	44.03	44.98	42.28	43.21	42.35	46.00	49.76
	Moderada	49.37	53.79	48.54	47.16	51.05	47.56	48.04	47.92	48.75
	Control	49.37	44.99	45.58	45.58	43.78	45.16	38.16	43.54	46.73
<i>Rosmarinus</i>	Alta	48.18	49.18	43.50	46.72	46.21*	43.58	43.25	47.23	53.33
	Moderada	47.47	51.24	45.15	46.73	48.76	43.69	48.52	44.63	49.58
	Control	48.57	45.89	45.73	45.73	42.31	46.29	42.67	41.59	44.67
Suelo Desnudo	Alta	56.41	53.72	51.18	48.84	49.17	49.62	46.34	48.73	53.24
	Moderada	54.12	54.37	49.33	49.01	50.39	49.11	47.25	50.25	51.51
	Control	53.92	51.98	49.00	49.00	50.86	50.47	45.98	52.23	53.11

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Como consecuencia del fuego cabría esperar una disminución del porcentaje de carbonatos, debido a la transformación del  $\text{CO}_3\text{Ca}$  en  $\text{CaO}$  cuando se alcanzan ciertos valores de temperatura durante el incendio. El carbonato de calcio empieza a descomponerse en  $\text{CO}_2$  y  $\text{Ca}^{2+}$  a unos  $530^\circ\text{C}$  y a una presión atmosférica de 760 mm, y a temperaturas superiores a  $882^\circ\text{C}$ , el  $\text{CO}_3\text{Ca}$  se transforma completamente en  $\text{CaO}$  (Vogel, 1961; Nishita, 1972). Como se ha observado en la experiencia de mufla (Capítulo 3 de Resultados y Discusión) el porcentaje de  $\text{CO}_3\text{Ca}$  presenta una notable disminución a partir de  $600^\circ\text{C}$ . Pero por otra parte, hay que tener en cuenta que la capa de cenizas depositada sobre la superficie del suelo presenta un elevado contenido en carbonatos de metales alcalinos y alcalino-térreos (Christensen, 1973), como también se ha obtenido tras el análisis de las cenizas (Capítulo 5 de Resultados y Discusión), por lo que cabe esperar un

incremento de los carbonatos en los primeros centímetros superficiales del suelo como consecuencia del fuego.

Los resultados obtenidos no revelan efectos claros del impacto del fuego sobre el contenido en carbonatos. El análisis estadístico de los datos no refleja diferencias significativas entre los tres tipos de tratamientos, pero si que se ha observado que la interacción "Tratamiento x Muestreo" es significativa si se tiene en cuenta el periodo completo de estudio (Figura 118, Anexo 9). Sin embargo, dicha interacción no es significativa para los muestreos realizados inmediatamente antes y después del fuego, como se observa en la Figura 117, donde los niveles de carbonatos en las parcelas quemadas son similares.

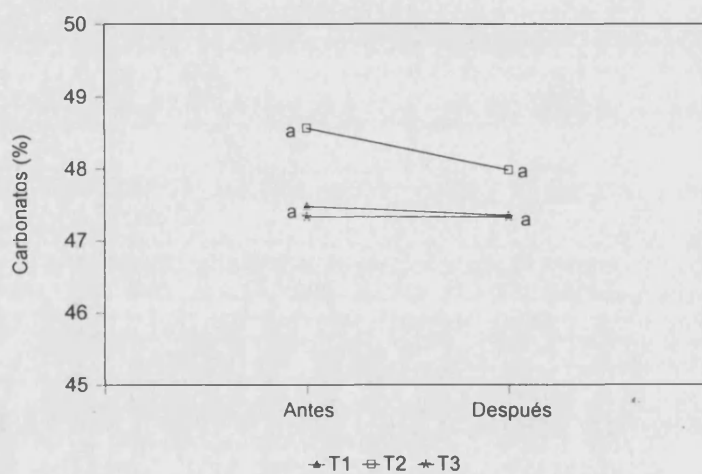


Figura 117. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable Carbonatos totales (%). T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

En cambio, un mes después del fuego, se aprecia una disminución del porcentaje de carbonatos en las parcelas sometidas a una intensidad de fuego alta, y esta tendencia descendente se mantiene hasta los 7 meses después del fuego (invierno de 1995-96) (Figura 118). A partir de este punto, se observa un incremento en los meses siguientes, hasta alcanzar de nuevo los niveles iniciales. La evolución de los carbonatos en las parcelas de alta intensidad desde justo antes del fuego hasta el final del periodo estudiado, es muy similar a la obtenida para las parcelas control. En cambio para las parcelas de moderada intensidad se observa un incremento del porcentaje de carbonatos un mes después del incendio, una posterior disminución y, de nuevo un ligero aumento hasta alcanzar los niveles existentes en el primer muestreo.

Por lo que respecta a la evolución temporal de los carbonatos en función del microentorno, se aprecia que en el caso de las parcelas de alta intensidad, los niveles de carbonatos son siempre superiores en el "suelo desnudo" (Tabla 78). Existe una tendencia general a una paulatina disminución durante los 210 días posteriores al incendio (invierno

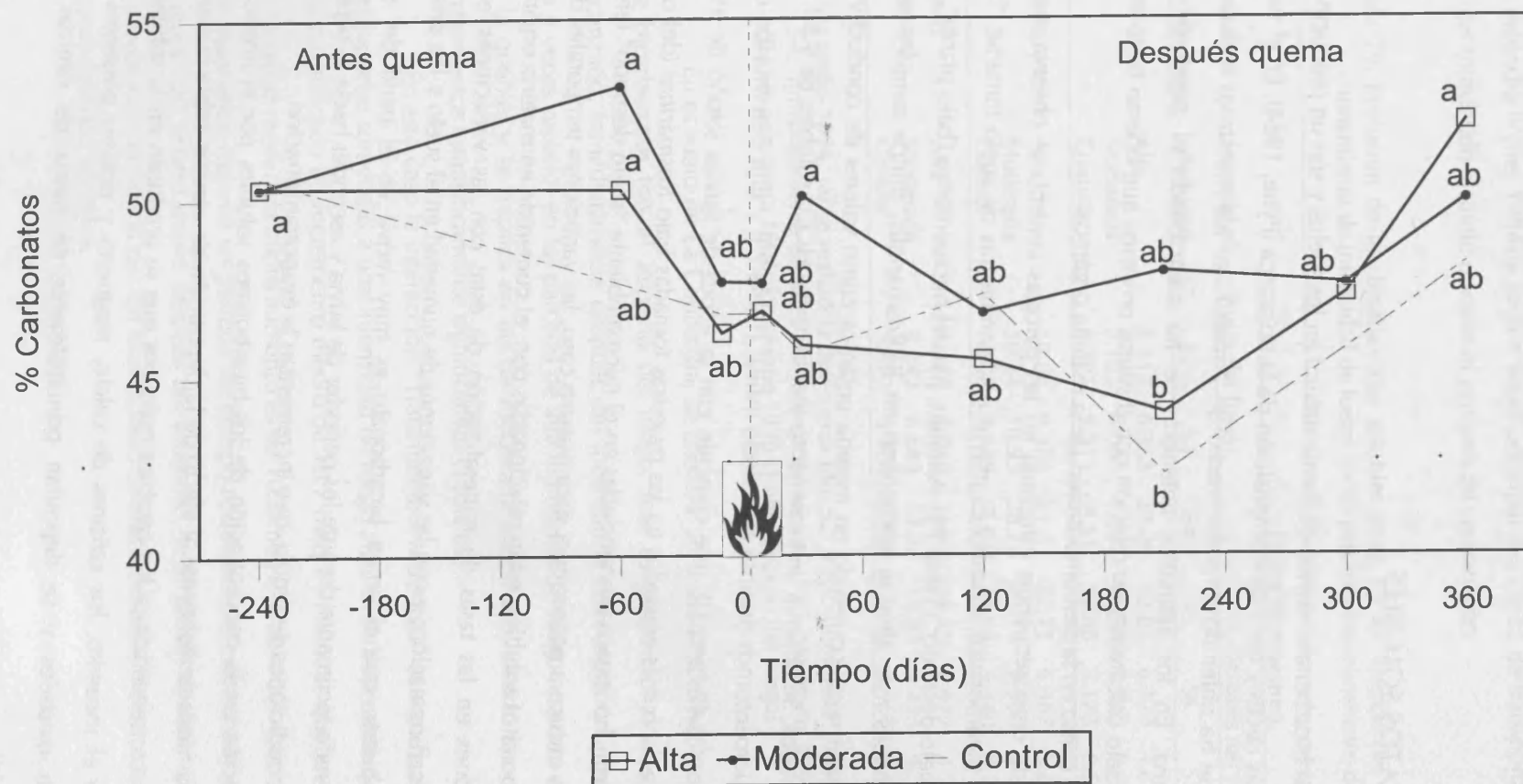


Figura 118. Variaciones temporales de los carbonatos totales en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 5.48 %

de 1995-96), y a partir de este punto se aprecia un incremento. Este comportamiento difiere del observado en las parcelas de moderada intensidad, donde no hay una clara tendencia en ningún microentorno.

#### 7.4. BICARBONATOS SOLUBLES

Las sales de bicarbonato existen de forma natural en los suelos y son un producto de la respiración de las raíces y de la descomposición de la hojarasca (Pyne, 1984). En el suelo de La Concordia se ha obtenido un valor medio de 7 meq l<sup>-1</sup> en los muestreos realizados antes de la quema. En los apartados anteriores se ha mencionado el papel de los bicarbonatos en suelo calcáreos y su relación con distintos procesos que operan tanto en la solución del suelo como en la descomposición de la materia orgánica.

Para toda la cronosecuencia estudiada en las parcelas control, se observa que la concentración de bicarbonatos solubles es mayor en las muestras de suelo tomadas "bajo planta" que en "suelo desnudo" (Tabla 79). Además, para el microentorno "bajo planta", por lo general, los niveles más altos se encuentran en BPRosmarinus, donde también se ha observado tanto un mayor contenido en materia orgánica como valores de conductividad eléctrica más elevados. Se observa un incremento medio de los HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> solubles de 4.89 meq l<sup>-1</sup> para los tres microentornos durante el periodo estival (Tabla 79) y una disminución en el siguiente muestreo (6.42 meq l<sup>-1</sup>), que coincide con la época de lluvias (otoño de 1995). Dichas variaciones son más acusadas en las muestras tomadas bajo Rosmarinus (del orden de 10 meq l<sup>-1</sup>) y mucho menos pronunciadas en el microambiente "suelo desnudo" (entre 1 y 3 meq l<sup>-1</sup>). Esto induce a pensar que, para nuestro caso, las variaciones temporales de los niveles de bicarbonatos solubles, están relacionadas con: el contenido en materia orgánica y con las variaciones en las tasas de mineralización de ésta; con las variaciones en los procesos de descarbonatación; y con las variaciones de humedad en el suelo y los procesos de lixiviación, puesto que el anión bicarbonato es muy móvil en el perfil del suelo, pudiendo ser lavado fácilmente durante los periodos de lluvia y ascender hacia la superficie cuando se dan condiciones de sequía, que incrementan la evapotranspiración.

La variación en la concentración de los bicarbonatos solubles por el impacto del fuego, es debida fundamentalmente al efecto de la deposición de cenizas sobre la superficie del suelo y, en consecuencia, a los cambios químicos que se producen en la solución del suelo. Durante el incendio, los cationes de calcio, magnesio y potasio presentes en la vegetación son oxidados y se depositan principalmente en forma de cenizas. Estos

elementos reaccionan con el agua y el dióxido de carbono presente en la atmósfera y en la solución del suelo, y forman sales de bicarbonato. Diversos autores han observado que la concentración de bicarbonatos en la solución del suelo aumenta notablemente después de un incendio (Pyne, 1984) y llega a ser el principal ion capaz de transportar los cationes que se han transferido al suelo durante el proceso de combustión.

Tabla 79. Evolución de los bicarbonatos solubles (meq l<sup>-1</sup>) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	-	8.417	6.363	23.26	32.87	6.320	4.835	5.388	4.587
	Moderada	-	5.185	8.080	12.97	16.56	5.940	5.740	5.030	4.339
	Control	-	5.791	9.511	9.51	12.08	5.173	6.526	5.030	7.144
<i>Rosmarinus</i>	Alta	-	10.84	9.376	31.81	37.71	6.387	5.809	4.791	4.007
	Moderada	-	10.24	10.93	28.75	23.13	6.900	5.808	6.428	5.865
	Control	-	7.508	7.625	7.63	18.05	9.340	8.712	5.882	9.088
Suelo Desnudo	Alta	-	4.377	3.942	21.69	28.49	4.977	4.340	2.591	3.930
	Moderada	-	4.242	6.683	15.27	15.83	4.333	4.553	3.811	3.564
	Control	-	3.602	5.420	5.420	7.10	3.468	5.023	3.069	3.419

\* S1: otoño 1994, no se realizó la determinación; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

En el suelo de La Concordia, se observa un brusco incremento en la concentración de bicarbonatos tras el impacto del fuego, que es proporcional al grado de intensidad alcanzado. Inmediatamente después del incendio la concentración media de bicarbonatos es 4 veces superior en las parcelas de alta intensidad de fuego respecto a los valores previos a la quema, y se duplica en las de moderada intensidad, siendo las diferencias entre los tratamientos estadísticamente significativas (Tabla 80).

En este caso la interacción "Tratamiento x Muestreo" es significativa (Figura 119). En las parcelas sometidas a una intensidad de fuego alta, inmediatamente después del fuego, se ha cuantificado un incremento medio de 18.7 meq l<sup>-1</sup>, mientras que en las sometidas a una intensidad moderada dicho aumento es de 10.2 meq l<sup>-1</sup> (Tabla 80). Estos niveles tan elevados se mantienen durante un periodo de tiempo relativamente corto, pues como se refleja en la Figura 120, cuatro meses después del incendio, se alcanzan de nuevo los niveles iniciales. La evolución temporal del ion bicarbonato es prácticamente la misma que la descrita para la conductividad eléctrica.



Tabla 80. Valores medios de la concentración de bicarbonatos solubles ( $\text{meq l}^{-1}$ ) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	5.906 † a (2.715) ‡	7.874 a (4.056)	6.994 a (3.681)
Después	24.611 a (9.028)	18.064 a (8.497)	6.994 b (3.679)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

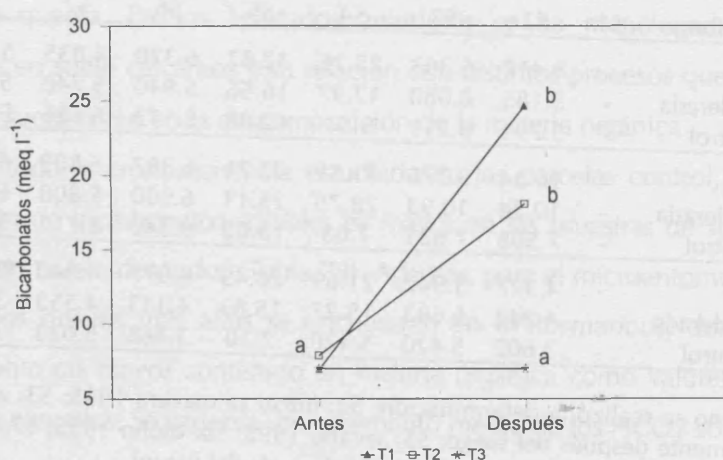


Figura 119. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para los bicarbonatos solubles. T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

Por lo que respecta a las variaciones temporales en función del microentorno, se observa que antes de la quema existe un comportamiento similar al descrito para las parcelas control, donde se obtienen valores más elevados para el microentorno "bajo planta" que en "suelo desnudo" (Tabla 79). Inmediatamente después del fuego se observa un acusado incremento en los tres casos, pero es mayor en *BPRosmarinus*, donde se alcanzan 31.81 y 28.75  $\text{meq l}^{-1}$  en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente (Tabla 79), lo que parece estar relacionado con el mayor contenido en materia orgánica en este microentorno, puesto que, como consecuencia de la rápida combustión de la materia orgánica durante el incendio, se liberan importantes cantidades de  $\text{HCO}_3^-$  al medio.

Además, un mes después del incendio se produce un nuevo incremento en los tres microambientes, aunque de menor magnitud que el anterior, posiblemente debido a la incorporación de los restos orgánicos parcialmente quemados y a la capa de cenizas depositada en la superficie del suelo, que todavía presentan una relativa capacidad de liberar

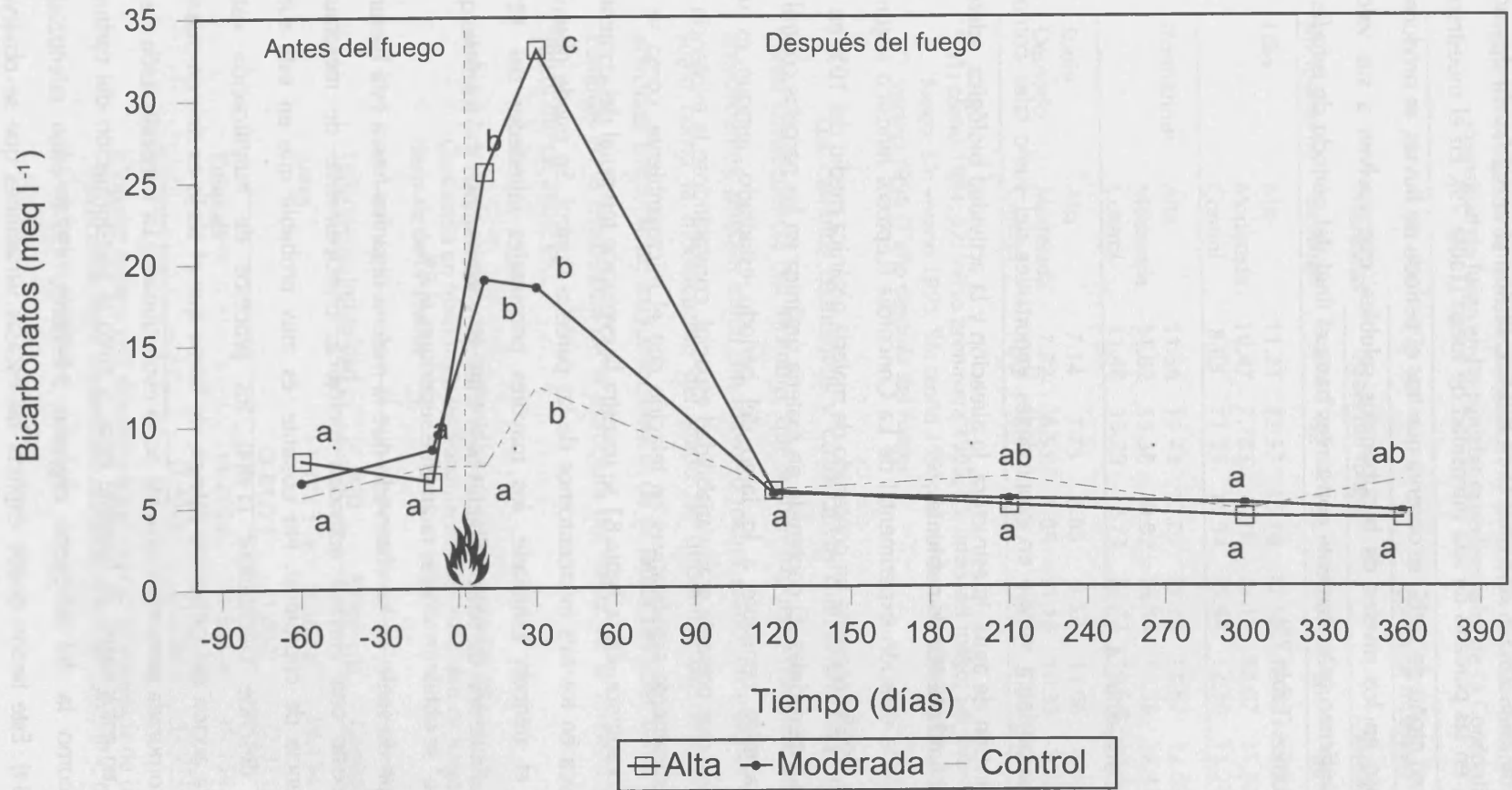


Figura 120 . Variaciones temporales de los bicarbonatos solubles en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 6.74 meq l<sup>-1</sup>

iones. De modo que 30 días después del fuego se alcanzan las mayores concentraciones de bicarbonatos en la solución del suelo, que suponen un incremento con respecto a los valores iniciales de 26.5, 28.3 y 20.6 meq l<sup>-1</sup> en *BP*Ulex, *BP*Rosmarinus y "suelo desnudo", respectivamente, en las parcelas de alta intensidad de fuego (Tabla 79). En el muestreo de suelos realizado en otoño de 1995, se observa que tras el periodo de lluvias, se produce un marcado descenso en los niveles de bicarbonatos solubles, que vuelven a sus valores iniciales, y se mantienen prácticamente constantes hasta el final del periodo de estudio en los tres microentornos (Tabla 79).

### 7.5. MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica influye en propiedades importantes del suelo tales como la capacidad de retención de agua, la estructura, la aireación y la actividad biológica, además de ser una reserva fundamental de nutrientes.

El suelo de la estación experimental de La Concordia (Leptosol réndrico según la clasificación FAO, 1988), presenta un contenido de materia orgánica medio del 10% en los cinco centímetros superficiales. El contenido en materia orgánica en las parcelas control se mantiene prácticamente constante a lo largo del periodo estudiado, aunque es una propiedad del suelo que presenta gran variabilidad espacial, constatándose la existencia de diferencias estadísticamente significativas en relación con el microambiente, como se ha visto en el capítulo anterior. En la Tabla 81 se muestra la evolución temporal del contenido en materia orgánica en los tres microentornos de las parcelas control. Se puede observar que, para todo el periodo estudiado, los mayores porcentajes (alrededor del 12%) corresponden a las muestras de suelo tomadas bajo *Ulex sp.* y *Rosmarinus sp.*, mientras que en "suelo desnudo" se obtienen valores raramente superiores al 8%.

En este tipo de suelo, se ha observado que la materia orgánica fresca está bastante fragmentada y existe una elevada actividad biológica, principalmente de mesofauna (abundante existencia de coprolitos). No obstante, es muy probable que en este suelo réndrico, como describe Duchaufour (1984), los procesos de humificación estén ralentizados por la acción del carbonato cálcico, de forma que el suelo es rico en materia orgánica bien incorporada pero relativamente poco evolucionada. La mineralización de la materia orgánica, en estos casos, es bastante lenta, y tanto la transformación del carbono (Linères, 1977) como la del nitrógeno orgánico (Herbauts, 1974) están ralentizadas (Duchaufour, 1984). Este hecho puede explicar las escasas variaciones que se observan

durante los meses de estudio en las parcelas control.

Tabla 81. Evolución de la materia orgánica (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego				Después del fuego				
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	11.21	12.57	15.16	12.52	15.59	13.67	11.83	10.10	9.25
	Moderada	10.47	7.783	8.93	10.17	10.07	11.93	9.96	10.22	9.31
	Control	8.83	11.55	11.94	11.94	12.39	11.27	13.17	11.53	10.83
<i>Rosmarinus</i>	Alta	11.56	11.43	13.07	13.19	13.87	12.59	12.42	9.707	7.79
	Moderada	11.82	13.38	10.82	13.54	11.56	12.42	12.89	11.53	10.36
	Control	11.48	13.29	12.73	12.73	13.54	13.36	11.15	10.93	11.98
Suelo Desnudo	Alta	7.14	7.73	8.83	9.57	11.06	8.48	8.74	7.82	7.07
	Moderada	7.72	8.55	8.85	11.18	10.33	9.52	8.74	6.63	7.86
	Control	7.72	6.95	7.97	7.97	8.04	7.68	8.79	6.74	7.24

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Los cambios cualitativos y cuantitativos que tienen lugar en la materia orgánica como consecuencia del incendio, que se han expuesto con más detalle en el capítulo de antecedentes, pueden influir, en mayor o menor grado, en muchas de las propiedades del suelo como la modificación del grado de disponibilidad de nutrientes; cambios en la actividad microbiana; mayor incidencia de la radiación solar sobre la superficie del suelo; cambios en la estabilidad de la estructura del suelo, de la aireación y de la capacidad de retención de agua; etc.

Tabla 82. Valores medios del contenido en materia orgánica (%) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	11.473 † a	9.286 a	10.154 a
	(3.817) ‡	(1.802)	(2.911)
Después	11.215 a	11.518 a	10.154 a
	(2.452)	(2.106)	(2.911)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

En las parcelas de La Concordia, inmediatamente tras el paso del fuego, no se aprecia ni una disminución notable del porcentaje de materia orgánica ni diferencias estadísticamente significativas en su contenido en función del tratamiento de intensidad de fuego (Tabla 82).

No obstante, en las parcelas de La Concordia sometidas a un tratamiento de fuego de alta intensidad, se aprecia una ligera disminución en el contenido medio de materia orgánica inmediatamente después del fuego con respecto a los valores iniciales (Figura 121), que puede ser debido a pérdidas del C orgánico durante el proceso de combustión (DeBano y Conrad, 1978; Raison, 1979; Christensen 1994). Esta ligera disminución del porcentaje de materia orgánica en el suelo es debida principalmente a su incompleta combustión dado que el tiempo de permanencia de temperaturas superiores a 100°C en los centímetros superficiales de la parcela es relativamente bajo (36.22 minutos). Los resultados observados, por lo que respecta al caso de una intensidad de fuego alta, no están en concordancia con lo que mencionan diferentes autores, quienes cuantifican importantes disminuciones del contenido de C orgánico (Sanroque *et al.*, 1985; Kutiel *et al.*, 1990; Carballas *et al.*, 1993; Giovannini y Lucchesi, 1997). Pensamos que el hecho de no haber observado esta clara disminución en las parcelas de alta intensidad de fuego, no es porque no se haya producido, sino que es debido a la profundidad de suelo a la que se ha hecho el muestreo. Es muy probable que en los 2 cm superficiales del suelo, donde se alcanzan temperaturas superiores a los 220°C -a partir de la cual se inicia la combustión de la materia orgánica como se ha observado en la experiencia del calentamiento artificial del suelo,- sí que se produzca una notable disminución, pero en cambio, entre los 2 y 5 cm de profundidad se puede haber producido un incremento o bien no experimentar ninguna modificación (Smith, 1970, Christensen, 1975), por lo que al homogeneizar la muestra de suelo no se aprecia una disminución significativa de los porcentajes de materia orgánica.

Un mes después del incendio se observa un incremento en el contenido de materia orgánica con respecto a los niveles existentes antes de la quema (pasan de un valor medio del 10.9% al 11.8%), probablemente debido a la incorporación de materia orgánica en el horizonte superficial proveniente de restos vegetales con diferente grado de carbonización y de las cenizas, en cuyos análisis se ha determinado que éstas contienen, por término medio, un 5% de materia orgánica. Este incremento del contenido en materia orgánica también ha sido observado, entre diferentes autores, por Trabaud (1983), De Haro y Del Moral (1998).

A partir del mes de octubre de 1995 hasta un año después del incendio, se aprecia una paulatina disminución del contenido en materia orgánica en las parcelas de alta intensidad, de forma que, al cabo de 360 días tras el impacto del fuego, se observan valores medios del 8% de materia orgánica, claramente inferiores a los obtenidos en el muestreo

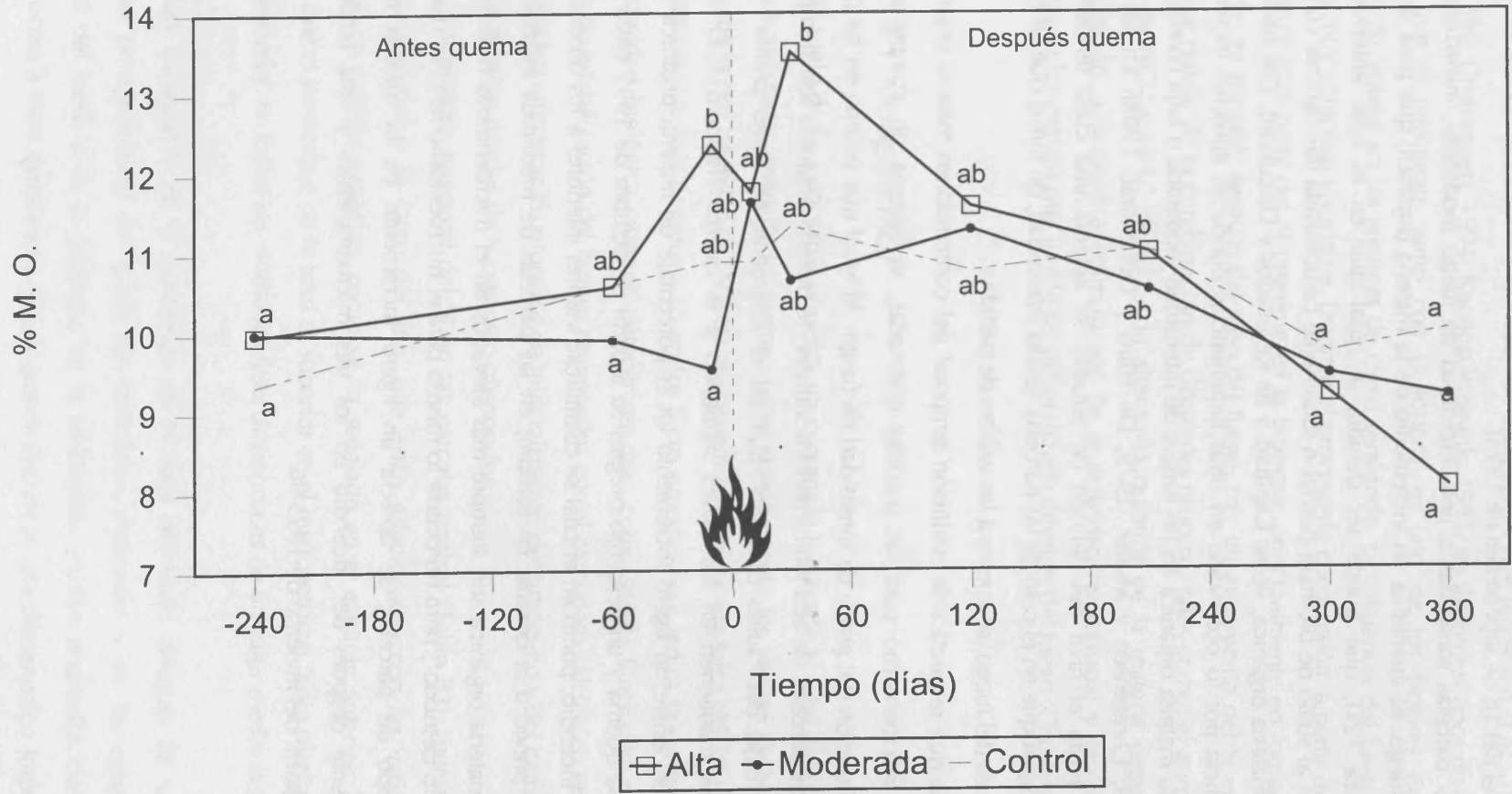


Figura 121. Variaciones temporales del contenido en materia orgánica en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 3.00 %

previo a la quema (12.4%). Esta disminución puede estar relacionada con el transporte y la redistribución de la materia orgánica del suelo, así como por la pérdida de suelo promovida por los flujos de escorrentía superficiales generados en episodios de lluvia intensos (como por ejemplo, el del 18 de septiembre de 1995).

En las parcelas sometidas a una intensidad de fuego moderada, inmediatamente después del fuego, se cuantifica un incremento de la materia orgánica, que pasa de 9.5 a 11.5%, (Figura 121), que puede ser debido, al igual que en el caso anterior, a la incorporación al suelo de biomasa parcial o totalmente carbonizada (las cenizas contienen un 8.5% de materia orgánica; véase Capítulo 5 de Resultados y Discusión). Este hecho está en concordancia por lo observado en otras experiencias donde se aprecian incrementos variables de la materia orgánica en los fuegos de intensidad moderada o baja (Wells, 1971; Raison, 1979; Christensen y Muller, 1975; De Haro y Del Moral, 1998). En los meses siguientes y hasta el final del periodo de estudio, se aprecia una clara tendencia de descenso, al igual que en el caso de las parcelas de alta intensidad, de forma que, al cabo de un año después del fuego, se vuelve a los valores de partida.

Por lo que respecta a la evolución temporal del contenido en materia orgánica en función del microentorno para las parcelas quemadas, se aprecia un comportamiento diferente en función del grado de intensidad de fuego. Al igual que ocurría en las parcelas control, en las parcelas de alta intensidad los valores de materia orgánica son siempre más bajos en el caso del "suelo desnudo" que en el microentorno "bajo planta" y estas diferencias se mantienen en los meses siguientes a la quema (Tabla 81). En los tres microentornos, existe un ligero incremento en el porcentaje de materia orgánica un mes después de la quema y un descenso progresivo a partir de octubre de 1995 hasta un año después del incendio, punto en el cual se cuantifican valores inferiores a los observados en el muestreo previo a la quema. En cambio, en las parcelas de moderada intensidad, los valores de materia orgánica son siempre más elevados en el microentorno *BPRosmarinus* que en "suelo desnudo", pero no ocurre lo mismo para el microentorno *BPUlex* (Tabla 81). En este grupo de parcelas, se aprecia un ligero incremento en la materia orgánica inmediatamente después del incendio en los tres microambientes y una tendencia a disminuir a partir del invierno de 1995-96.

## 7.6 NITRÓGENO

El impacto del fuego en el ciclo del N ha sido estudiado por multitud de autores (DeBano *et al.*, 1979; DeBano y Conrad, 1978; Raison, 1979; Jurgensen *et al.*, 1981; Raison, *et al.*, 1993; Christensen, 1994; Knoepp y Swank, 1995) en diferentes tipos de ecosistemas, puesto que el nitrógeno, junto con el fósforo, es uno de los factores limitantes del crecimiento vegetal en las regiones de clima semiárido. La influencia del fuego en el ciclo del N es muy compleja y variable. Durante el proceso de combustión, a partir de los 200°C, se volatiliza gran parte del N presente en la biomasa, principalmente en forma de N<sub>2</sub>. Por otra parte, en general, después del paso del fuego, hay un incremento del N mineral en el suelo, que resulta de la combinación de diferentes procesos tales como: el aumento de los niveles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> debido a la alteración química de la materia orgánica y a su mineralización; a la posible estimulación de la actividad microbiana; y la adición de N orgánico con las cenizas que puede ser mineralizado después del fuego (Christensen, 1973).

### 7.6.1. Nitrógeno total

El suelo de La Concordia presenta un contenido medio de N total del 0.44% en los muestreos realizados antes de la quema. Teniendo en cuenta los valores de N mineral, se observa que la casi totalidad del N total se encuentra en forma orgánica (99.7%). La relación C/N, relativamente baja (inferior a 15 en los 5 cm superficiales), indica la existencia de una fuerte actividad biológica, aunque parecer ser que, como señala Duchaufour (1984), los procesos de estabilización del humus provocados por el carbonato cálcico en estos tipos de suelos, pueden ralentizar los procesos de mineralización del nitrógeno y del carbono, lo que explicaría los altos niveles de N orgánico observados.

La evolución temporal del N en las parcelas control (Tabla 83), muestra que hay ligeras oscilaciones a lo largo del año, que están relacionadas con las variaciones del contenido en materia orgánica, como se ha señalado en el capítulo anterior. También se observa que el porcentaje de N total es superior en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo" en todos los muestreos (esta diferencia es de un valor medio del 0.13% del N total).

Las variaciones en el contenido de N total del suelo después de un incendio dependen principalmente del grado de intensidad alcanzado y de las condiciones de humedad del suelo y de la biomasa. En la bibliografía existen resultados contradictorios concernientes a estas variaciones. Así, se puede encontrar una disminución importante si la



intensidad es alta (Christensen, 1977; DeBano y Conrad., 1978; DeBano *et al.*, 1979; Raison, 1979; Giovannini *et al.*, 1989;), o bien, un aumento o ninguna variación, en el caso de fuegos de intensidad moderada ( Christensen y Muller, 1975; Carballs *et al.*, 1993; Giovannini y Lucchesi, 1997; De Haro y Del Moral, 1998). En este último caso, puede incrementarse el nivel de materia orgánica y de nitrógeno en el horizonte superficial por la adición de material parcialmente quemado. Esta falta de unanimidad en los resultados experimentales es debida a la heterogeneidad de los incendios (Stock y Lewis, 1986). La cantidad de N que se volatiliza o se deposita en la capa de cenizas depende de distintas características del fuego debidas a las diferencias en la cantidad y distribución de la biomasa, a su grado de combustión y del transporte de cenizas y restos vegetales por el viento o por el agua (Raison, 1979).

Tabla 83. Evolución del nitrógeno total (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	0.557	0.510	0.517	0.470	0.412	0.489	0.494	0.487	0.380
	Moderada	0.487	0.382	0.401	0.427	0.403	0.409	0.408	0.398	0.430
	Control	0.417	0.505	0.569	0.569	0.418	0.424	0.502	0.522	0.501
<i>Rosmarinus</i>	Alta	0.494	0.476	0.554	0.465	0.438	0.471	0.503	0.440	0.349
	Moderada	0.505	0.460	0.422	0.416	0.445	0.435	0.444	0.572	0.424
	Control	0.502	0.532	0.456	0.456	0.419	0.428	0.432	0.491	0.474
Suelo Desnudo	Alta	0.339	0.355	0.329	0.365	0.359	0.349	0.377	0.380	0.320
	Moderada	0.351	0.395	0.367	0.381	0.389	0.345	0.365	0.326	0.352
	Control	0.351	0.359	0.357	0.357	0.306	0.318	0.379	0.301	0.334

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

En el conjunto de muestras tomadas en las parcelas de La Concordia no se verifica un cambio significativo en el porcentaje de N total para ningún tipo de tratamiento de intensidad inmediatamente tras el paso del fuego (Tabla 84). No obstante, debido a que se han alcanzado temperaturas superiores a los 200°C en la mayoría de puntos de muestreo, sí que deben existir pérdidas de N por volatilización durante el incendio, pero estas pérdidas pueden estar compensadas por la deposición de restos orgánicos sobre la superficie del suelo, con el consiguiente aporte de N orgánico.

En los meses posteriores al incendio se observan ligeras oscilaciones del porcentaje de N total, tanto en las parcelas quemadas como en las control (Figura 122). Estas variaciones pueden no ser debidas al impacto del fuego, sino a las oscilaciones temporales

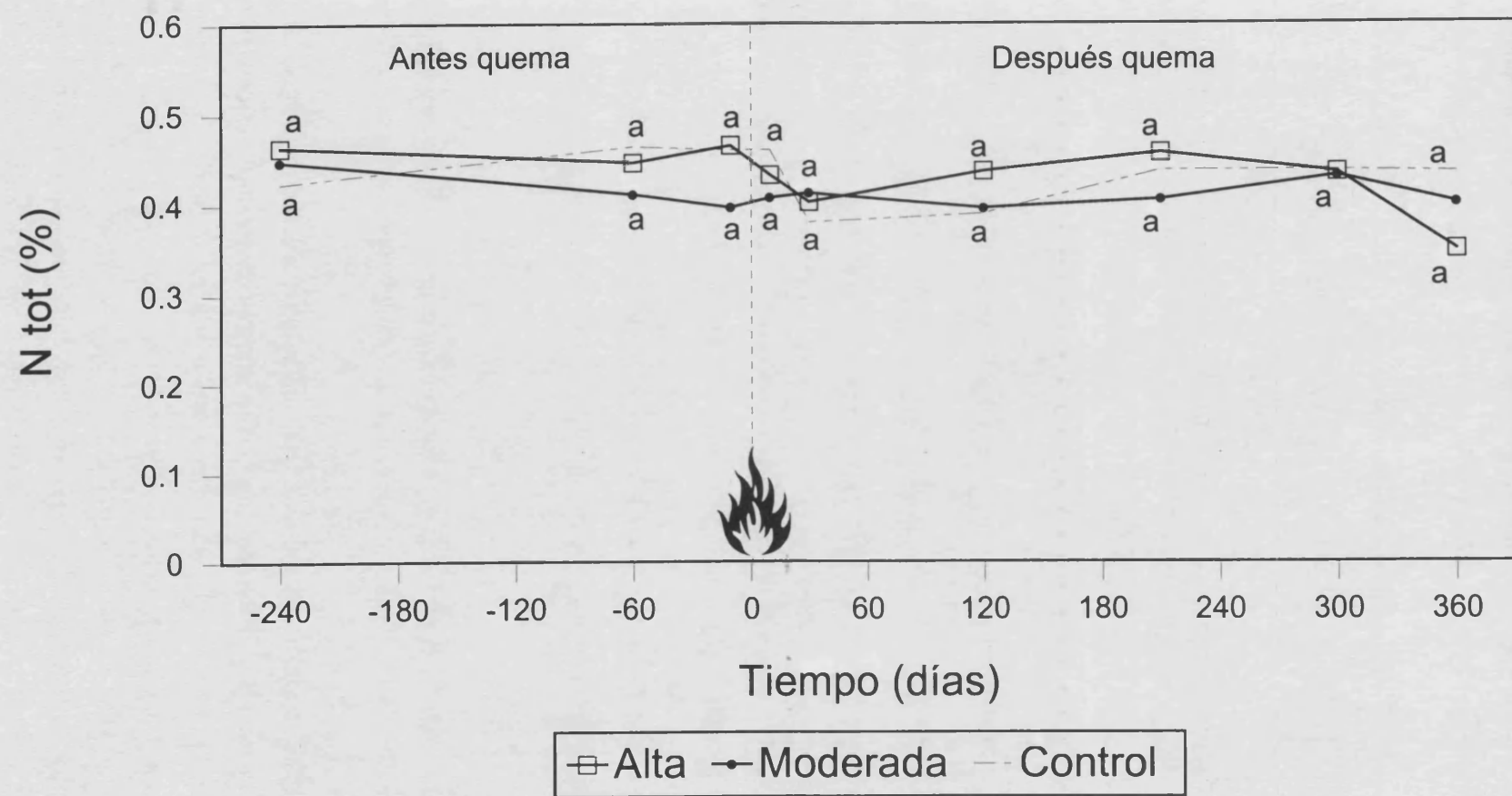


Figura 122. Variaciones temporales del Nitrógeno total en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego

del contenido en materia orgánica y a los posibles efectos de redistribución de los primeros centímetros de suelo por efecto de la escorrentía superficial. Al cabo de un año del incendio, se observan valores medios de N total ligeramente inferiores en las parcelas quemadas, con respecto a los valores existentes en las mismas parcelas en el momento de inicio del presente estudio.

Tabla 84. Valores medios del contenido en N total (%) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	0.432 † a (0.139) ‡	0.380 a (0.054)	0.435 a (0.113)
Después	0.416 a (0.082)	0.401 a (0.044)	0.432 a (0.108)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

Para todo el periodo estudiado, tanto al nivel de tratamiento como al nivel de microentorno (Tabla 83), los valores de N total son siempre ligeramente superiores en los microambientes "bajo planta" que en los de "suelo desnudo". Este hecho está en relación con el contenido en materia orgánica referido en el apartado anterior.

### 7.6.2. Nitrógeno amoniacal

El  $\text{N-NH}_4^+$  es uno de los principales componentes del N inorgánico en el suelo. Se encuentra en forma intercambiable, fijado en las partículas de arcilla o adsorbido en la materia orgánica. Sólo una pequeña proporción se encuentra en forma iónica en la solución del suelo.

Los valores de  $\text{N-NH}_4^+$  en el suelo de La Concordia son bajos, del orden de  $0.5 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ , en los muestreos realizados antes de la quema. Estas concentraciones derivan casi completamente de la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados mediante el proceso de amonificación. Como se ha citado anteriormente, la tasa de mineralización de la materia orgánica es lenta, debida a la existencia de elevados porcentajes de carbonato cálcico que ralentizan este proceso, y además en estas condiciones la transformación del  $\text{N-NH}_4^+$  a  $\text{N-NO}_3^-$  es bastante rápida, por lo que es razonable encontrar bajas concentraciones

de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo.

La evolución temporal observada en las parcelas control (Tabla 85) muestra la existencia de ligeras variaciones durante el periodo estudiado. En el microentorno "bajo planta", se aprecia un suave incremento del  $\text{N-NH}_4^+$  a partir del final de la primavera de 1995 hasta la primavera del año siguiente. Para el microentorno "suelo desnudo", se observa una alternancia de ligeros ascensos y descensos, que son inversos a lo que ocurre con el  $\text{N-NO}_3^-$  en este microambiente. Todas estas variaciones están relacionadas con los procesos de mineralización del N (amonificación y nitrificación), en los que desempeñan un papel fundamental las poblaciones microbianas del suelo.

Tabla 85. Evolución del N amoniacal ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	0.728	0.842	0.380	10.24	5.971	1.803	1.992	2.687	1.549
	Moderada	0.334	0.859	0.626	3.56	3.198	0.817	1.320	1.459	1.675
	Control	0.250	1.051	0.146	0.146	0.611	1.125	1.548	1.848	1.364
<i>Rosmarinus</i>	Alta	0.622	0.765	0.416	9.644	5.936	2.504	2.345	1.597	1.587
	Moderada	0.206	0.960	0.417	8.512	4.049	1.210	1.625	1.633	1.527
	Control	0.702	0.846	0.284	0.284	0.691	0.589	1.163	1.728	1.745
Suelo Desnudo	Alta	0.715	0.869	0.310	7.613	5.454	2.964	2.219	1.317	1.597
	Moderada	0.323	0.758	0.442	4.438	3.339	0.564	1.265	1.444	1.086
	Control	0.402	0.713	0.218	0.218	0.897	0.467	1.326	0.942	1.122

\* S1: Otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Como ya se ha citado en el capítulo de antecedentes bibliográficos, numerosos autores han observado que tras el impacto del fuego los niveles de  $\text{N-NH}_4^+$  aumentan (Christensen y Muller, 1975; Kutiel *et al.*, 1990; Díaz-Fierros *et al.*, 1990; De Ronde, 1990; Kopltek *et al.*, 1990; Giovannini y Lucchesi, 1993). Esta acumulación del  $\text{N-NH}_4^+$  se produce como consecuencia de la intensificación de procesos físicos y químicos, sobre todo por la transformación del N orgánico y también por la liberación del  $\text{N-NH}_4^+$  inmovilizado en la fracción mineral del suelo. Además, se ha observado que existe un aporte directo de  $\text{N-NH}_4^+$  con las cenizas (Capítulo 5 de Resultados y Discusión) e indirectamente, por la mineralización posterior del N orgánico que éstas y los residuos parcialmente carbonizados contienen (Christensen, 1973).

El análisis de los datos obtenidos en La Concordia muestra la existencia de un brusco incremento de los niveles de  $\text{N-NH}_4^+$  en las parcelas quemadas, inmediatamente después de la quema, que es proporcional al grado de intensidad alcanzado durante el incendio (Tabla 86). Como se observa en la Figura 123, la interacción "Tratamiento x Muestreo" es claramente significativa. Así, las parcelas de alta intensidad pasan de presentar un contenido en N-amoniaco de  $0.35 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ , antes de la quema, a  $8.7 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  inmediatamente después del fuego (del orden de 25 veces mayor), y el incremento en las parcelas de moderada intensidad es del orden de 11 veces superior (pasa de  $0.5$  a  $5.3 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) (Tabla 86).

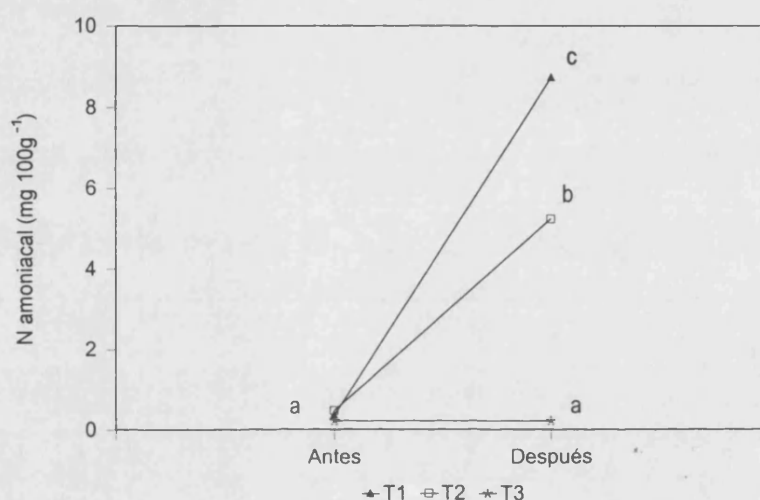


Figura 123. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable N amoniaco ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ). T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

Tabla 86. Valores medios del contenido en N amoniaco ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	0.354 † <b>ab</b>	0.471 <b>a</b>	0.216 <b>b</b>
	(0.263) ‡	(0.251)	(0.134)
Después	8.727 <b>a</b>	5.236 <b>b</b>	0.216 <b>c</b>
	(3.383)	(2.426)	(0.134)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

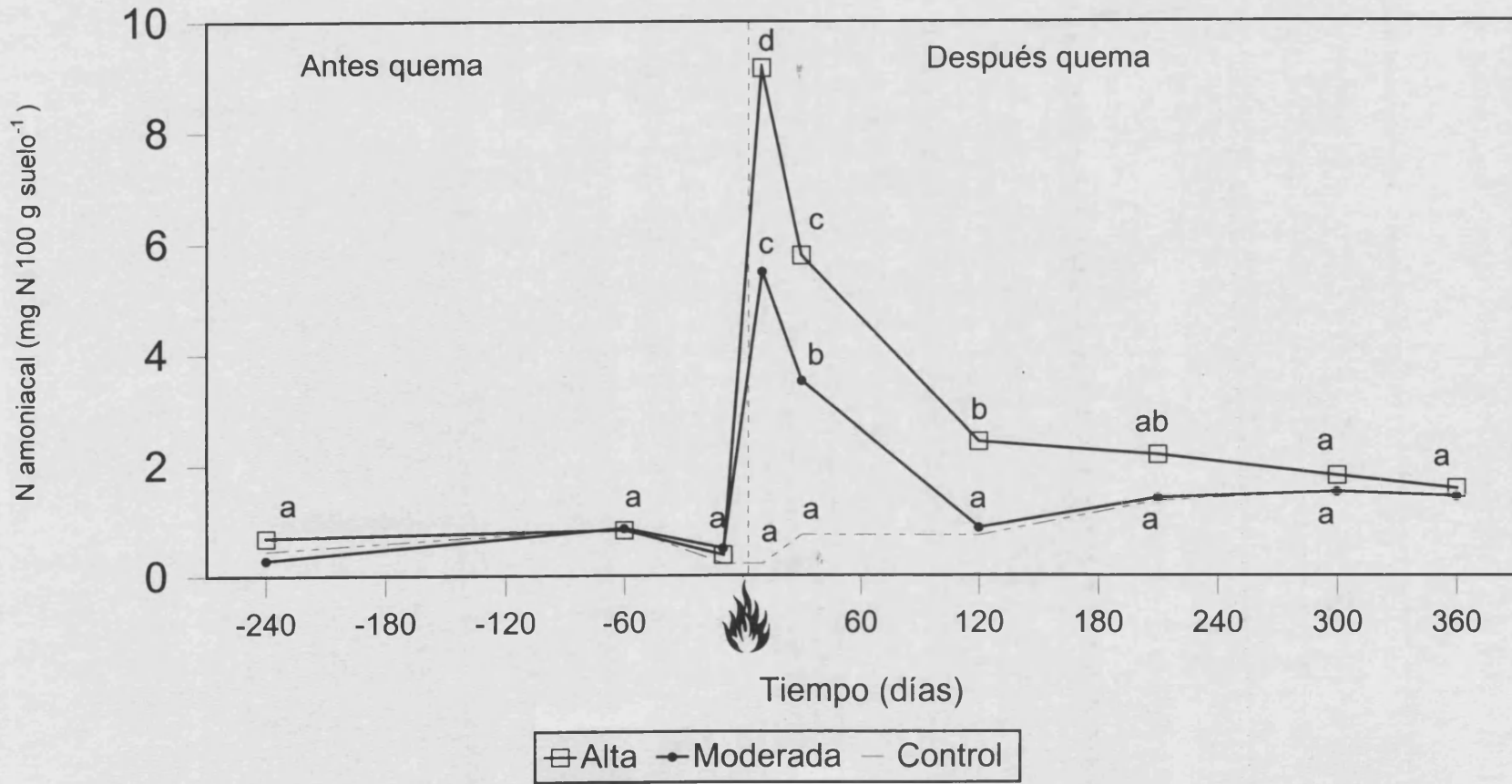


Figura 124. Variaciones temporales del nitrógeno amoniaco en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9).  
DMS = 1.69 mg 100 g<sup>-1</sup>

Un mes después del fuego, se aprecia un progresivo descenso de los niveles de  $N-NH_4^+$  en ambos grados de intensidad de fuego, manteniéndose las diferencias entre los tipos de tratamientos, que siguen siendo estadísticamente significativas (Figura 124). Los resultados obtenidos en los siguientes muestreos indican una clara tendencia regresiva, hasta alcanzar prácticamente los niveles iniciales, tras un periodo de un año después de la quema.

Por lo tanto, los niveles elevados de  $N-NH_4^+$  en las parcelas quemadas persisten en el suelo durante un periodo relativamente corto, y es durante el periodo de lluvias, cuando se observa el mayor descenso. No obstante, también cabe esperar que, como consecuencia de la entrada de calor al suelo, la actividad microbiana decrezca significativamente, en especial las poblaciones de bacterias nitrificantes, que son muy sensibles al calentamiento del suelo como han demostrado Dunn y DeBano (1977), Dunn et al (1979), Klopatek et al. (1990), lo que favorece la acumulación de amonio en el suelo. En los meses siguientes al incendio, aparentemente, las poblaciones microbianas han recuperado su actividad, sobre todo en los primeros centímetros del suelo, incrementándose los procesos de nitrificación y, por lo tanto, los niveles de  $N-NH_4^+$  decrecen notablemente.

Con respecto a las variaciones temporales del amonio en función del microentorno, se observa que en las parcelas de alta intensidad el aumento de  $N-NH_4^+$  es mayor en el microambiente "bajo planta" que en el "suelo desnudo", pero tan sólo un mes después de la quema se igualan los niveles en los tres microentornos y su evolución posterior es similar a la descrita anteriormente (Tabla 85). En cambio, en las parcelas de moderada intensidad, las muestras de suelo tomadas en *BPRosmarinus* presentan niveles de  $N-NH_4^+$  mucho más altos que *BPUlex* y que el "suelo desnudo" inmediatamente después de la quema (Tabla 85). Estas diferencias probablemente son debidas a la composición química de la materia orgánica de cada especie vegetal, que sufre una alteración química diferente, como consecuencia de la cual se incorporan al suelo diferentes cantidades de  $NH_4^+$ . Al igual que en caso anterior, estas diferencias se amortiguan con el transcurso del tiempo y en octubre de 1995 los niveles de  $N-NH_4^+$  son similares a los de antes de la quema.

### 7.6.3. Nitrógeno nítrico

El  $\text{N-NO}_3^-$  es la forma dominante de nitrógeno mineral en el suelo de La Concordia. Para este parámetro no es aconsejable dar un valor medio global para los tres muestreos previos a la quema, puesto que se han observado diferentes valores de  $\text{N-NO}_3^-$  en función del periodo de muestreo y del microentorno. Estas diferencias son debidas a que el ion  $\text{NO}_3^-$  es muy móvil y fácilmente lixiviable, además sus concentraciones varían en función de los cambios en las poblaciones microbianas nitrificantes, que son muy sensibles a pequeñas variaciones de humedad y temperatura. También hay que tener en cuenta que uno de los microentornos seleccionados (BP*Ulex*) está caracterizado por la presencia de la leguminosa *Ulex parviflorus*. En este microentorno es donde se ha observado una dinámica del  $\text{N-NO}_3^-$  distinta, tanto en las parcelas control como en las quemadas, probablemente debido a la fijación de  $\text{N}_2$  atmosférico, gracias a la existencia de relaciones simbióticas con bacterias del género *Rhizobium*.

La dinámica del N del suelo, principalmente la transformación de  $\text{N-NH}_4^+$  en  $\text{N-NO}_3^-$ , está controlada principalmente por la actividad microbiana y requiere la existencia de pH ligeramente básicos, buena aireación, altas temperaturas (entre  $30^\circ\text{C}$  y  $35^\circ\text{C}$  es el óptimo) y humedad (Rubio, 1979), circunstancias que se dan en el presente caso de estudio y que se reflejan en los resultados obtenidos (Tabla 87). En el inicio de la primavera, cuando se observa una acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  en las parcelas control (los niveles aumentan alrededor del 50%), las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  son bajas. Mientras que al final de la primavera, tras un periodo de lluvias y un progresivo incremento de la temperatura del suelo, que estimulará el crecimiento de las poblaciones microbianas, predominarán los procesos de nitrificación. Este hecho está corroborado por el notable incremento que se ha observado en los niveles de  $\text{N-NO}_3^-$  en las parcelas control, especialmente en el microentorno BP*Ulex*, donde se obtienen valores máximos de  $7 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$  en la primavera de 1996 (Tabla 87). Estos niveles, descienden bruscamente probablemente como consecuencia de la disminución de la actividad microbiana tras un periodo corto de sequía (aproximadamente de un mes, donde no se ha registrado ninguna lluvia), seguido de una lluvia de intensidad media ( $I_{30} = 20 \text{ mm h}^{-1}$ ), que facilitará el lavado del  $\text{NO}_3^-$ .



Tabla 87. Evolución del N nítrico ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	2.312	2.482	5.269	1.965	2.771	8.271	2.417	7.130	6.467
	Moderada	2.425	2.961	4.937	2.191	4.382	5.263	1.714	4.591	6.278
	Control	1.969	1.905	2.944	2.944	4.014	3.954	6.329	7.212	1.674
<i>Rosmarinus</i>	Alta	0.778	0.574	1.445	0.206	0.982	6.757	3.904	5.528	5.044
	Moderada	1.669	1.004	2.299	0.364	2.150	3.772	2.935	4.944	4.284
	Control	1.712	0.645	1.730	1.730	1.524	1.060	0.502	0.205	1.104
Suelo Desnudo	Alta	1.204	1.164	2.122	0.330	1.444	5.092	3.569	6.284	4.773
	Moderada	1.679	1.858	1.708	1.914	2.729	3.494	2.253	3.712	3.993
	Control	1.791	0.695	1.542	1.542	1.995	2.214	0.664	0.574	1.263

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Diversos autores observan que, como consecuencia de las altas temperaturas que se alcanzan durante el incendio, hay una esterilización parcial y momentánea de las poblaciones microbianas en los primeros centímetros superficiales del suelo, de forma que inmediatamente después del impacto del fuego puede haber una inhibición de los procesos de amonificación y nitrificación (Dunn y DeBano, 1977; Dunn *et al.*, 1978; Raison, 1979). El periodo de la inhibición de la nitrificación depende de la intensidad del fuego y de las condiciones del medio después de éste. Klopatek *et al.* (1990) observaron que la actividad microbiana se recuperaba más rápidamente si durante el incendio el suelo estaba húmedo que si estaba seco, aunque el número de bacterias decreció más en el suelo húmedo. En general, las bacterias nitrificantes presentan unas paredes celulares muy finas y mueren si se alcanzan temperaturas entre 53 y 58°C (Gibbs, 1919). Por otra parte, los nitratos se descomponen a temperaturas superiores a 150°C (Raison, 1979).

En las parcelas de La Concordia, inmediatamente después del incendio, se observa una disminución media en los niveles de  $\text{N-NO}_3^-$ , con respecto a los valores previos a la quema, de 1.98 y 1.07  $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$  para los tratamientos de alta y moderada intensidad, respectivamente. Después del fuego, no existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de intensidad de fuego (Tabla 88). No obstante, en este caso las variaciones en las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en función del grado de intensidad de fuego con respecto a los niveles iniciales son estadísticamente significativas (Figura 125).

Tabla 88. Valores medios del contenido en N nítrico ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	2.739 † a (2.459) ‡	2.672 a (1.574)	1.939 a (1.303)
Después	0.759 a (0.995)	1.596 a (1.430)	1.939 a (1.303)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

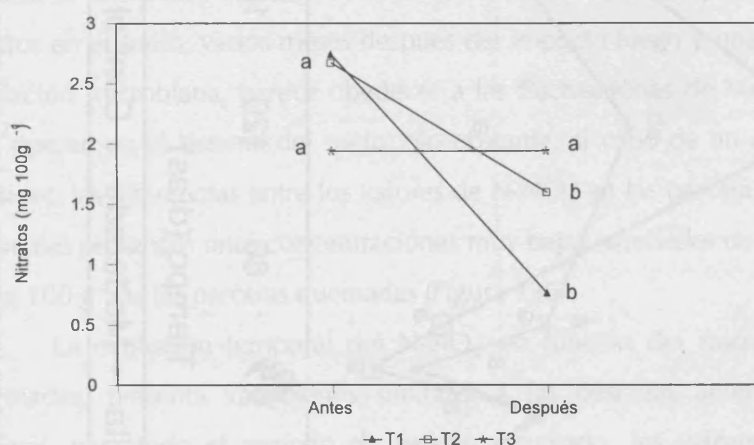


Figura 125. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable N nítrico ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ). T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad y T3: parcelas control

Un mes después del fuego (Figura 126), en las parcelas de moderada intensidad, se aprecia un aumento progresivo de la concentración de nitratos, alcanzándose niveles similares a los que existían en el suelo antes de la quema. Sin embargo, en las parcelas de alta intensidad sólo se observa un ligero incremento en los valores de  $\text{N-NO}_3^-$ . Esto parece indicar una recuperación más rápida de la población microbiana del suelo en las parcelas de moderada que en las de alta intensidad, promovida por la incorporación de cenizas ricas en elementos minerales y de compuestos orgánicos fácilmente mineralizables, que podrían estimular el crecimiento microbiano. Cuatro meses después de la quema, al finalizar el periodo de sequía y coincidiendo con las primeras lluvias, la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  en las parcelas de alta intensidad pasan de  $0.83$  a  $6.7\text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ , lo que supone un incremento del 88% desde el momento posterior a la quema (Figura 126). En las parcelas de moderada intensidad este incremento es del 64%. Si se comparan las gráficas de la evolución temporal

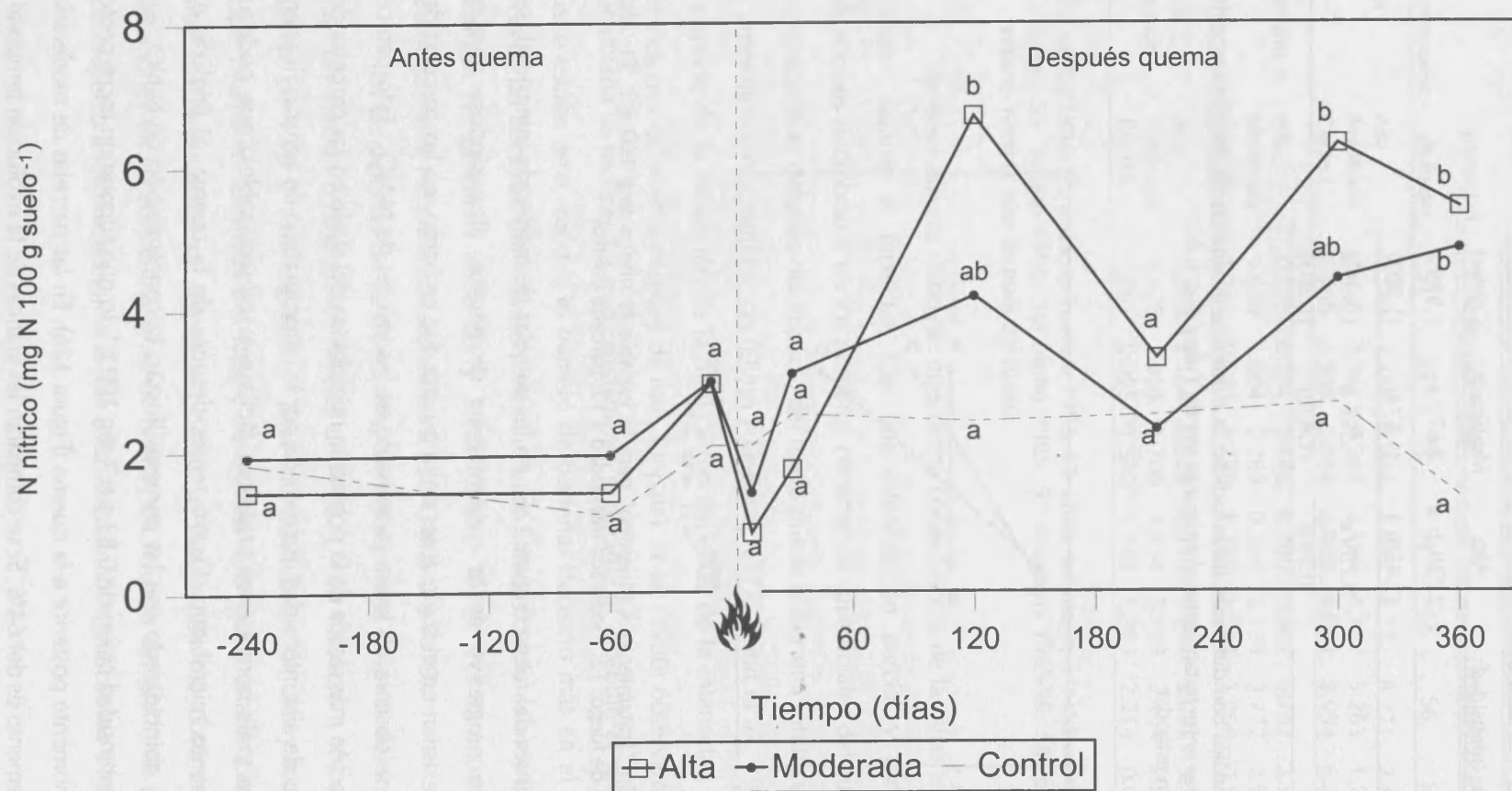


Figura 126. Variaciones temporales de los nitratos en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9).  
DMS = 2.94 mg 100 g<sup>-1</sup>

del amonio (Figura 124) y la del nitrato (Figura 126) en las parcelas quemadas, se observa un comportamiento opuesto de ambos nutrientes. El brusco incremento de la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  como consecuencia del fuego y los altos niveles de  $\text{N-NO}_3^-$  a los pocos meses de la quema, indica el predominio de los procesos de nitrificación.

En el mes de enero de 1996 (210 días tras la quema), se observa un descenso en las concentraciones de nitratos del orden del 51% y del 45%, para las parcelas de alta y moderada intensidad respectivamente (Figura 126), que probablemente es debido a una disminución de la actividad microbiana junto con las pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  que se producen por los procesos de lixiviación. En el siguiente muestreo, realizado 10 meses después de la quema, coincidiendo con la estación de crecimiento vegetal, de nuevo se incrementan los niveles de  $\text{N-NO}_3^-$ , que siguen siendo más elevados en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad de fuego. Por lo tanto, la variación temporal de la concentración de nitratos en el suelo, varios meses después del impacto fuego y una vez se ha recuperado la población microbiana, parece obedecer a las fluctuaciones de humedad y de temperatura que operan en el sistema del suelo. No obstante, al cabo de un año de la quema todavía persisten las diferencias entre los valores de  $\text{N-NO}_3^-$  en las parcelas quemadas y las control, las cuales presentan unas concentraciones muy bajas (alrededor de  $1 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) frente a los  $5 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  de las parcelas quemadas (Figura 126).

La evolución temporal del  $\text{N-NO}_3^-$  en función del microentorno en las parcelas quemadas, presenta variaciones similares a las descritas anteriormente (Tabla 87). En general, para todo el periodo de tiempo estudiado, los valores más elevados de  $\text{NO}_3^-$  corresponden al microentorno *BPUlex*, que es además el entorno en el que se registran las fluctuaciones más acusadas.

## 7.7. FÓSFORO ASIMILABLE

El fósforo, como el nitrógeno, es un nutriente con frecuencia limitante en muchas de las regiones de clima mediterráneo, debido a que la fracción de P asimilable o fácilmente soluble en el suelo es muy baja. Ello es debido a que en suelos básicos, el P se encuentra precipitado en forma de fosfatos cálcicos de baja solubilidad. Las formas inorgánicas de P de baja solubilidad suelen estar poco disponibles para los vegetales y el reabastecimiento de la solución del suelo tiene lugar a partir de las formas orgánicas a medida que éstas van mineralizándose.

El suelo de La Concordia presenta un contenido bajo de P asimilable, con un valor medio de  $0.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  en los muestreos realizados antes de la quema. La evolución

temporal del contenido en P asimilable en las parcelas control (Tabla 89), muestra que apenas existen variaciones durante el periodo de estudio. Los valores más altos de P asimilable en los tres microentornos corresponden al periodo estival.

Tabla 89. Evolución del P asimilable ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego				Después del fuego				
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	0.672	0.673	0.897	6.933	11.05	5.867	4.267	5.197	2.363
	Moderada	0.722	0.637	0.493	2.460	4.847	2.607	2.107	2.187	0.997
	Control	0.598	0.703	1.083	1.083	1.080	0.570	0.700	0.657	0.443
<i>Rosmarinus</i>	Alta	0.893	0.870	1.763	6.817	14.71	5.250	7.867	4.397	3.750
	Moderada	0.457	0.840	0.663	8.973	7.213	3.133	3.850	3.190	1.593
	Control	0.690	0.867	0.850	0.850	1.297	0.590	0.400	0.467	0.520
Suelo Desnudo	Alta	0.504	0.650	0.993	6.413	9.715	3.827	5.843	4.042	3.012
	Moderada	0.390	0.810	0.822	1.952	4.828	1.558	2.235	1.052	1.278
	Control	0.766	0.770	0.650	0.650	1.667	0.637	0.960	0.522	0.570

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Como vimos en el capítulo de antecedentes bibliográficos, normalmente, las concentraciones de P asimilable en el suelo se incrementan después del incendio (Viro, 1974; Christensen y Muller, 1975; Kutiel y Kutiel, 1989; Giovannini y Lucchesi, 1993), debido a la combustión de la materia orgánica y a los procesos de mineralización que tienen lugar en el suelo como consecuencia de las altas temperaturas.

En las parcelas de La Concordia se observa que el P asimilable experimenta un notable incremento inmediatamente tras el paso del fuego y existen claras diferencias en sus valores en función del grado de intensidad de fuego (Tabla 90). En la Figura 127 se observa que el incremento del P asimilable está en relación directa con el grado de intensidad de fuego alcanzado y presenta diferencias estadísticamente significativas con respecto a las concentraciones de P asimilable en el suelo antes de la quema. Para las parcelas de alta intensidad se ha apreciado un incremento de  $5.5 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  inmediatamente después del fuego, mientras que este aumento es de  $3.2 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  en las parcelas de moderada intensidad.

Un mes después de la quema, a medida que la fracción mineral de P presente en las cenizas (Capítulo 5 de Resultados y Discusión) se va incorporando a la fracción mineral del suelo, se cuantifican aumentos del P asimilable del orden de 10 y  $5 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  con respecto a los niveles previos a la quema, para las parcelas de alta y moderada intensidad

respectivamente (Figura 128). Otra posible explicación de este aumento del P asimilable, podría deberse a que la presencia de elevadas concentraciones de  $\text{HCO}_3^-$  en la solución del suelo provoquen una disminución de la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$ , de forma que aumente la cantidad de fósforo solubilizado.

Tabla 90. Valores medios del contenido en P asimilable ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	1.162 † <b>a</b>	0.641 <b>b</b>	0.808 <b>ab</b>
	(0.706) ‡	(0.410)	(0.365)
Después	6.644 <b>a</b>	3.834 <b>b</b>	0.808 <b>c</b>
	(3.074)	(3.702)	(0.365)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar.

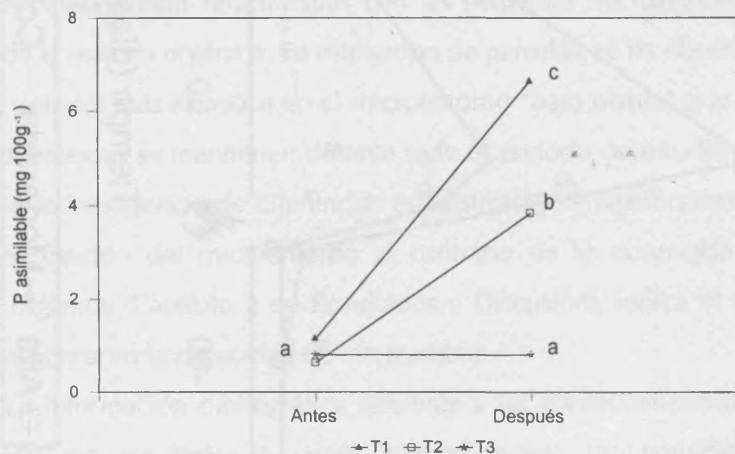


Figura 127. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable P asimilable ( $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ ). T1: alta intensidad de fuego T2: moderada intensidad y T3: parcelas control

Al igual que ocurre en el caso de la mayoría de las propiedades químicas y en los niveles de los elementos analizados anteriormente, cuatro meses después de la quema, hay un notable descenso en los niveles de P asimilable, que coincide con el muestreo realizado en otoño de 1995 (120 días tras el incendio). A partir de este momento y aunque se observa posteriormente un incremento puntual, la tendencia general es de claro descenso, de forma que al cabo de un año, en el caso de las parcelas de moderada intensidad se han alcanzado prácticamente los niveles iniciales, mientras que en las de alta intensidad aún son ligeramente superiores (Figura 128).

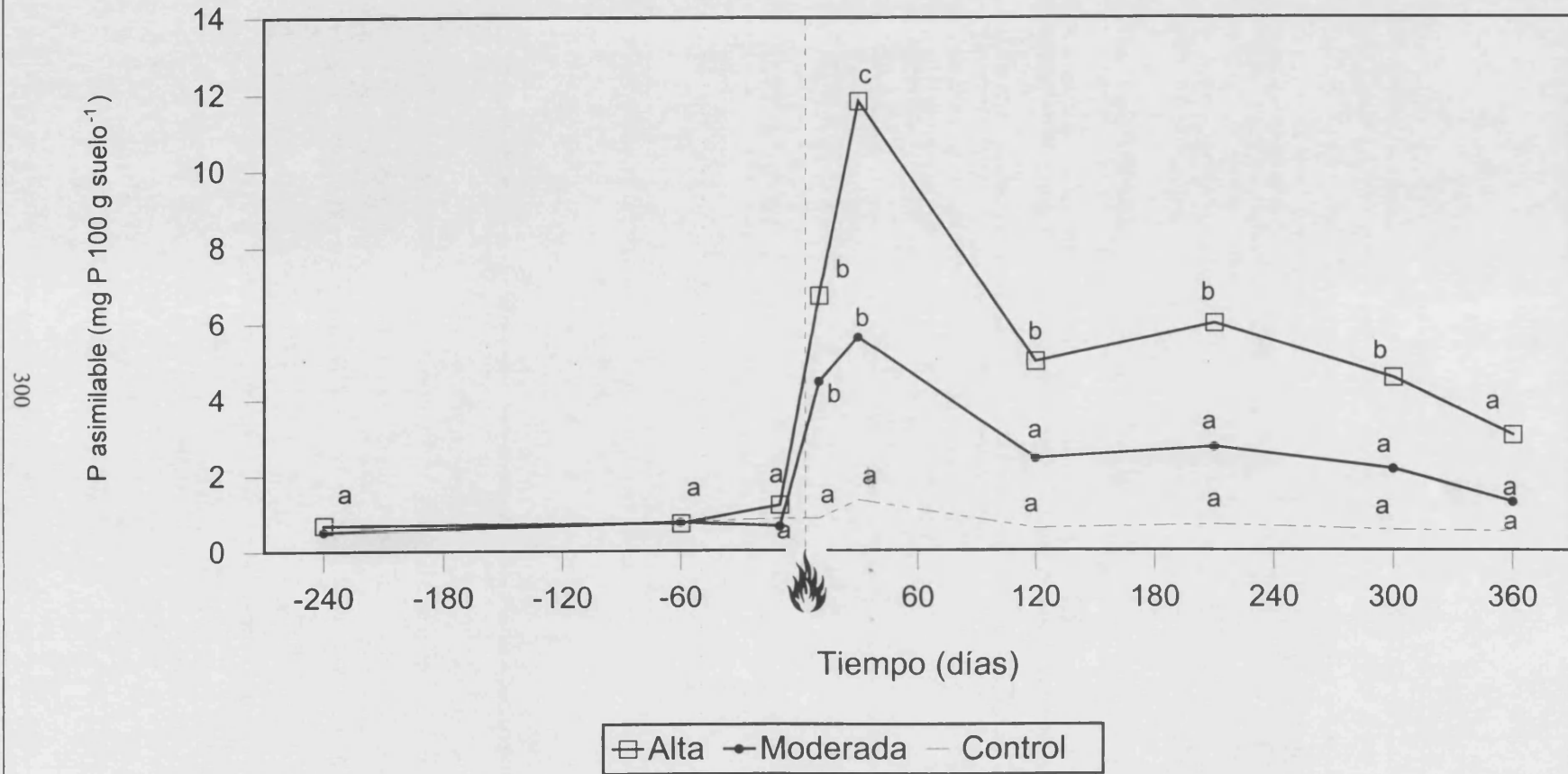


Figura 128. Variaciones temporales del fósforo asimilable en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9).

DMS = 2.63 mg 100 g<sup>-1</sup>

Si se analiza la evolución temporal del P asimilable teniendo en cuenta la presencia o ausencia de cobertura vegetal, se observa que para los tres microambientes seleccionados hay un incremento en la concentración de P asimilable, y éste es mayor en el caso de *BPRosmarinus*, tanto en las parcelas de alta como en las de moderada intensidad (Tabla 89).

### 7.8. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO (CIC)

El suelo de La Concordia presenta una CIC elevada, con un valor promedio de 30  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  en el primer muestreo realizado antes de la quema (otoño de 1994). En este tipo de suelo, el contenido en materia orgánica es el principal factor responsable de los valores de CIC observados, como se ha señalado en el capítulo anterior, debido a la buena correlación que existe entre ambas variables en el conjunto de muestras analizadas.

En las parcelas control solamente se aprecian ligeras variaciones temporales en la CIC, que parecen estar relacionadas con las pequeñas fluctuaciones en el contenido y la calidad de la materia orgánica. En este grupo de parcelas, se ha observado que los valores de CIC son siempre más elevados en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo", y estas diferencias se mantienen durante todo el periodo de estudio (Tabla 91). Este hecho, junto con la inexistencia de diferencias estadísticamente significativas para el porcentaje de arcilla en función del microentorno al contrario de lo observado con el porcentaje de materia orgánica (Capítulo 2 de Resultados y Discusión), indica el papel fundamental que ésta desempeña en la capacidad de intercambio.

La información bibliográfica referente a las consecuencias del fuego en la CIC del suelo presenta resultados a veces contradictorios. Las variaciones de la CIC están relacionadas con el grado de intensidad alcanzado durante el incendio y con los cambios inducidos como consecuencia de éste en algunas propiedades intrínsecas del suelo mencionadas anteriormente (materia orgánica y arcilla).

En las parcelas experimentales de La Concordia, tras el impacto del fuego se observa una significativa disminución de la CIC (Tabla 92), que es más acusada en las parcelas de alta intensidad (disminuye en 6.02  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , lo que supone un descenso del 19%), que en las de moderada, donde la CIC baja 4.85  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , que corresponde a una disminución del 17% con respecto a los valores previos a la quema, pero no se observan diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos de intensidad (Tabla 92). En este caso la interacción "Tratamiento x Muestreo" es significativa, considerando los muestreos inmediatamente antes y después a la quema (Figura 129).



Tabla 91. Evolución de la CIC ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	37.90	-	31.78	25.41	31.65	34.42	24.89	25.34	31.38
	Moderada	30.61	-	26.88	23.24	27.58	39.87	29.77	34.06	29.08
	Control	28.32	-	31.52	31.52	32.08	31.97	32.08	31.03	28.36
<i>Rosmarinus</i>	Alta	30.42	-	36.56	27.11	26.68	32.52	31.85	26.59	25.18
	Moderada	35.69	-	28.89	23.41	29.61	29.48	29.43	28.07	31.38
	Control	36.22	-	31.21	31.21	30.05	29.81	29.77	29.35	30.19
Suelo Desnudo	Alta	25.89	-	27.68	23.59	26.01	25.06	27.49	29.87	23.67
	Moderada	24.73	-	24.72	25.29	30.98	28.55	26.41	27.34	27.43
	Control	26.74	-	24.70	24.70	25.68	25.84	28.33	26.03	26.83

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995, no se realizaron las determinaciones analíticas; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-6; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

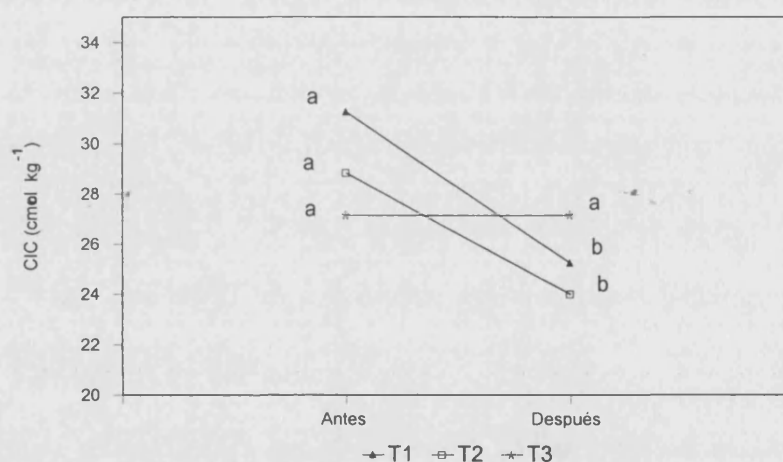


Figura 129. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para la variable CIC ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ). T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

Tabla 92. Valores medios de la CIC ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

Tratamiento Intensidad	Alta	Moderada	Control
Antes	31.245 † a	28.833 a	27.146 a
	(4.637) ‡	(3.959)	(4.681)
Después	25.228 a	24.983 a	27.146 a
	(4.609)	(3.575)	(4.681)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

303

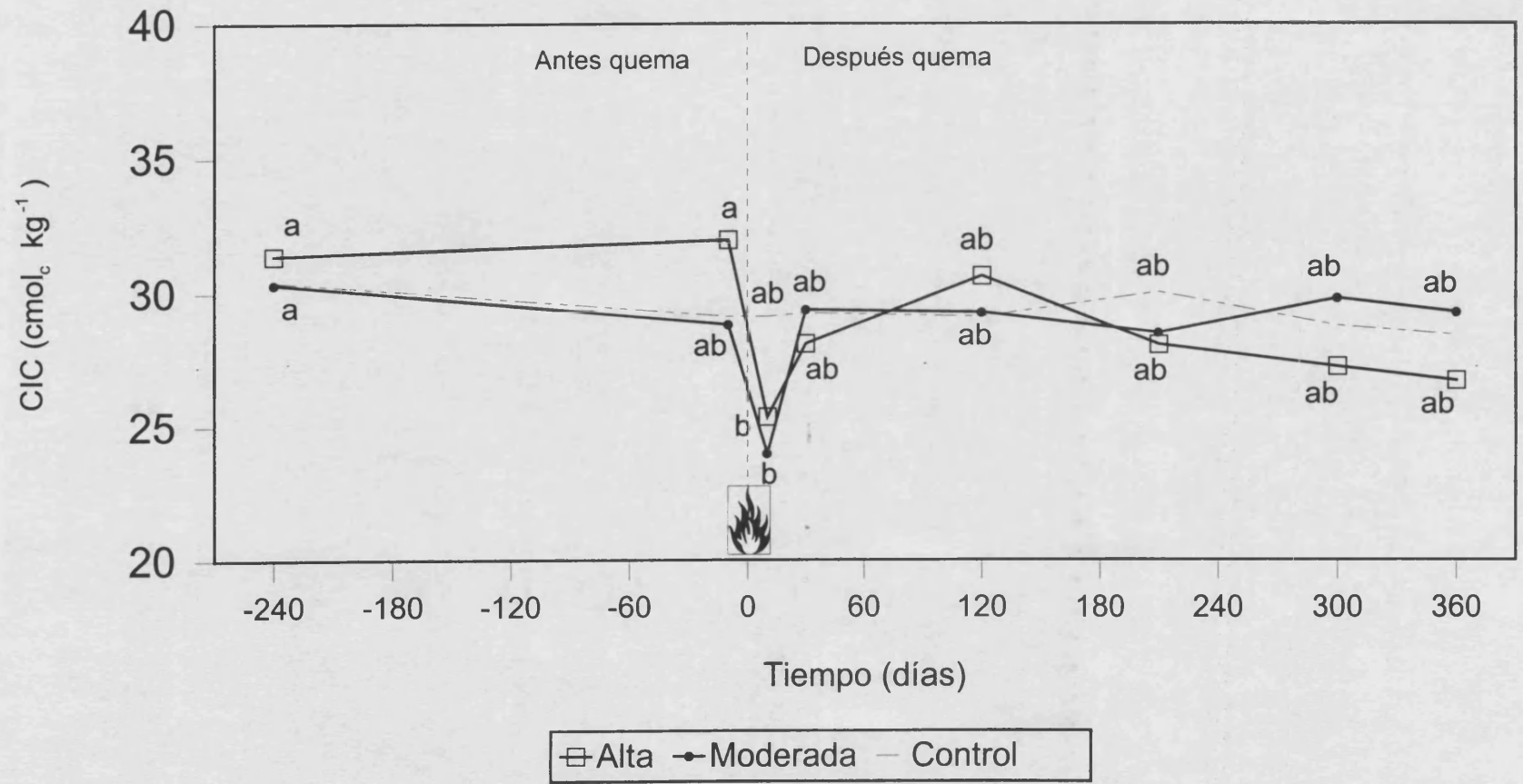


Figura 130. Variaciones temporales de la CIC en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 6.21  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$

Un mes después del incendio, se aprecia un incremento de la CIC para ambos tipos de tratamiento, que se mantiene durante los cuatro meses siguientes (otoño de 1995) (Figura 130). La existencia de cenizas y de restos orgánicos parcialmente carbonizados, con una gran superficie específica, pueden ser los principales responsables de este incremento de la CIC. A partir de este punto, existen ligeras diferencias entre los dos tratamientos de fuego. Mientras que la CIC en las parcelas de moderada intensidad sigue un comportamiento similar al de las parcelas control y prácticamente alcanza los valores previos a la quema al cabo de un año, en el caso de las parcelas de alta intensidad se observa una ligera tendencia a disminuir (Figura 130). Este hecho podría estar relacionado con la redistribución y la pérdida de suelo como consecuencia de la intensificación de los procesos de erosión hídrica (Capítulo 8 de Resultados y Discusión) que tiene lugar durante el mismo periodo de tiempo, así como, probablemente, puede que en algunos puntos de muestreo, donde se han alcanzado altas temperaturas (superiores a los 600°C), se produzca una deshidratación de la estructura cristalina de los minerales de arcilla, que provoque la rotura de dicha red, y que tenga como consecuencia una disminución de la CIC (Nishita y Haug, 1972; Giovannini et al., 1990).

Por lo que respecta a la evolución temporal de la CIC en las parcelas quemadas en función del microentorno, se observa que, en el caso de las parcelas sometidas a una intensidad de fuego moderada (Tabla 91), para el microentorno "bajo planta" hay una disminución de la CIC inmediatamente después del paso del fuego (con un valor medio de 5.56  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), mientras que en el "suelo desnudo" se aprecia un ligero incremento (0.6  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ). En este caso, la evolución posterior de los valores de la CIC, aunque presenta ligeras fluctuaciones temporales en los tres microambientes, es similar a la descrita para las parcelas de moderada intensidad. En cambio, el conjunto de valores de la CIC en las parcelas de alta intensidad considerando el tipo de microentorno muestra muchas más variaciones (Tabla 91). Inmediatamente después de la quema hay una disminución de la CIC en los tres microentornos, que es mucho más acusada en *BPRosmarinus* (disminuye en un 26%), mientras que en *BPUlex* y en el "suelo desnudo" se observa una disminución del 20% y 15% respectivamente, con relación a los valores de la CIC previos al incendio. Un mes después de la quema se observan diferentes evoluciones de los valores de la CIC en función del microentorno. Este comportamiento tan diverso no se puede relacionar con las variaciones del contenido en materia orgánica, donde se ha observado que los tres microambientes siguen comportamientos similares. Este hecho induce a pensar que en el caso de la CIC, como consecuencia de las variaciones espaciales en las temperaturas alcanzadas durante el incendio y la desigual distribución de cenizas, se incremente la heterogeneidad espacial de sus valores en el suelo.

### 7.9. BASES DE CAMBIO ( $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ y $\text{Mg}^{2+}$ )

En el suelo calcáreo de La Concordia, el complejo de cambio está dominado por la presencia, fundamentalmente, de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , y en menor medida  $\text{K}^+$  y  $\text{Na}^+$ . El orden de abundancia que se ha observado es:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$  y los valores medios en el suelo antes de la quema son:  $0.44 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$ ,  $1.34 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{K}^+$ ,  $3.77 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{Mg}^{2+}$  y  $23.517 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{Ca}^{2+}$ , que representan el 1.536%, 4.604%, 12.97% y 80.88%, para  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$ , respectivamente, del complejo de cambio. Como ya se explicó en el capítulo de Material y Métodos, las unidades en el estudio de la evolución temporal de los cationes de cambio se refieren a los porcentajes de cada catión con respecto a la CIC de cada muestreo.

La evolución temporal del porcentaje de  $\text{Na}^+$  intercambiable en las parcelas control muestra pocas variaciones y apenas existen diferencias en función del microentorno (Tabla 93). En cambio, los porcentajes de  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiables, respecto a la CIC de cada caso (%  $\text{K}_i$ , %  $\text{Mg}_i$ , %  $\text{Ca}_i$ ), presentan variaciones más acusadas en función de la época de muestreo (Tablas 94, 95 y 96). Los porcentajes de  $\text{K}_i$  y  $\text{Mg}_i$  en las parcelas control son mayores en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo", durante todo el periodo de estudio. No ocurre lo mismo con el porcentaje de  $\text{Ca}_i$ , donde se observa, al igual que ocurría en el caso de los carbonatos, que los valores en "suelo desnudo" son superiores a los del microentorno "bajo planta".

Tabla 93. Evolución del Na intercambiable (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego				Después del fuego				
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	0.842	-	1.178	4.431	1.667	0.898	1.355	2.915	0.864
	Moderada	1.171	-	1.638	5.918	1.443	1.026	1.052	1.285	0.901
	Control	1.312	-	1.471	1.471	0.745	0.907	1.088	1.280	0.381
<i>Rosmarinus</i>	Alta	1.125	-	0.677	5.007	1.412	1.025	1.326	1.495	0.618
	Moderada	0.934	-	2.768	7.377	1.855	1.336	1.388	0.853	0.993
	Control	1.218	-	1.037	1.037	0.941	1.157	1.089	1.669	0.592
Suelo Desnudo	Alta	1.157	-	2.11	4.866	1.519	1.703	1.407	2.634	0.916
	Moderada	1.687	-	2.331	3.427	1.144	1.072	1.903	0.421	1.143
	Control	1.170	-	0.766	0.766	1.021	1.118	1.061	0.849	0.300

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Tabla 94. Evolución del K intercambiable (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	3.14	-	5.45	8.58	8.15	4.52	5.72	5.64	4.69
	Moderada	3.44	-	5.05	7.61	6.57	5.13	4.05	4.02	4.89
	Control	5.25	-	4.91	4.91	3.11	4.38	4.66	4.06	4.53
<i>Rosmarinus</i>	Alta	3.65	-	4.48	8.36	11.41	5.69	5.64	6.02	6.20
	Moderada	3.28	-	5.25	11.60	7.83	5.39	5.11	5.28	4.57
	Control	3.72	-	4.97	4.97	3.87	4.56	4.03	4.14	4.82
Suelo Desnudo	Alta	2.84	-	3.09	7.78	9.82	6.11	5.52	4.85	6.03
	Moderada	2.98	-	4.24	5.22	4.92	3.73	4.52	4.19	3.83
	Control	2.54	-	3.99	3.99	3.37	3.48	3.25	2.85	3.17

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Tabla 95. Evolución del Mg intercambiable (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	9.001	-	14.87	20.09	14.71	12.24	14.42	21.10	13.71
	Moderada	10.44	-	13.25	15.15	13.02	12.39	8.93	11.11	12.77
	Control	11.92	-	13.31	13.31	7.74	9.35	8.72	11.14	11.94
<i>Rosmarinus</i>	Alta	11.62	-	13.10	17.28	18.71	13.14	13.83	16.64	19.82
	Moderada	8.598	-	13.96	22.69	12.64	11.68	10.89	15.51	13.89
	Control	10.09	-	15.04	11.04	9.81	11.72	6.14	13.72	12.39
Suelo Desnudo	Alta	7.457	-	11.73	17.45	15.57	12.76	10.95	12.83	17.07
	Moderada	8.335	-	10.76	11.15	7.08	8.72	7.07	11.34	10.71
	Control	7.887	-	9.99	9.99	5.46	7.04	4.69	9.94	9.64

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995, no se han realizado las determinaciones analíticas; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Tabla 96. Evolución del Ca intercambiable (%) en función del microentorno y del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia

Microentorno	Intensidad de fuego	Epoca de muestreo								
		Antes del fuego			Después del fuego					
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
<i>Ulex</i>	Alta	87.02	-	78.49	66.89	75.47	82.33	78.50	70.34	80.74
	Moderada	84.95	-	80.05	71.32	78.96	81.44	85.96	83.57	81.43
	Control	81.52	-	80.30	80.30	88.40	85.36	85.53	80.26	83.14
<i>Rosmarinus</i>	Alta	83.60	-	81.73	69.35	68.46	80.13	79.21	75.84	73.36
	Moderada	87.18	-	78.01	58.33	77.66	81.58	82.61	78.34	80.54
	Control	84.97	-	78.95	78.95	85.37	82.55	88.74	80.46	82.19
Suelo Desnudo	Alta	88.54	-	83.07	69.89	73.08	79.42	82.12	79.68	75.97
	Moderada	86.99	-	82.65	80.20	86.85	86.47	86.50	84.04	84.31
	Control	88.40	-	85.25	83.00	90.15	88.36	90.98	86.35	86.88

\* S1: otoño 1994; S2: inicio primavera 1995, no se han realizado las determinaciones analíticas; S3: antes del fuego; S4: inmediatamente después del fuego; S5: verano 1995; S6: otoño 1995; S7: invierno 1995-96; S8: primavera 1996; S9: verano 1996 (1 año después del fuego)

Debido a que los cationes presentan una volatilidad muy baja durante el proceso de combustión (las pérdidas por volatilización del K tienen lugar a partir de 500°C, mientras que para el Na, Mg y Ca son superiores a 880°C), las concentraciones de estos cationes se incrementan después del fuego en la superficie del suelo, como consecuencia de la deposición de la capa de cenizas (Rundel, 1983), pudiendo ser retenidos o adsorbidos, en mayor o menor grado, en función de la propia CIC y del pH del suelo. Como se ha indicado en el Capítulo 5 de Resultados y Discusión, en las cenizas analizadas, las concentraciones de estos elementos en su fracción soluble son muy elevadas, especialmente la del K, por lo que cabrá esperar que a medida que se intensifiquen los procesos de lixiviación se produzca un incremento de estas bases en el suelo.

El porcentaje de Na<sub>i</sub> muestra un notable incremento inmediatamente después de la quema, alcanzando valores promedio alrededor del 5% en ambos tratamientos de fuego, los cuales presentan diferencias estadísticamente significativas con respecto a los valores medios de las parcelas control (Tabla 97). En la Figura 131, se observa que existen claras diferencias entre las parcelas quemadas y no quemadas al representar la interacción "Tratamiento x Muestreo" considerando únicamente los muestreos previo y posterior a la quema. Pero estos valores, relativamente elevados, tienen una permanencia muy efímera en los centímetros superficiales del suelo, puesto que un mes después del incendio se observa un brusco descenso hasta alcanzar prácticamente los valores iniciales (Figura 132).

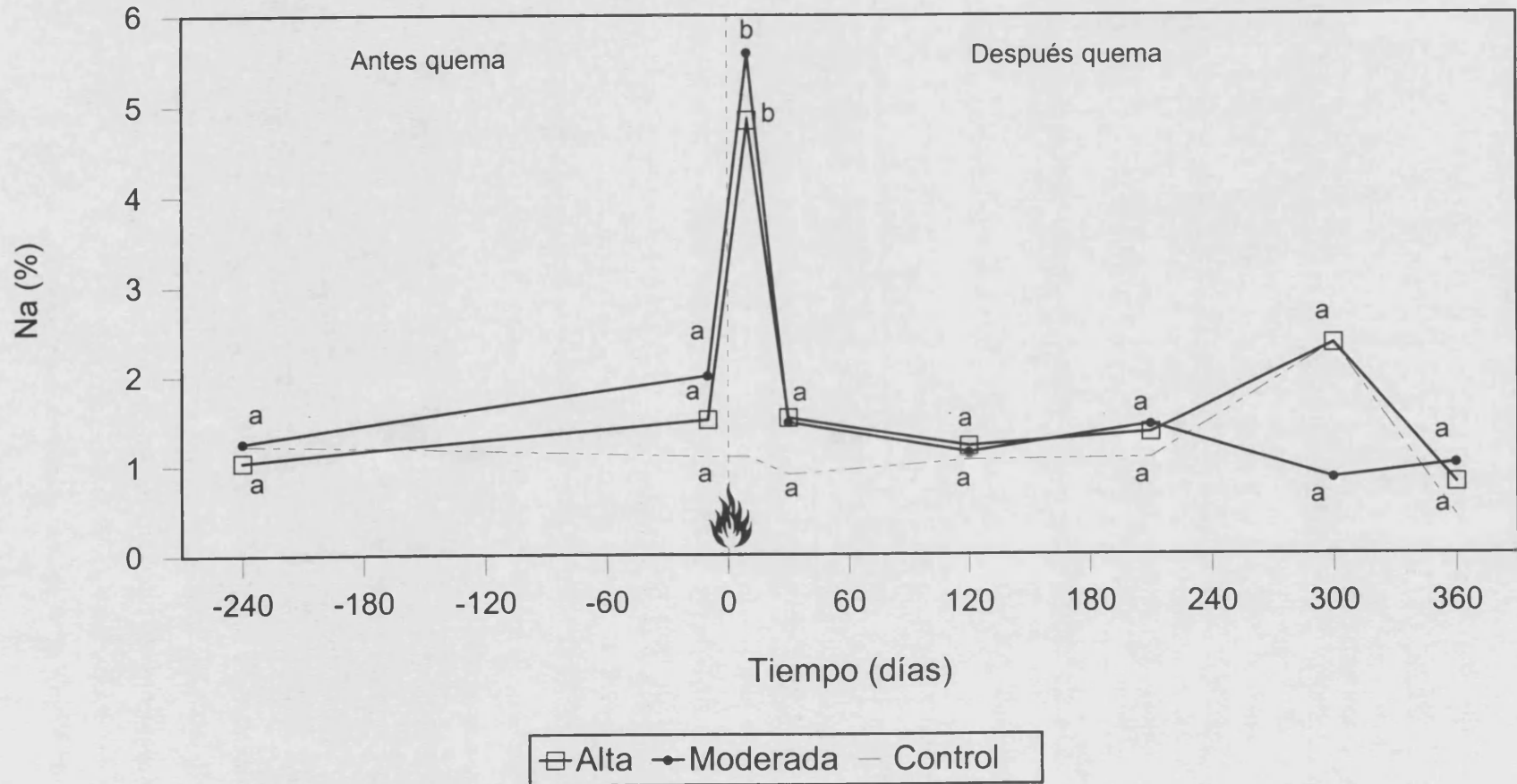


Figura 132 . Variaciones temporales del % de Na intercambiable en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9).  
DMS = 2.21 %

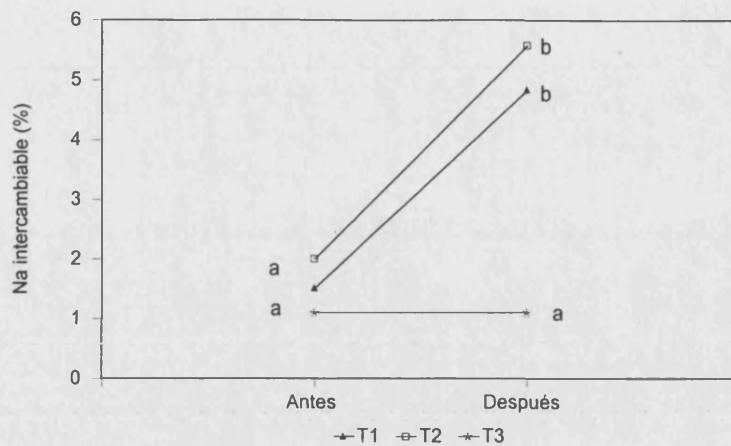


Figura 131. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para el porcentaje de  $Na_i$ . T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

Tabla 97. Valores medios de  $Na_i^+$ ,  $K_i^+$ ,  $Mg_i^{2+}$  y  $Ca_i^{2+}$  (%) en las muestras de suelo de La Concordia en función de los tratamientos de intensidad de fuego, inmediatamente antes y después de la quema

	Antes			Inmediatamente después		
	Alta	Moderada	Control	Alta	Moderada	Control
$Na_i$ (%)	1.508 † a (2.046) ‡	2.001 a (1.084)	1.098 a (0.738)	4.838 a (1.594)	5.538 a (2.363)	1.098 b (0.738)
$K_i$ (%)	4.434 a (1.709)	4.745 a (1.052)	4.633 a (0.762)	8.341 a (2.047)	8.139 a (3.686)	4.633 b (0.762)
$Mg_i$ (%)	13.667 a (3.054)	12.467 a (3.189)	12.791 a (3.423)	18.499 a (4.599)	16.335 ab (5.108)	12.791 b (3.423)
$Ca_i$ (%)	80.389 a (4.419)	80.787 a (4.141)	81.477 a (4.086)	68.321 a (7.496)	69.944 a (10.171)	81.477 b (4.808)

† Valores medios con diferentes letras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos al aplicar el test de Tukey ( $P < 0.05$ )

‡ Desviación estándar

Por lo que respecta a las variaciones del porcentaje de  $K_i$  (Tabla 97), se observa un incremento inmediatamente tras el paso del fuego (pasa del 4.5 al 8%), tanto en las parcelas de alta como en las de moderada intensidad, y ambos tratamientos presentan diferencias estadísticamente significativas respecto a sus valores en las parcelas control. Además, la interacción "Tratamiento x Muestreo" también es significativa (Figura 133).



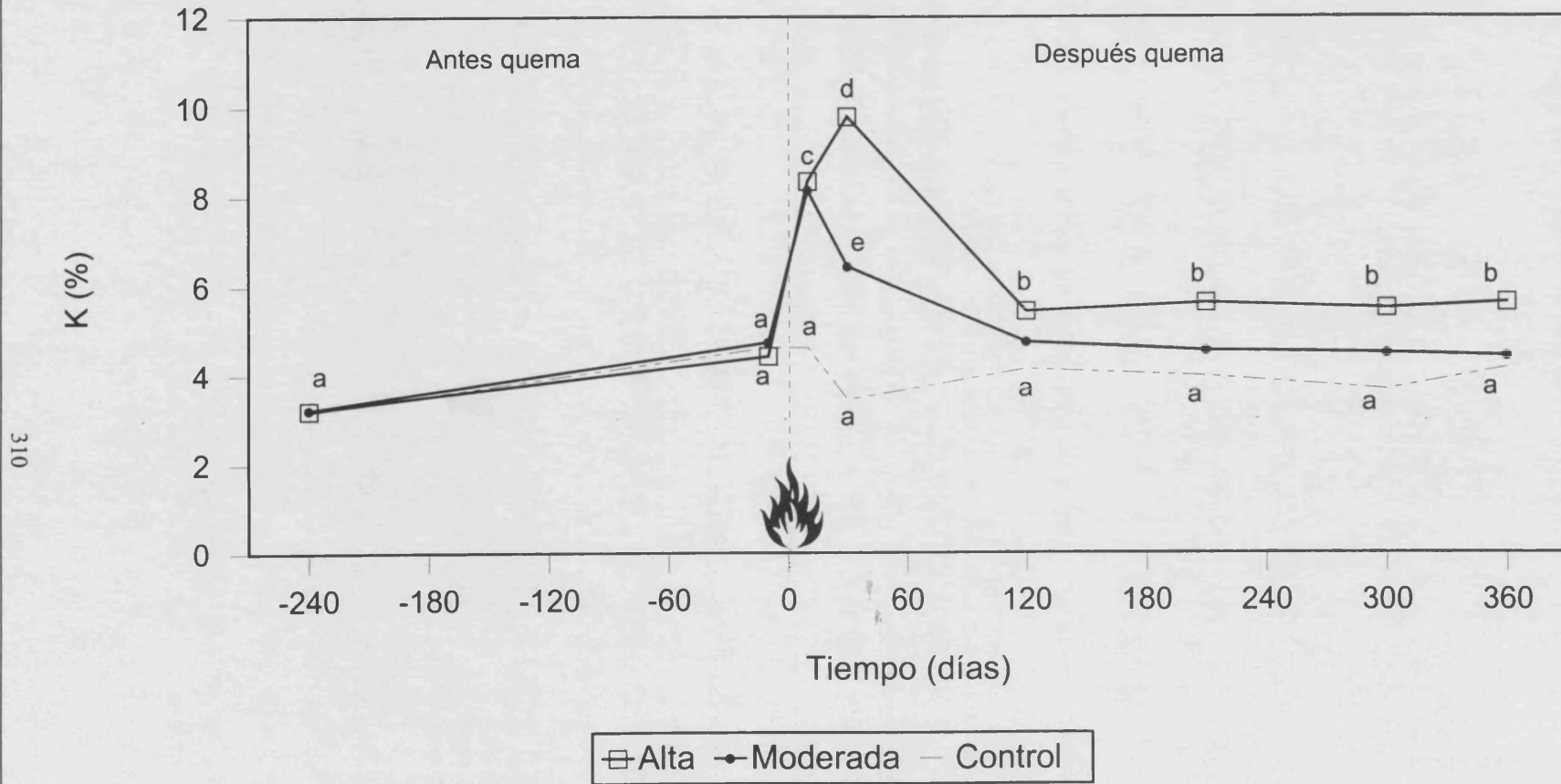


Figura 134. Variaciones temporales del % de K intercambiable en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 1.45 %

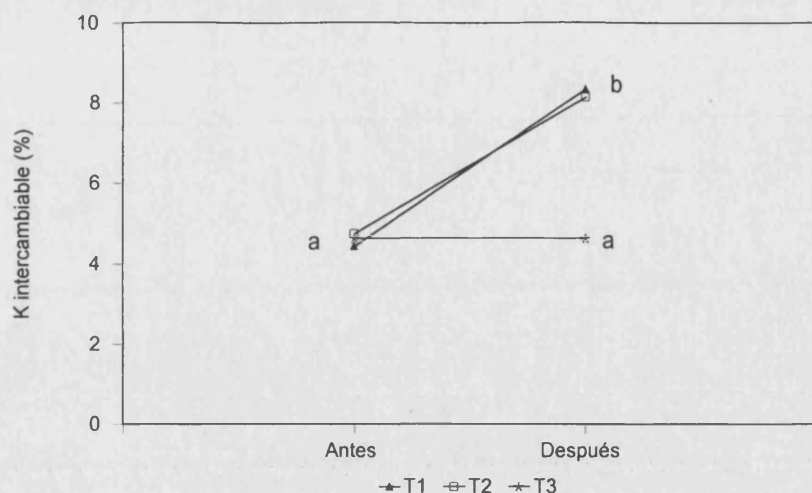


Figura 133. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para el porcentaje de  $K_i$ . T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad; T3: parcelas control

Sin embargo, un mes después del incendio, mientras que en las parcelas sometidas a una intensidad de fuego moderada el porcentaje de  $K_i$  disminuye, presentando un valor de 6.4%, se observa un nuevo incremento en las parcelas de alta intensidad, donde se alcanzan valores máximos del 9.8%. En este muestreo, existen diferencias estadísticamente significativas entre los tres tipos de tratamiento (Figura 134). A partir del otoño de 1995 (120 días después de la quema), a pesar de que los niveles de  $K_i$  han disminuido notablemente en las parcelas de alta intensidad, todavía existen diferencias estadísticamente significativas con respecto a los valores de  $K_i$  presentes en las parcelas control, que se mantienen hasta el final del periodo de estudio (Figura 134).

La evolución temporal del porcentaje de  $Mg_i$  en función del tratamiento de fuego se muestra en la Figura 135. Se observa que, al igual que en los casos anteriores, hay un incremento del porcentaje  $Mg_i$  inmediatamente después de la quema, que es superior en las parcelas de alta intensidad (pasa del 13.6 al 18.5%) y, además, existen diferencias estadísticamente significativas entre los porcentajes de las parcelas quemadas y los observados en las control (Tabla 97). En este caso, la interacción "Tratamiento x Muestreo" también es significativa al considerar los muestreos anteriores y posteriores a la quema, como se aprecia en la Figura 136. A los 30 días de la quema se observa una disminución del porcentaje  $Mg_i$ , que es más acusada en las parcelas de moderada intensidad, y a partir de este punto, se aprecia una evolución paralela en el contenido de  $Mg_i$  tanto en las parcelas quemadas como en las control, aunque los valores se mantienen siempre más elevados en las parcelas sometidas a una alta intensidad de fuego (Figura 135). En este grupo de parcelas, al cabo de 10 meses después de la quema, se registra un nuevo incremento que se diferencia estadísticamente respecto a los valores de  $Mg_i$  de las parcelas control y se mantiene prácticamente constante hasta concluir el periodo de estudio.

312

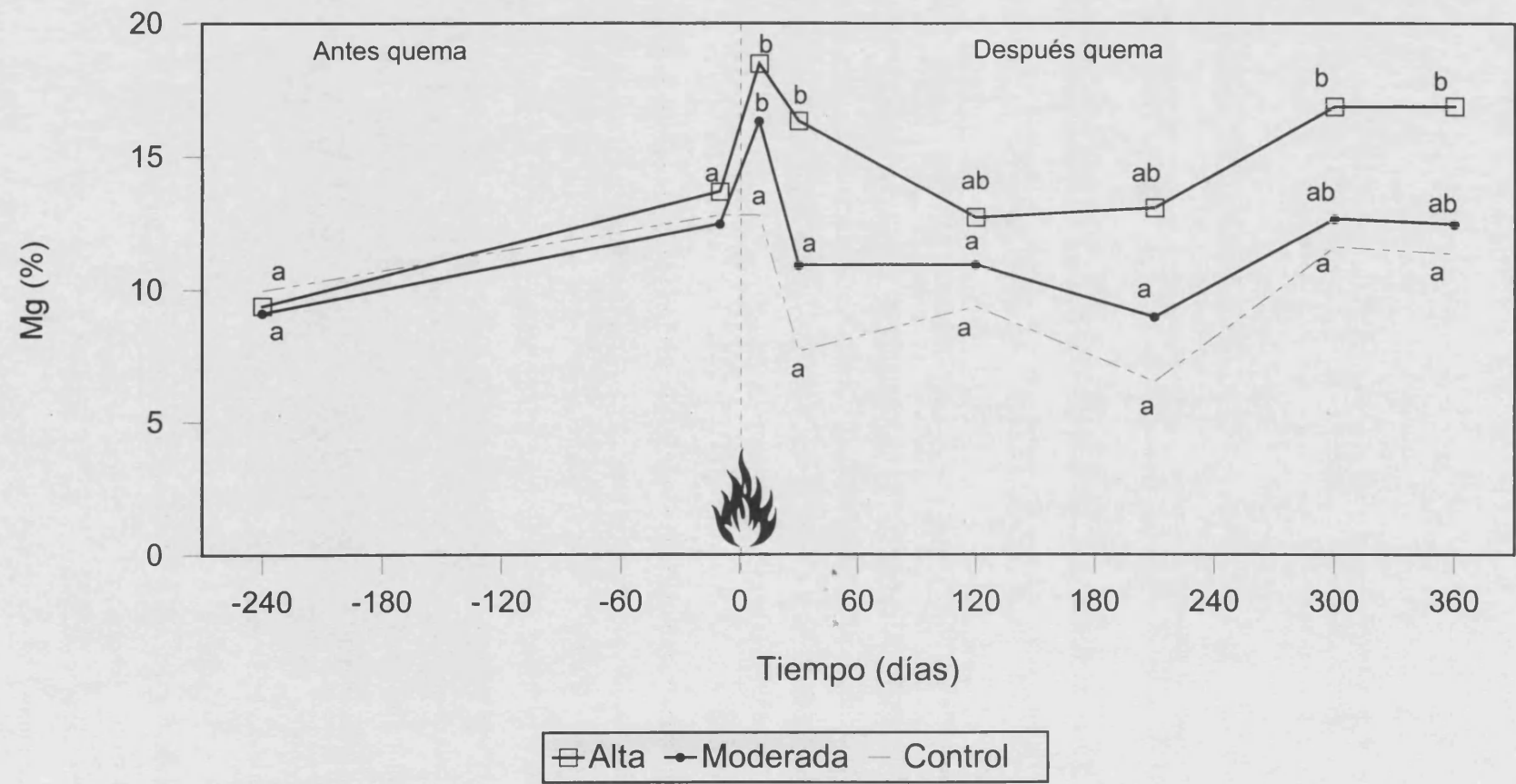


Figura 135. Variaciones temporales del % de Mg intercambiable en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 5.60 %

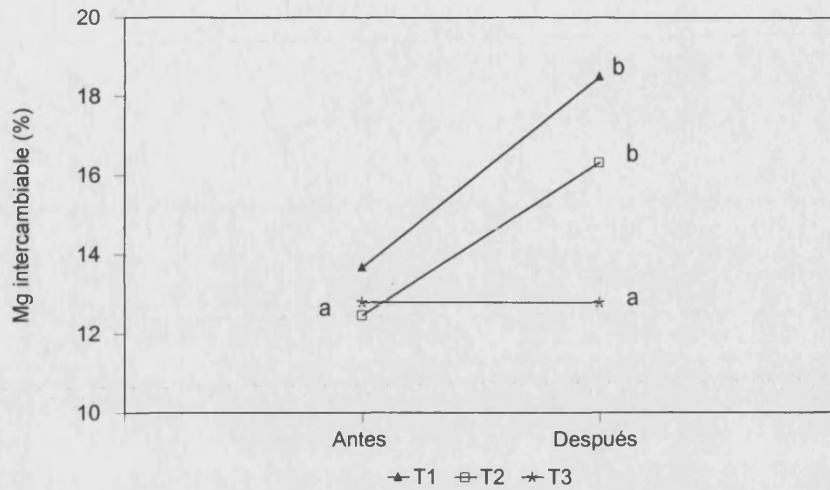


Figura 136. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para el porcentaje de Mg. T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad y T3: parcelas control

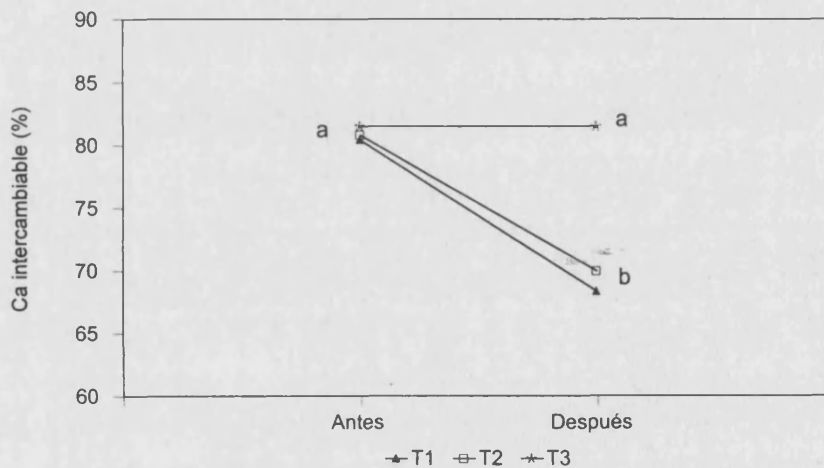


Figura 137. Interacción "Tratamiento x Muestreo" para el porcentaje de Ca. T1: alta intensidad de fuego; T2: moderada intensidad y T3: parcelas control

Al contrario de lo que ocurre en los casos anteriores, el porcentaje de Ca<sub>i</sub> muestra un significativo descenso (pasa del 81 al 68%) en el muestreo realizado inmediatamente después de la quema, en ambos grupos de parcelas quemadas (Tabla 97), y en este caso también existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores de Ca<sup>2+</sup> de las parcelas quemadas con respecto a los valores iniciales (Figura 137). Un mes después, se observa un incremento, que está inversamente relacionado con el grado de intensidad de fuego, puesto que es menor en las parcelas de alta intensidad (Figura 138). A partir del otoño de 1995, los valores de Ca<sub>i</sub> en las parcelas quemadas siguen una tendencia similar a los de las parcelas control, no obstante, son menores en las parcelas de alta intensidad.

314

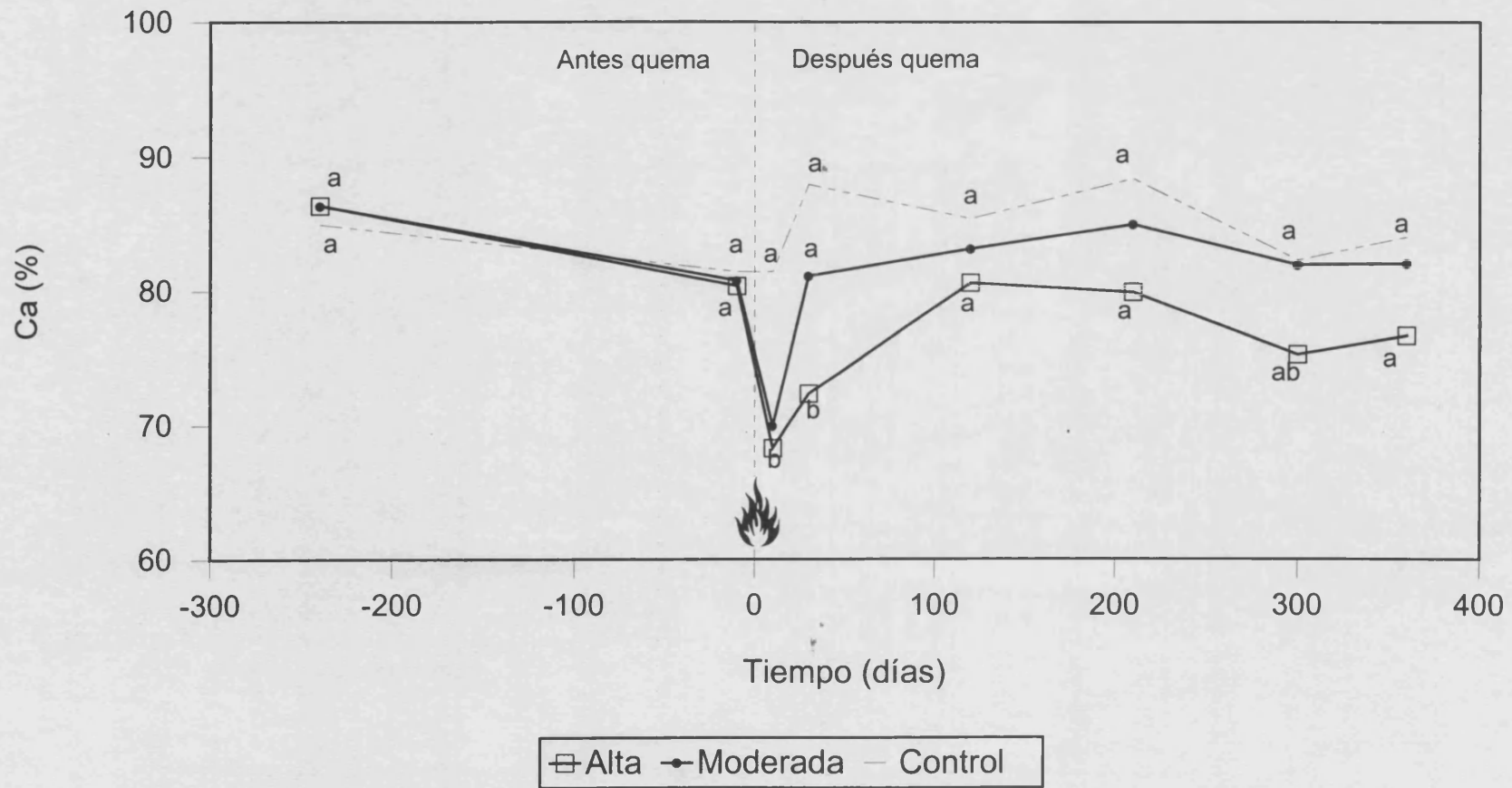


Figura 138. Variaciones temporales del % de Ca intercambiable en las parcelas de La Concordia para cada tratamiento de intensidad de fuego. Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Anexo 9). DMS = 7.89 %

Como se ha citado anteriormente, las variaciones observadas en los porcentajes de bases de cambio, son debidas principalmente a la incorporación de cationes solubles, presentes en las cenizas, al complejo de cambio. El tiempo de permanencia de los elevados niveles de bases en el suelo es breve, debido principalmente a que este tipo de suelo presenta un porcentaje relativamente bajo en arcilla (11%) y una textura franco-arenosa que no favorece los procesos de retención por adsorción, pero si que favorece los procesos de lixiviación.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que las formas dominantes de los cationes monovalentes presentes en las cenizas se encuentran fundamentalmente en forma de cloruros, que son muy solubles y presentan una gran movilidad en el perfil. Sin embargo, los cationes divalentes se encuentran principalmente en forma de óxidos, que aunque son muy solubles en agua, se transforman rápidamente en carbonatos, que son mucho más insolubles y actúan como fuente de reserva de estos nutrientes, ya que pueden solubilizarse posteriormente de forma gradual.

Por lo que respecta a la evolución temporal de las bases de cambio en función del microentorno, se establece una diferenciación entre ambos grados de intensidad de fuego (Tablas 93, 94, 95 y 96). En el caso de las parcelas sometidas a una intensidad de fuego alta, tras el paso del fuego se observa que, en general, las diferencias que existían previas a la quema entre microentornos se reducen. En cambio, no ocurre lo mismo en las parcelas de moderada intensidad, donde se aprecia que los porcentajes de  $Na_i$ ,  $K_i$  y  $Mg_i$  son, para todo el periodo de estudio, más elevados en el microentorno "bajo planta" que en el "suelo desnudo". Además, existen diferencias entre los microentornos "bajo planta", encontrándose los valores más elevados en el momento inmediato a la quema en *BPRosmarinus*. En el caso del  $Ca_i$  se observa un comportamiento inverso, esto es, los valores más elevados corresponden al microambiente de "suelo desnudo".

**A)**



**B)**



**C)**



Regeneración de la cubierta vegetal en la parcela 8 de la estación experimental de La Concordia. A) 4 meses después del fuego. B) 1 año después del fuego. C) 2 años después del fuego

## 8. IMPACTO DE LA EROSION HIDRICA EN LAS PARCELAS DE LA CONCORDIA TRAS EL INCENDIO EXPERIMENTAL

### 8.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS PRECIPITACIONES Y EPISODIOS EROSIVOS

En las parcelas experimentales de La Concordia se han registrado 33 episodios de lluvia durante el periodo de estudio, desde mayo de 1995 hasta diciembre de 1996. El volumen total de precipitación registrado desde mayo hasta diciembre de 1995 fue de 344.8 mm, mientras que en el año siguiente dicho volumen fue superior, con un total de 480.22 mm. Estos valores difieren ligeramente de los valores medios observados en las estaciones pluviométricas más próximas a la zona de estudio, Casinos y Alcuclas, cuyos valores medios anuales, calculados para el periodo 1961-1990, son de 445.9 y 485.8 mm respectivamente (Pérez Cueva, 1994). Los volúmenes de precipitación por episodio, medidos durante este periodo de 20 meses en la estación experimental de La Concordia, oscilan entre los 2.6 mm de valor mínimo hasta los 33.54 mm de máximo (Tabla 98 y Figura 139). Tan sólo se registraron dos episodios anteriores a la quema, cuyos valores no se han tenido en cuenta en el presente estudio, por la posible interferencia en los valores de los parámetros erosivos debido a las obras de instalación de las parcelas.

En la Figura 139 se representan los volúmenes de precipitación registrados en los 33 episodios de lluvia, así como un parámetro de la intensidad de las precipitaciones que en nuestro caso ha sido el factor  $I_{30}$ , intensidad máxima de la lluvia en 30 minutos (Wischmeier y Smith, 1958) de cada uno de dichos episodios. Se puede observar que, generalmente, es en los meses de otoño de 1995 y de primavera de 1996, cuando se registran el mayor número de episodios de lluvias erosivas y éstos son en general los de mayor intensidad anual, hecho que coincide con la distribución a lo largo del año de las precipitaciones en el área mediterránea. Sin embargo, durante el otoño de 1996 solamente se registraron 3 episodios de lluvia erosiva. Por otra parte, son relevantes, por lo que a la intensidad de lluvia se refiere (Tabla 98), la incidencia de precipitaciones estivales de carácter torrencial durante el periodo de estudio (23 y 31 agosto de 1995, 14 de agosto de 1996). En la Figura 139 se aprecia la existencia de una gran variabilidad en el conjunto de datos, lo que origina una dificultad añadida a la hora de analizar las diferentes causas de los distintos niveles de erosión que se generan como resultado de estas precipitaciones.



Tabla 98. Características relevantes para el conjunto de las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia durante el periodo comprendido entre mayo de 1995 y diciembre de 1996

Nº	Fecha	Periodo entre lluvias (días)	Precipitación (mm)	Duración (minutos)	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Observaciones
1 *	10-V-95	-	17.16	295	13	*
2 *	12-VI-95	33	12.74	260	7.8	*
3	23-VIII-95	72	26.26	90	20.8	E + S
4	31-VIII-95	8	9.36	285	14.56	E + S
5 †	18-IX m-95	18	7.54	135	10.92	E + S
6 †	18-IX t-95	0.5	18.72	95	35.36	E + S
7	4-X-95	16	22.62	280	22.4	E + S
8	11-X-95	7	4.42	240	1.6	e lp, s lp
9	25-XI-95	45	2.6	30	5.2	e lp; s lp
10	29-XI-95	4	3.38	75	4.16	e lp; s lp
11	9-XII-95	10	18.46	200	6.4	E + S
12	11-XII-95	2	33.54	1005	7.8	E + S
13	15-XII-95	4	8.84	935	1.4	E; s lp
14	6-I-96	24	15.6	955	9.8	E + S
15	9-I-96	3	25.22	700	5.72	E + S
16	22-I-96	13	7.54	835	2.6	E; s lp
17	31/1-I-96	9	18.8	1850	7.8	E + S
18	14-II-96	14	4.42	770	2.6	e lp; s lp
19	27-II-96	13	7.36	815	2.6	E, s lp
20	1-IV-96	32	7.8	200	9.88	E + S
21	7-IV-96	6	8.32	420	10.92	E + S
22	22-IV-96	15	6.5	595	4.16	e lp; s lp
23	6-V-96	14	22.62	165	26	E + S
24	9-V-96	3	14.3	220	10.92	E + S
25	10-V-96	1	8.06	340	5.72	E + S
26	3-VI-96	24	18.98	340	19.76	E + S
27	14/28-VIII-96	72	17.16	270	10.4	E + S
28	3-IX-96	5	4.94	20	9.88	E + S
29	8-IX-96	5	12.48	185	10.92	E + S
30	11/12-IX-96	3	22.74	620	5.72	E + S
31	11-XI-96	60	26	820	9.3	E + S
32	12/16-XI-96	5	6	180	1.8	E; s lp
33	6-XII-96	20	26.1	210	30.2	E + S

\* Episodios de lluvia registrados antes del incendio experimental en los que se observa la influencia de las obras realizadas para la instalación de las parcelas en los parámetros erosivos

† El 18-IX-95 se registraron dos precipitaciones: una de madrugada (m) y otra por la tarde (t)

E: escorrentía

S: sedimentos

e lp: volumen de escorrentía entre 0 y 2 l

s lp: cantidad de sedimentos inferior a 10 g

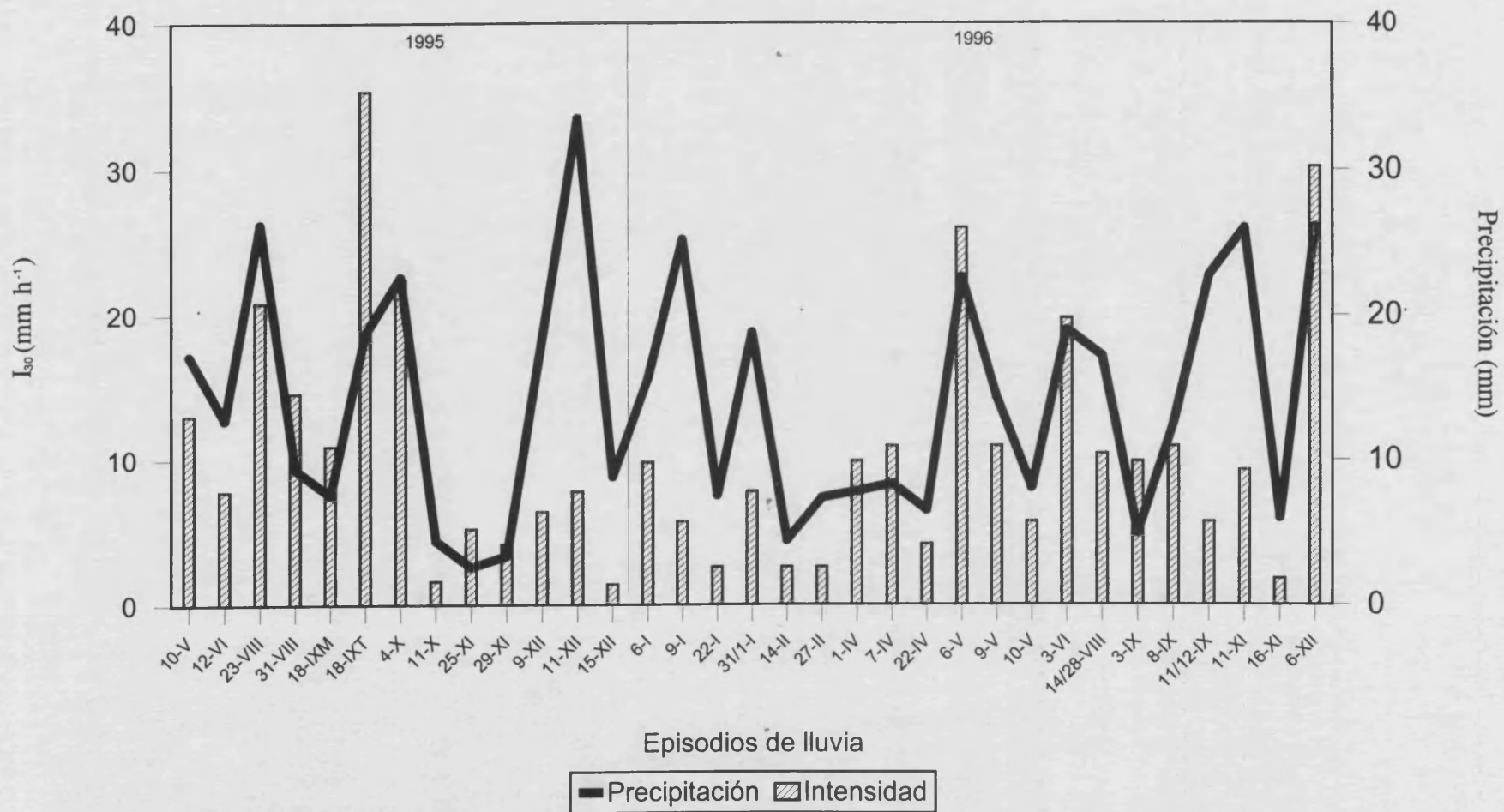


Figura 139. Intensidad ( $I_{30}$ ) y volumen de las precipitaciones de los episodios de lluvia erosivos registrados en la estación experimental de La Concordia desde mayo de 1995 hasta diciembre de 1996

## 8.2. VALORES UMBRALES

Se ha observado que el valor umbral de  $I_{30}$  a partir del cual se genera escorrentía en las parcelas control es de  $1.4 \text{ mm h}^{-1}$ , mientras que se aprecia arrastre de sedimentos en estas parcelas a partir de una  $I_{30}$  de  $1.6 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabla 99). Estos valores umbrales de la  $I_{30}$  en las parcelas que mantienen su vegetación natural corresponden a aquellos casos en los que el periodo de tiempo transcurrido entre la anterior y dicha precipitación oscila entre 4 y 7 días. En cambio, en el caso de que el periodo sin precipitación previo a dicho episodio sea igual o superior a 13 días, el valor umbral de la  $I_{30}$  es de  $2.6 \text{ mm h}^{-1}$ . En estos casos, en los que teóricamente cabe esperar un menor contenido en humedad del suelo, hecho que retardará la generación de escorrentía y el arrastre de sedimentos, los volúmenes de escorrentía oscilan entre 0.3 y 6 l por parcela, y la cantidad de sedimentos entre 0.15 y 3 g (Tabla 99).

Tabla 99. Valores de  $I_{30}$  a partir de los cuales se genera escorrentía y/o sedimentos en las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia

$I_{30}$ ( $\text{mm h}^{-1}$ )	<sup>1</sup> Días y fecha		Alta intensidad fuego			Moderada intensidad fuego			Parcelas control		
			1	4	8	2	6 <sup>a</sup>	7	3	5	9
2.6	13 días 22-I-96	Escorr (l)	2.0	5.0	3.8	4.0	5.0	2.5	4.0	2.0	4.5
		Sedim (g)	<sup>2</sup> lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp
2.6	14 días 14-II-96	Escorr (l)	0.8	1.6	1.5	1.8	1.25	0.3	1.75	0.3	1.5
		Sedim (g)	1.6	1.28	0.45	1.44	1.25	0.3	0.52	0.15	0.52
2.6	14 días 27-II-96	Escorr (l)	9.8	20.5	7.0	11.8	7.8	3.2	6.0	2.0	3.3
		Sedim (g)	8.32	16.4	2.1	8.26	4.68	1.92	3.0	0.60	1.32
1.6	4 días 11-X-95	Escorr (l)	lp	0.15	0.7	0.53	0.95	0.3	0.73	lp	0.51
		Sedim (g)	lp	1.18	1.68	1.96	2.18	1.59	0.51	lp	0.61
1.4	7 días 15-XII-95	Escorr (l)	3.8	8.75	8.5	5	9	7.5	5.5	4	5
		Sedim (g)	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp

<sup>1</sup> Días transcurridos entre dicha precipitación y la anterior

<sup>2</sup> lp: inapreciable

Por lo que respecta a las parcelas quemadas, se ha observado que los valores umbrales de la  $I_{30}$  coinciden con los mismos episodios que los descritos en las parcelas control, y del mismo modo se aprecia la diferencia entre los distintos estados de humedad del suelo. Es decir, si el suelo está "húmedo", esto es, el tiempo transcurrido desde la anterior precipitación hasta la actual es inferior a 10 días en nuestro caso, valores de  $I_{30}$  de

1.4 mm h<sup>-1</sup> generan escorrentía y, con valores de 1.6 mm h<sup>-1</sup>, se arrastran sedimentos hasta el colector. Por otro lado, cuando el tiempo transcurrido entre dos episodios de lluvia es de 13-14 días, los valores de  $I_{30}$  que generan escorrentía y arrastre de sedimentos son de 2.6 mm h<sup>-1</sup> (Tabla 99). En general, se aprecia que, para estos valores de  $I_{30}$ , tanto el volumen de escorrentía como la cantidad de sedimentos transportados que se recogen en los colectores son muy bajas, siendo inferiores a 10 l y 10 g respectivamente, en la mayoría de las parcelas (Tabla 99).

### 8.3. INTENSIDAD DE LA LLUVIA ( $I_{30}$ )

Tras el estudio del conjunto de datos de volúmenes de escorrentía y cantidad de sedimentos, y con el fin de conocer la influencia de la intensidad de la lluvia en el desencadenamiento de los procesos erosivos, se han analizado y agrupado los diferentes episodios de lluvia en función de valores similares de la  $I_{30}$ , de modo que se han establecido cuatro rangos de intensidades de lluvia (Tabla 100). El análisis de la varianza y el test de Tukey indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas de los valores medios de  $I_{30}$  entre los cuatro rangos establecidos (Tabla 100). Dichos rangos, como se observa en la Tabla 101 y en el Anexo 10, generan volúmenes de escorrentía y de sedimentos claramente diferenciados en la mayoría de los episodios considerados. No obstante, se han observado algunas excepciones a este comportamiento que se detallarán en los apartados siguientes.

Tabla 100. (a) ANOVA y (b) valores medios para los rangos de  $I_{30}$  establecidos en las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia

#### (a) ANALISIS DE LA VARIANZA

Fuente de variación	g.l.	S. C.	C. M.	F	Probabilidad
Entre grupos	3	5980.53	1993.51	246.98	0.0000
Dentro grupos	89	718.34	8.071		
Total	92	6698.87			

#### (b) VALORES MEDIOS DE LOS RANGOS DE $I_{30}$

Rangos $I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Nº de episodios (n)	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )			
		Mínima	Máxima	Media *	Des. estándar
$I_{30} < 5$	9	1.40	5.00	2.90 a	1.26
$5 < I_{30} < 10$	10	5.72	9.88	7.80 b	1.75
$10 < I_{30} < 15$	6	10.40	14.56	11.44 c	1.45
$I_{30} > 15$	6	19.76	35.36	25.75 d	5.69

\* Valores medios con distinta letra indica diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Si se tienen en cuenta únicamente los valores de escorrentía y su relación con los valores de  $I_{30}$ , se observa que (Tabla 101 y Anexo 10), para valores de  $I_{30}$  inferiores a  $5 \text{ mm h}^{-1}$ , generalmente se registran volúmenes medios de escorrentía inferiores a  $10 \text{ l}$  en las parcelas quemadas y menores de  $5 \text{ l}$  en las parcelas control. Para valores de  $I_{30}$  entre  $5$  y  $10 \text{ mm h}^{-1}$ , los volúmenes medios de escorrentía observados son entre  $36$  y  $49 \text{ litros}$  para las parcelas quemadas y de  $15.5 \text{ l}$  para las parcelas control (Tabla 101). Los valores medios de escorrentía correspondientes a episodios de lluvia cuya  $I_{30}$  se sitúa entre  $10$  y  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , son menores que en el caso anterior, entre  $20$  y  $26 \text{ l}$  en las parcelas quemadas y  $7 \text{ l}$  en las control (Tabla 101). Por último, para valores de  $I_{30}$  superiores a  $15 \text{ mm h}^{-1}$  los valores medios de escorrentía se sitúan entre  $267$  y  $531 \text{ l}$  para las parcelas quemadas y  $46 \text{ l}$  para las control (Tabla 101).

Tabla 101. Valores medios de los parámetros erosivos considerados en función de los rangos de  $I_{30}$  establecidos y del tratamiento de intensidad de fuego (alta, moderada y control)

Rango $I_{30}$ ( $\text{mm h}^{-1}$ )	Intensidad de fuego	Escorrentía (l)	Sedimentos (g)	Producción de escorrentía ( $\text{l m}^{-2}$ )	Producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ )	Concentración de sedimentos ( $\text{g l}^{-1}$ )	Coefficiente Escorrentía (%)
< 5	Alta	8.89	2.31	0.11	0.03	1.82	1.78
	Moderada	9.03	2.21	0.11	0.03	1.77	1.84
	Control	4.78	0.72	0.06	0.009	0.70	0.98
5-10	Alta	49.53	65.83 a	0.62	0.82 a	1.50 ab	2.84 a
	Moderada	36.13	54.09 ab	0.45	0.67 ab	2.07 a	2.15 ab
	Control	15.56	9.16 b	0.19	0.11 b	0.67 b	0.96 b
10-15	Alta	26.30 a	269.64	0.33 a	3.37	7.45	2.94
	Moderada	20.40 ab	150.94	0.25 ab	1.88	8.46	2.21
	Control	7.22 b	14.57	0.09 b	0.18	2.91	0.75
> 15	Alta	229.44 a	6815 a	2.87 a	85.18 a	25.44	13.01 a
	Moderada	169.15 a	4650 ab	2.11 a	58.13 ab	58.62	9.68 a
	Control	30.49 b	99.31 b	0.38 b	1.24 b	4.56	1.68 b

\* Valores medios con distinta letra indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de intensidad de fuego al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Análogamente, considerando el peso total de sedimentos obtenidos en cada parcela en relación con los valores de  $I_{30}$ , se observa que los sedimentos arrastrados hasta el colector, en los episodios cuya  $I_{30}$  es menor de  $5 \text{ mm h}^{-1}$ , son prácticamente inapreciables (un total de  $2 \text{ g}$  por parcela de valor medio); para valores de  $I_{30}$  comprendidos entre  $5$  y  $10 \text{ mm h}^{-1}$ , el valor medio de los sedimentos es de  $50 \text{ g}$  para las parcelas quemadas y de  $10 \text{ g}$  para las control (Tabla 101). A partir de valores de  $I_{30}$  entre  $10$  y  $15 \text{ mm h}^{-1}$  las cantidades de sedimentos recogidas son mayores, pero en ningún caso superiores a los  $1000 \text{ g}$  en las parcelas quemadas (Tabla 101). Cuando los valores de  $I_{30}$  superan los  $15 \text{ mm h}^{-1}$  se observa un brusco incremento en la cantidad de sedimentos procedentes de las parcelas quemadas ( $6.8$  y  $4.6 \text{ Kg}$  de valores medios), llegando en

algunos episodios a los 14 Kg por parcela, mientras que en las control, los valores medios están alrededor de 100 g (Tabla 101).

A la vista de estos resultados, sólo pueden considerarse como fuertemente erosivos en el presente estudio, aquellos episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  superan los 15  $\text{mm h}^{-1}$  (entre 19.7 y 35.36  $\text{mm h}^{-1}$ ). Existen grandes variaciones con respecto al valor a partir del cual una lluvia produce una erosión significativa. Unos autores han fijado este valor en 30  $\text{mm h}^{-1}$ , mientras que otros lo elevan a 50  $\text{mm h}^{-1}$  (Porta, 1994). Martínez (1990) obtiene valores de  $I_{30}$  entre 11.2 y 89.2  $\text{mm h}^{-1}$  para tormentas erosivas en una zona central de Sicilia. Morgan (1997) cita que valores de 25  $\text{mm h}^{-1}$ , son adecuados para Tanzania (Rapp et al, 1972) y Malasia (Morgan, 1974), sin embargo estos valores son muy elevados para Europa occidental, donde raramente se superan. Arbitrariamente se han utilizado valores umbrales de 10, 6 y 1  $\text{mm h}^{-1}$  en Inglaterra (Morgan, 1980), Alemania (Richter y Negendank, 1977) y Bélgica (Bollinne, 1977), respectivamente.

Estos valores son, en la mayoría de los casos, muy superiores a los observados en La Concordia. Se ha considerado que los episodios con valores de  $I_{30}$  entre 10 y 15  $\text{mm h}^{-1}$  son moderadamente erosivos y los restantes episodios son muy poco erosivos, dado que aunque en algunos casos se registran considerables volúmenes de escorrentía, apenas se detectan cantidades importantes de sedimentos. Este es el caso, por ejemplo de las lluvias del 15-XII-95, 1-IV-96 y 3-IX-96, con unos valores de escorrentía en las parcelas quemadas entre 4 y 7 l y con concentraciones inapreciables de sedimentos (Anexo 10); las lluvias del 27-II-96 y 10-V-96, generaron alrededor de 12 l de escorrentía y una cantidad de sedimentos inferior a 10 g en las parcelas quemadas con alta intensidad de fuego (Anexo 10). El episodio de lluvia más sobresaliente en este aspecto es el del 12 al 16-XI-96, en el que se midió un volumen de escorrentía superior a los 50 l en las parcelas quemadas que presentaban una cantidad de sedimentos inapreciable. Este hecho puede ser debido a que hubo una precipitación en forma de nieve la noche del 15-XI-96, en la que se cuantificaron 21 litros en la localidad de Alcublas, muy próxima a la zona de estudio. Además, en este caso el suelo debería presentar un grado de saturación bastante elevado como consecuencia de la lluvia recibida el día anterior (11-XI-96) (Tabla 98). Por otra parte, pensamos que los datos de  $I_{30}$  (1.8  $\text{mm h}^{-1}$ ) y la duración (180 minutos) referentes al episodio del 12 al 16-XI-96 registrados por el pluviómetro instalado en la estación experimental de La Concordia, son anómalos debido probablemente al bloqueo de los balancines del pluviómetro como consecuencia de la nieve.

#### 8.4. ANÁLISIS DE LOS DATOS DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS REGISTRADOS EN LOS EPISODIOS DE LLUVIA EN FUNCIÓN DE LA $I_{30}$ Y DEL TRATAMIENTO DE FUEGO

##### 8.4.1. Volumen de escorrentía en función de los rangos de $I_{30}$

Los estudios realizados sobre la incidencia de los procesos erosivos en áreas incendiadas en ocasiones han dado lugar a resultados contradictorios. No obstante, parece estar cada vez mejor establecido que en aquellas áreas susceptibles a los procesos erosivos o sujetos a éstos, los incendios los incrementan (Andreu *et al.*, 1996) e incluso los aceleran (Wells, 1987); pero en áreas que normalmente no sufren estos procesos erosivos, la incidencia del fuego los incrementa ligeramente, dependiendo sobre todo del grado de intensidad del incendio (Andreu *et al.*, 1996).

La formación de flujos superficiales de escorrentía en las laderas depende, principalmente, de las propiedades del suelo, de las características de las precipitaciones, de la topografía, así como del grado de cobertura vegetal y del tipo de vegetación. El hecho de que por causas del incendio se produzca prácticamente una completa combustión de la vegetación en las parcelas de La Concordia, supone que no exista apenas interceptación de las gotas de lluvia por parte de la cobertura vegetal, de modo que habrá un incremento del volumen de precipitación que alcanza directamente la superficie del suelo. Generalmente se considera que el incremento de los volúmenes de escorrentía superficial en las zonas afectadas por incendios forestales es debido, por un lado, a la alteración de la estructura del suelo como consecuencia de las altas temperaturas, cuyo efecto más relevante es que se cementen las partículas más finas del suelo y rellenen los poros existentes entre los agregados (Giovannini, 1994, Andreu, 1997), y, por otro lado, a una pérdida de permeabilidad, como consecuencia del golpeteo directo de las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo, que provocan un incremento de la dispersión de sus partículas y la obstrucción del sistema poroso. Por lo tanto, ambos mecanismos conducen a una reducción de la velocidad de infiltración, de la permeabilidad y de la porosidad total del suelo, como observan entre otros autores, Giovannini y Lucchesi (1993), quienes señalan valores de hasta un 40% de reducción de la porosidad.

Junto a estos factores, en algunas ocasiones se ha observado la formación de una capa hidrófoba en las proximidades de la superficie del suelo que dificulta o retarda la penetración del agua hacia el interior del perfil, disminuye la velocidad de infiltración, y que tiene como última consecuencia un incremento en la producción de escorrentía y en

la pérdida de suelo (DeBano, 1980; Giovannini y Lucchesi, 1993; Terry y Shakesby, 1993).

Por lo que respecta a las características de las precipitaciones que influyen en la generación de escorrentía, los principales modelos relacionan este proceso con la intensidad y con el volumen de lluvia registrados en cada episodio. El modelo hortoniano de formación de escorrentía superficial supone que la aparición de la misma se produce cuando la intensidad de la precipitación es mayor que la capacidad de infiltración del suelo, de modo que el volumen de agua que no penetra en el suelo está disponible para la formación de flujos superficiales (Horton, 1945). Por otro lado, está comprobado que la erosión hídrica también se relaciona con lluvias de larga duración y de baja intensidad que saturan el suelo (Morgan, 1997). En estos casos, el volumen de la precipitación es el responsable de la formación de los flujos de escorrentía superficiales, debido a la saturación de los horizontes superficiales del suelo, al existir una capa inferior de menor permeabilidad (Hewlett, 1982). La actuación de ambos mecanismos no parece ser excluyente entre sí, y en muchos casos, es difícil separar los efectos de los tipos de precipitación cuando se contabilizan las pérdidas de suelo, por lo tanto cabe suponer que tanto la intensidad como el volumen de las precipitaciones, unidas a las condiciones hídricas del suelo van a condicionar la generación de escorrentía superficial en las parcelas experimentales de La Concordia.

En dicha estación experimental, se ha observado que los volúmenes de escorrentía generados en las parcelas quemadas con una intensidad de fuego alta y moderada, muestran cierto paralelismo con los valores de la  $I_{30}$  de cada uno de dichos episodios (Figuras 140 y 141). Este paralelismo es mucho más evidente en aquellos episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  son superiores a  $20 \text{ mm h}^{-1}$ , a excepción de la lluvia del 23-VIII-95, donde a pesar de presentar una  $I_{30}$  de  $20.8 \text{ mm h}^{-1}$ , los volúmenes medios de escorrentía generados tanto en las parcelas de alta intensidad de fuego como en las de moderada, son claramente más bajos ( $16.4$  y  $28.2 \text{ l}$  respectivamente) que los observados en otros episodios de intensidades de lluvia similares (Figura 140). Dicho episodio es el primero que se registra tras el incendio de las parcelas. La posible explicación a este comportamiento es que, probablemente, la acumulación de cenizas en la superficie del suelo, junto con los restos de vegetación parcialmente quemados, que tras dos meses después del incendio todavía persiste en la superficie de las parcelas, actúe como una capa amortiguadora del impacto de las gotas de lluvia, favoreciendo un incremento de la infiltración y, consecuentemente, una reducción de la generación de flujos superficiales de escorrentía (Rubio et al, 1996).



En las Figuras 140 y 141, también se observa que existen ciertos episodios en los que a pesar de presentar valores de  $I_{30}$  inferiores a  $10 \text{ mm h}^{-1}$ , se generan mayores volúmenes de escorrentía que en otros con valores de  $I_{30}$  superiores. Estos casos (representados en la parte central del eje X de las figuras, a partir del 9-I-96 hasta 11-XII-95), están caracterizados por la alta frecuencia de precipitaciones en intervalos cortos de tiempo, dado que el número de días transcurridos entre un episodio y el siguiente oscila entre 1 y 10 (Tabla 98). Por lo tanto, es en estos casos donde cabe esperar que el suelo presente un grado de saturación en agua elevado, y se registren mayores volúmenes de escorrentía que cuando el suelo presenta un mayor grado de sequedad. Está demostrado que precipitaciones similares en volumen e intensidad provocan, en una misma vertiente, respuestas diferentes, en el espacio y en el tiempo, del volumen de escorrentía y de erosión (Sala, 1988). Esta aparente anomalía tiene sin embargo una explicación si se considera la importancia fundamental que juegan en ello las condiciones previas de humedad del suelo, pues según sean éstas el agua podrá o no circular libremente por la vertiente arrastrando consigo las partículas de suelo (Sala, 1988).

No obstante, aunque existen estas desviaciones en el paralelismo entre el volumen y la producción de escorrentía con los valores de  $I_{30}$ , se ha observado la existencia de una buena correlación lineal para estas variables, tanto en las parcelas control como en las parcelas quemadas con alta y con moderada intensidad de fuego (Tabla 102). En estos últimos casos, los coeficientes de correlación presentan un valor muy próximo a 1, mientras que en el caso de las parcelas control, dicho coeficiente es de 0.55, lo que parece indicar que aunque existe una relación lineal entre la intensidad de la lluvia y la escorrentía generada, es muy probable que la vegetación natural de matorral existente en estas parcelas, por un lado, intercepte parte de la precipitación y amortigüe el impacto directo de las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo, y, por otro lado, el sistema radicular sea capaz de absorber, con una rapidez relativa, parte del volumen de agua que llega a éste, además de favorecer su infiltración. Ambos procesos contribuyen a reducir el volumen de agua que alcanza directamente la superficie del suelo y que es susceptible de generar escorrentía.

Además, como se ha mencionado anteriormente, la generación de escorrentía superficial no solo depende de la intensidad de la lluvia, sino que también está relacionada con su volumen. Se ha observado la existencia de una buena correlación lineal entre el volumen total de precipitación registrado en los distintos episodios con los volúmenes y con la producción de escorrentía (Tabla 102) en cada uno de ellos, tanto en las parcelas quemadas como en las control.

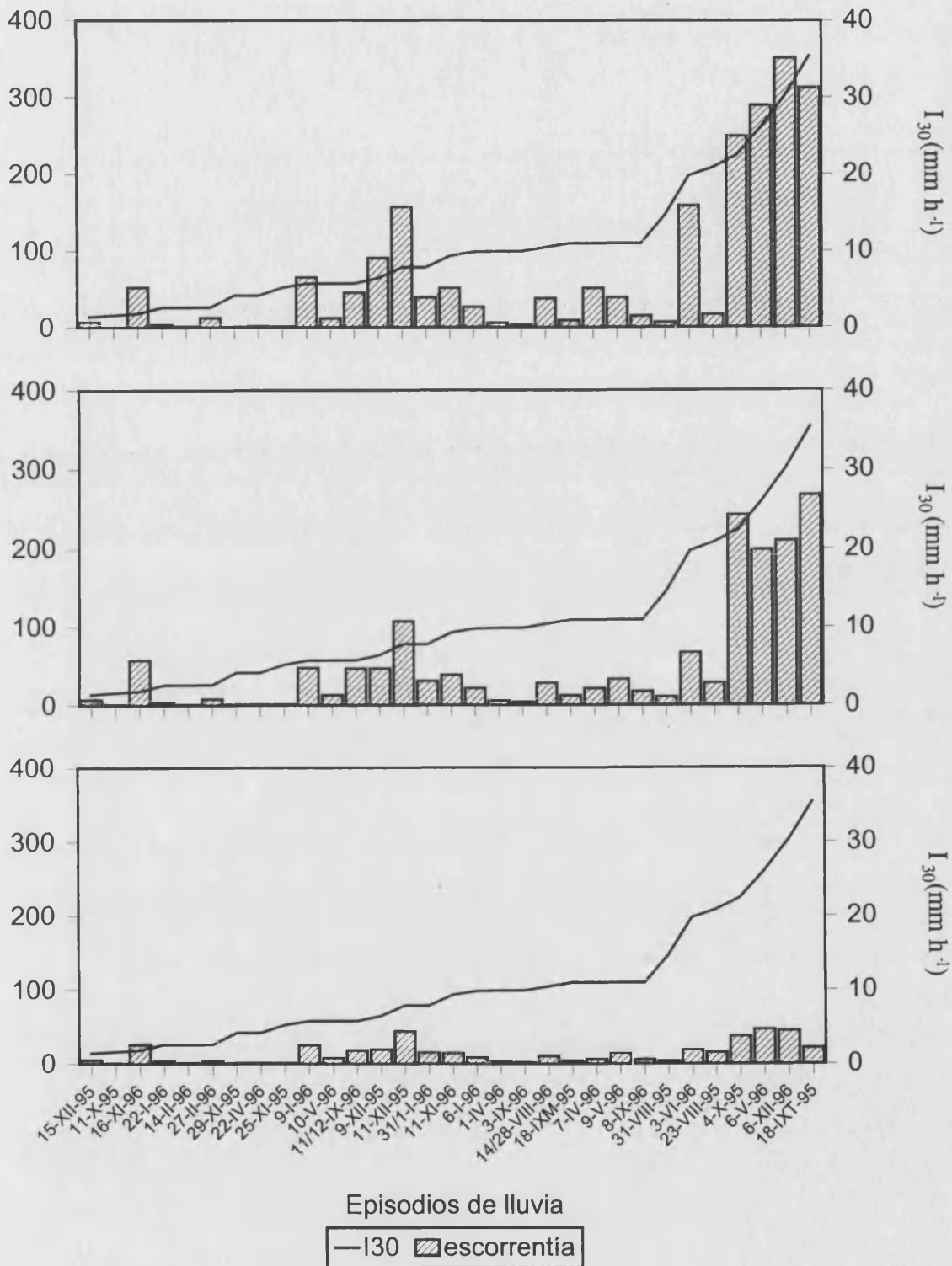


Figura 140. Valores medios del volumen de escorrentía generado en cada episodio de lluvia en relación con los valores de intensidad de lluvia en orden creciente para (A) parcelas de alta intensidad de fuego; (B) parcelas de moderada intensidad de fuego; (C) parcelas control en la estación experimental de La Concordia

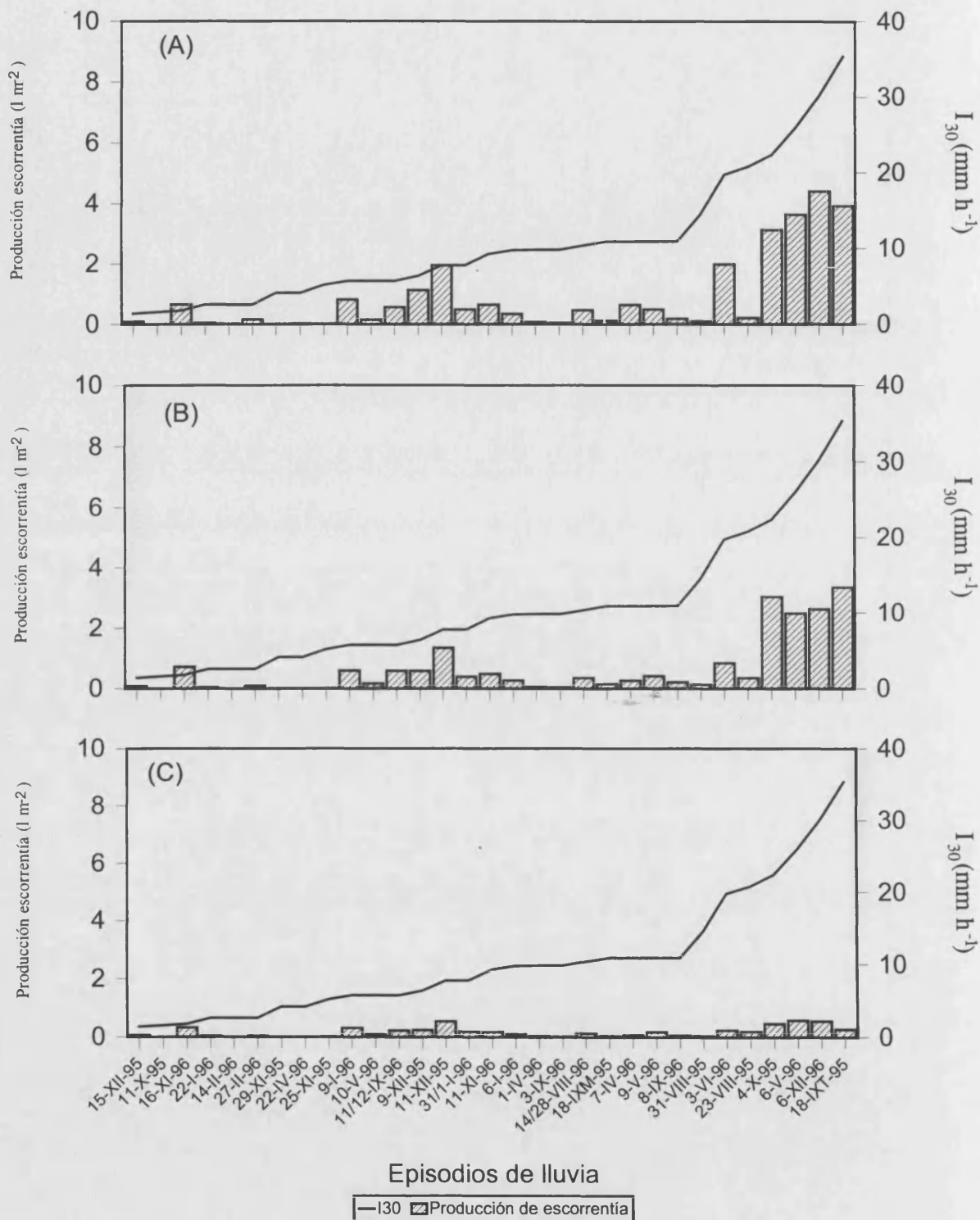


Figura 141. Valores medios de la producción de escorrenría (l m<sup>-2</sup>) generado en cada episodio de lluvia en relación con los valores de intensidad de lluvia en orden creciente para (A) parcelas de alta intensidad de fuego; (B) parcelas de moderada intensidad de fuego; (C) parcelas control en la estación experimental de La Concordia

Tabla 102. Coeficientes de correlación lineal entre el volumen total de escorrentía (l) y la producción de escorrentía ( $l\ m^{-2}$ ) y los distintos parámetros que caracterizan a las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia

	Vol PP	Duración	$I_{30}$	Esc-A <sup>a</sup>	Esc-M	Esc-C	P.Esc-A <sup>b</sup>	P.Esc-M	P.Esc-C
Vol PP	1.0000	NS	0.5172**	0.5936**	0.5679**	0.7651**	0.5936**	0.5679**	0.7615**
Duración		1.0000	0.3486*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
$I_{30}$			1.0000	0.8149**	0.8072**	0.5588**	0.8149**	0.8072**	0.5588**
Esc-A				1.0000	0.9660**	0.8477**	1.0000**	0.9660**	0.8477**
Esc-M					1.0000	0.8176**	0.9660**	1.0000**	0.8176**
Esc-C						1.0000	0.8477**	0.8176**	1.0000**
P.Esc-A							1.0000	0.9660**	0.8477**
P.Esc-M								1.0000	0.8176**
P.Esc-C									1.0000

<sup>a</sup> Esc-A, Esc-M y Esc-C: escorrentía en las parcelas de alta intensidad de fuego, moderada intensidad de fuego y parcelas control, respectivamente

<sup>b</sup> P.Esc-A, P. Esc-M y P.Es-C: producción de escorrentía en las parcelas de alta intensidad de fuego, moderada intensidad de fuego y parcelas control, respectivamente

\* Nivel de significación 0.05; \*\* Nivel de significación 0.01; NS: No significativo

Se ha realizado un análisis más detallado acerca de la producción de escorrentía en función del tipo de tratamiento de fuego y su relación con los rangos de  $I_{30}$  establecidos. Durante el periodo de estudio, se han registrado diez episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  se encuentran entre 5 y 10  $mm\ h^{-1}$ , en los que se han observado algunas diferencias entre los tres tipos de tratamientos. Para las parcelas control, la producción de escorrentía no supera los 0.54  $l\ m^{-2}$  del episodio del 11-XII-95, y los valores medidos no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ellos. Las parcelas quemadas presentan valores de producción de escorrentía superiores a las parcelas control en siete de los diez episodios, y se observa la existencia de diferencias significativas entre estos tratamientos sólo en aquellos episodios de lluvia en los que el suelo presentaba un grado de humedad elevado por haber recibido otra precipitación recientemente. Así, en la Figura 142 (A) se aprecia que la lluvia del 9-XII-95 produce una escorrentía media de 1.13  $l\ m^{-2}$  en las parcelas de alta intensidad de fuego, y de 0.58  $l\ m^{-2}$  en las de moderada intensidad. En este caso el suelo había recibido una lluvia 10 días antes (Tabla 98). El caso más relevante es el de la lluvia siguiente (11-XII-95) donde se observan claras diferencias entre parcelas quemadas y control, con valores medios de producción de escorrentía de 1.96 y 1.34  $l\ m^{-2}$  para alta y moderada intensidad de fuego respectivamente y tan sólo de 0.54  $l\ m^{-2}$  en las parcelas control. Estos valores de producción de escorrentía, presentan además, una diferencia estadísticamente significativa con el resto de valores observados en estos diez episodios.

A medida que se incrementan los valores de  $I_{30}$ , las diferencias en los valores medios de la producción de escorrentía entre tratamientos de quema se acentúan, aunque, en algunos casos, dichos valores son inferiores a los registrados si el valor de la  $I_{30}$  es inferior a  $10 \text{ mm h}^{-1}$ . Este es el caso de todos los episodios de lluvia representados en la Figura 142 (B), que comprenden aquellos cuya  $I_{30}$  está entre 10 y  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , pero que sin embargo, la producción de escorrentía no supera  $1 \text{ l m}^{-2}$ . No obstante, para este rango de  $I_{30}$  se aprecian claras diferencias entre tratamientos a partir de la primavera de 1996. A partir de este punto (7-IV-96) los valores medios más elevados corresponden a las parcelas de alta intensidad de fuego ( $0.64 \text{ l m}^{-2}$ ), y los más bajos, en ningún caso superiores a los  $0.2 \text{ l m}^{-2}$ , en las parcelas control.

Para valores de  $I_{30}$  superiores a los  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , existen claras diferencias en la producción de escorrentía en función del tratamiento de fuego (Figura 142-C), excepto en el primer episodio de lluvia registrado tras la realización de la quema (23-VIII-95). Dichas diferencias, en la mayoría de los episodios contemplados, son estadísticamente significativas. En estos casos, la producción media de escorrentía en las parcelas control se encuentra entre  $0.19$  y  $0.58 \text{ l m}^{-2}$ , siendo estos valores similares a los comentados en las gráficas anteriores, y del orden de 8 veces inferiores a los registrados en las parcelas de alta intensidad de fuego. Los valores medios máximos de producción de escorrentía se observan en las parcelas sometidas a una alta intensidad de fuego ( $3.90$  y  $4.39 \text{ l m}^{-2}$ ) y se corresponden con los episodios cuya  $I_{30}$  excede los  $30 \text{ mm h}^{-1}$ . En general, los valores medios de producción de escorrentía en las parcelas de moderada intensidad de fuego son inferiores a los de alta intensidad y varían entre los  $0.84$  y los  $3.35 \text{ l m}^{-2}$ .

Por otra parte, al relacionar la producción de escorrentía con la cantidad de lluvia de cada uno de los episodios, manteniendo la división de los episodios de lluvia en función de los rangos de  $I_{30}$ , se obtienen unos coeficientes de escorrentía medios que muestran ciertas diferencias entre los distintos tratamientos de fuego (Tabla 103).

Así, se observa que cuando los valores de  $I_{30}$  son inferiores a  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , los coeficientes de escorrentía son ligeramente más elevados en las parcelas quemadas (entre  $1.78$  y  $2.84\%$ ) que en las parcelas control ( $0.75$ - $0.98\%$ ). Cuando los valores de  $I_{30}$  son superiores a  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , que coinciden generalmente con un mayor volumen de lluvia (Tabla 98), se aprecian claras diferencias en los valores medios de dicho coeficiente (Tabla 103), que se incrementan a medida que es más intensa la acción del fuego. Mientras que para las parcelas que mantienen la vegetación natural el coeficiente de escorrentía en estos casos es de  $1.68\%$ , para las parcelas quemadas se obtienen valores de  $9.68$  y  $13\%$  dependiendo de si el fuego ha sido de moderada o alta intensidad, respectivamente.

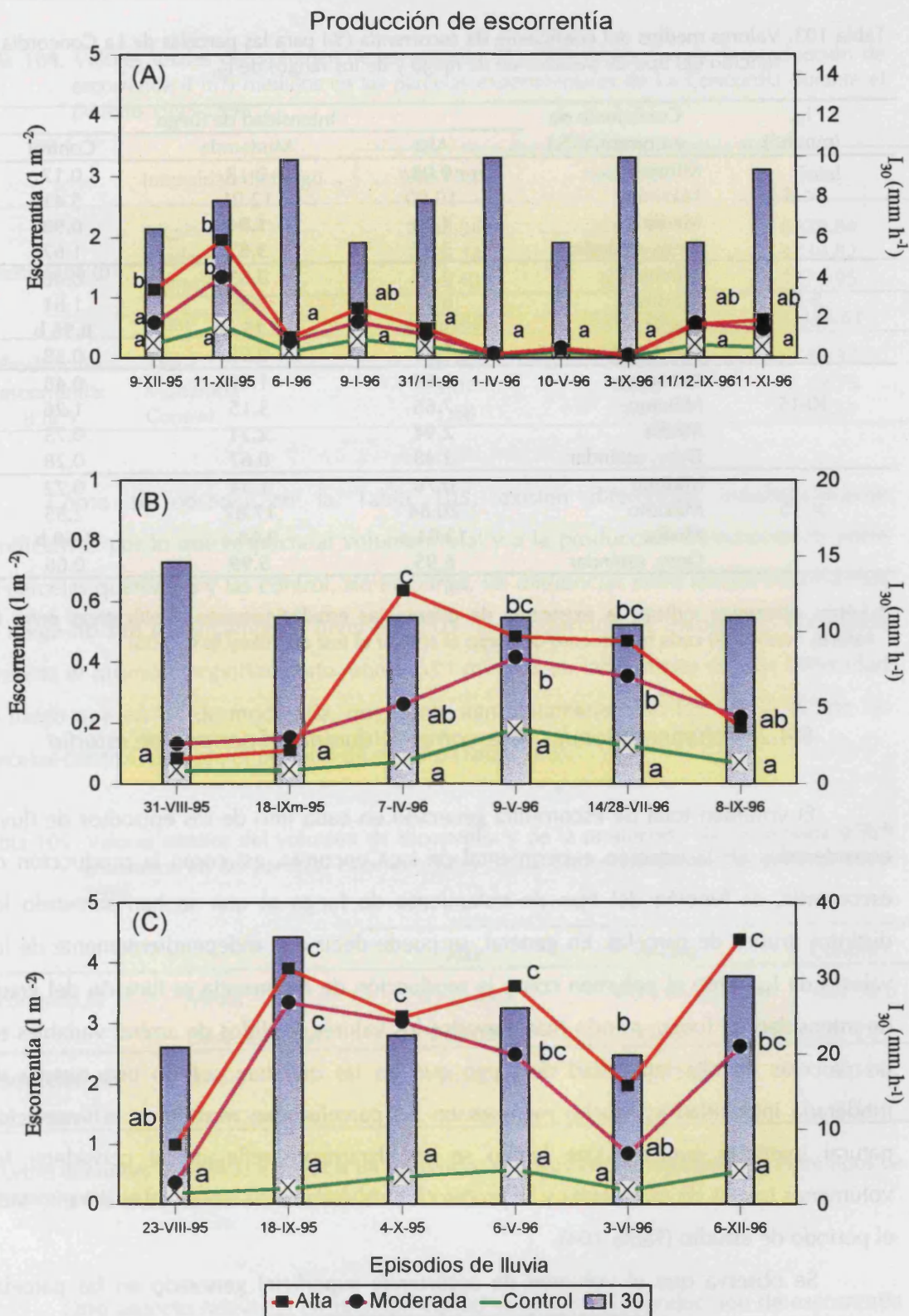


Figura 142. Valores medios de la producción de escorrentía ( $l\ m^{-2}$ ) en las parcelas de La Concordia en función de la intensidad de fuego (alta, moderada, control), para los episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  son (A)  $5 < I_{30} < 10\ mm\ h^{-1}$ ; (B)  $10 < I_{30} < 15\ mm\ h^{-1}$  y (C)  $I_{30} > 15\ mm\ h^{-1}$ . Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ ). Las DMS obtenidas han sido: (A)  $0.60\ l\ m^{-2}$ ; (B)  $0.18\ l\ m^{-2}$  y (C)  $1.39\ l\ m^{-2}$

Tabla 103. Valores medios del coeficiente de escorrentía (%) para las parcelas de La Concordia en función del tipo de tratamiento de fuego y de los rangos de  $I_{30}$ 

$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Coeficiente de escorrentía (%)	Intensidad de fuego		
		Alta	Moderada	Control
< 5	Mínimo	0.08	0.17	0.12
	Máximo	10.90	12.01	5.41
	<b>Media</b>	<b>1.78</b>	<b>1.84</b>	<b>0.98</b>
	Desv. estándar	3.47	3.83	1.67
5-10	Mínimo	0.89	0.85	0.46
	Máximo	6.11	3.99	1.61
	<b>Media</b>	<b>2.84 a</b>	<b>2.15 ab</b>	<b>0.96 b</b>
	Desv. estándar	1.80	0.95	0.38
10-15	Mínimo	0.89	1.41	0.48
	Máximo	7.66	3.15	1.26
	<b>Media</b>	<b>2.94</b>	<b>2.21</b>	<b>0.75</b>
	Desv. estándar	2.48	0.67	0.28
> 15	Mínimo	0.78	1.34	0.72
	Máximo	20.84	17.87	2.55
	<b>Media</b>	<b>13.01 a</b>	<b>9.68 a</b>	<b>1.68 b</b>
	Desv. estándar	6.95	5.99	0.66

\* Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de cada tratamiento de fuego al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

#### 8.4.2. Volúmenes totales de escorrentía durante el periodo de estudio

El volumen total de escorrentía generado en cada uno de los episodios de lluvia considerados en la estación experimental de La Concordia, así como la producción de escorrentía, es función del tipo de tratamiento de fuego al que se han sometido los distintos grupos de parcelas. En general, se puede decir que independientemente de los valores de  $I_{30}$ , tanto el volumen como la producción de escorrentía es función del grado de intensidad de fuego, siendo más elevados los valores medidos de ambas variables en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las que han sufrido una quema de moderada intensidad y, mucho menores en las parcelas que mantienen la vegetación natural (parcelas control). Este hecho se ve claramente reflejado al considerar los volúmenes totales de escorrentía y la producción de escorrentía observados durante todo el periodo de estudio (Tabla 104).

Se observa que el volumen de escorrentía superficial generado en las parcelas quemadas con una intensidad de fuego alta es bastante superior al generado en las de moderada intensidad de fuego, siendo la diferencia entre ambos tipos de tratamiento de 1590 litros para el periodo estudiado. Dicho volumen de escorrentía es del orden de 5 y 4 veces mayor en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, respectivamente, que en las control (Tabla 104).

Tabla 104. Valores totales del volumen de escorrentía (l) y valores medios de la producción de escorrentía (l m<sup>-2</sup>) medidos en las parcelas experimentales de La Concordia durante el periodo 1995-1996

	Intensidad de fuego	Año 1995	Año 1996	Total
Escorrentía (l)	Alta	2548.34	3781.50	6329.84
	Moderada	2176.14	2563.68	4739.82
	Control	452.40	822.55	1274.95
	Total	5177.88	7167.73	12344.61
Producción escorrentía (l m <sup>-2</sup> )	Alta	10.62	15.76	26.37
	Moderada	9.07	10.68	19.75
	Control	1.88	3.43	5.31

Como se observa en la Tabla 105, existen diferencias estadísticamente significativas por lo que respecta al volumen total y a la producción de escorrentía entre las parcelas quemadas y las control, sin embargo, las diferencias entre ambos tratamientos de fuego no son significativas al nivel del 0.05. La producción de escorrentía observada presenta el mismo comportamiento, con 6.63 l m<sup>-2</sup> más en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada, que contrastan claramente con los 5.31 l m<sup>-2</sup> de las parcelas control, durante el periodo de estudio (Tabla 105).

Tabla 105. Valores medios del volumen de escorrentía y de la producción de escorrentía (l m<sup>-2</sup>) generados en las parcelas experimentales de La Concordia durante el periodo 1995-1996

		Alta	Moderada	Control
Escorrentía (l)	Media	2109.94 a *	1579.94 ab	424.98 b
	Desv. estándar	755.09	231.73	187.75
Producción de escorrentía (l m <sup>-2</sup> )	Media	26.37 a	19.75 ab	5.31 b
	Desv. estándar	9.44	2.89	2.34

\* Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tipos de tratamientos de fuego al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Otro aspecto relevante en relación con el volumen y la producción de escorrentía es su distribución durante el periodo de estudio, el cual hemos dividido en trimestres caracterizados por el tipo de precipitación dominante propia del área mediterránea (Tabla 106).



Tabla 106. Resumen de los parámetros que caracterizan las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia agrupadas por trimestres

	Volumen Pp (mm)	Nº de episodios	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )				Observaciones
			< 5	5-10	10-15	> 15	
3º trim 95	41.88	4	0	0	2	2	Epoca estival; Pp torrenciales
4º trim 95	93.86	7	4	2	0	1	Otoño; Pp máximo volumen
1º trim 96	78.94	6	3	3	0	0	Pp baja intensidad
2º trim 96	86.38	7	1	2	2	2	Primavera; 2º máximo Pp
3º trim 96	57.32	4	0	2	2	0	Epoca estival; Pp torrenciales
4º trim 96	58.10	3	1	1	0	1	Otoño "seco"

De este modo se observa que en el primer trimestre tras el incendio experimental (tercer trimestre de 1995), que se corresponde con la época estival, donde la mitad de las precipitaciones registradas son de una  $I_{30}$  mayor de 15 mm h<sup>-1</sup> (Tabla 106), se recoge un caudal de escorrentía medio entre 344 y 318 l en las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, que se diferencia claramente del volumen medio generado en las control (44 l) durante este periodo. Los volúmenes totales para los tratamientos de fuego son muy similares, 1032 y 955 l, mientras que para las parcelas control dicha cifra es de 7.5 veces inferior (Figura 143). Estos valores se corresponden con una producción de escorrentía por unidad de superficie de 4.3 y 3.98 l m<sup>-2</sup> en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, y de 0.55 l m<sup>-2</sup> en las control (Figura 144).

En el siguiente trimestre (4º de 1995), coincidente con el periodo de máximas precipitaciones, se cuantifica un incremento del volumen total de escorrentía con respecto al trimestre anterior de 482 y 264 l para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, y la diferencia media entre dichos tratamientos es de 100 l por parcela (Figura 143). El volumen medio de escorrentía generado durante este periodo en las parcelas control es de 106.7 l, muy inferior al de las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego (505 y 406 l, respectivamente). La producción de escorrentía en este periodo es de 6.31 l m<sup>-2</sup> en el tratamiento de alta intensidad de fuego, 5.08 l m<sup>-2</sup> en el de moderada y 1.33 l m<sup>-2</sup> en las parcelas que mantienen su vegetación natural (Figura 144).

Durante el primer trimestre de 1996 se observa una disminución generalizada del volumen total de escorrentía, que en ningún caso supera los 500 l (Figura 143), debido probablemente a que no se produce ninguna precipitación de  $I_{30}$  superior a 10 mm h<sup>-1</sup> (Tabla 106). No obstante, a pesar de esta disminución, los valores medios de este parámetro son superiores en las parcelas de alta intensidad de fuego (148.5 l), más bajos en las de moderada intensidad (112.8 l) y tan sólo 56.6 l en las control, que se corresponden con una producción de escorrentía por unidad de superficie de 1.85, 1.41 y

0.70 l m<sup>-2</sup>, para cada uno de los tratamientos mencionados anteriormente (Figura 144).

En el segundo trimestre de 1996, cuando se produce un segundo máximo relativo tanto en el número como en el volumen de las precipitaciones, característico del área mediterránea, se incrementan notablemente los volúmenes totales de escorrentía generados en las parcelas quemadas, con 1668 y 1018 l para cada uno de los tratamientos de fuego (Figura 143). En este periodo el volumen medio de escorrentía en las parcelas de alta intensidad de fuego es de 556 l y de 339 l en las de fuego moderado, y ambos son muy superiores a los observados para las parcelas control (97 l). En este periodo, la producción de escorrentía observada es similar a la del 4º trimestre del año anterior, con 6.95, 4.24 y 1.22 l m<sup>-2</sup> en los tratamientos de alta y moderada intensidad de fuego, y en el control, respectivamente (Figura 144).

El tercer trimestre de 1996 es claramente diferente del mismo trimestre del año anterior, dado que a pesar de presentar similares números de episodios y de volumen de precipitación, ninguno de ellos es de I<sub>30</sub> superior a 15 mm h<sup>-1</sup>, y tanto el volumen como la producción de escorrentía son muy inferiores con un total de 303 y 287 l para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, que se corresponden con una producción de 1.26 y 1.19 l m<sup>-2</sup> respectivamente, y 106 l para las control, que supone una producción de escorrentía por unidad de superficie de 0.44 l m<sup>-2</sup> (Figuras 143 y 144).

Por último, en el cuarto trimestre de 1996, con sólo tres episodios de lluvia (uno de ellos con una I<sub>30</sub> de 30.2 mm h<sup>-1</sup>), se registra un volumen total de escorrentía de 1364, 919 y 253 l, para los tratamientos de alta y moderada intensidad, y control, respectivamente (Figura 143) que suponen una producción de escorrentía de 5.68, 3.83 y 1.05 l m<sup>-2</sup> para cada uno de los tratamientos mencionados anteriormente (Figura 144). El volumen medio de escorrentía para las parcelas de alta intensidad de fuego es de 454.7 l, 306.5 l para las de moderada y de 84.5 l para las control.

# Escorrentía Total

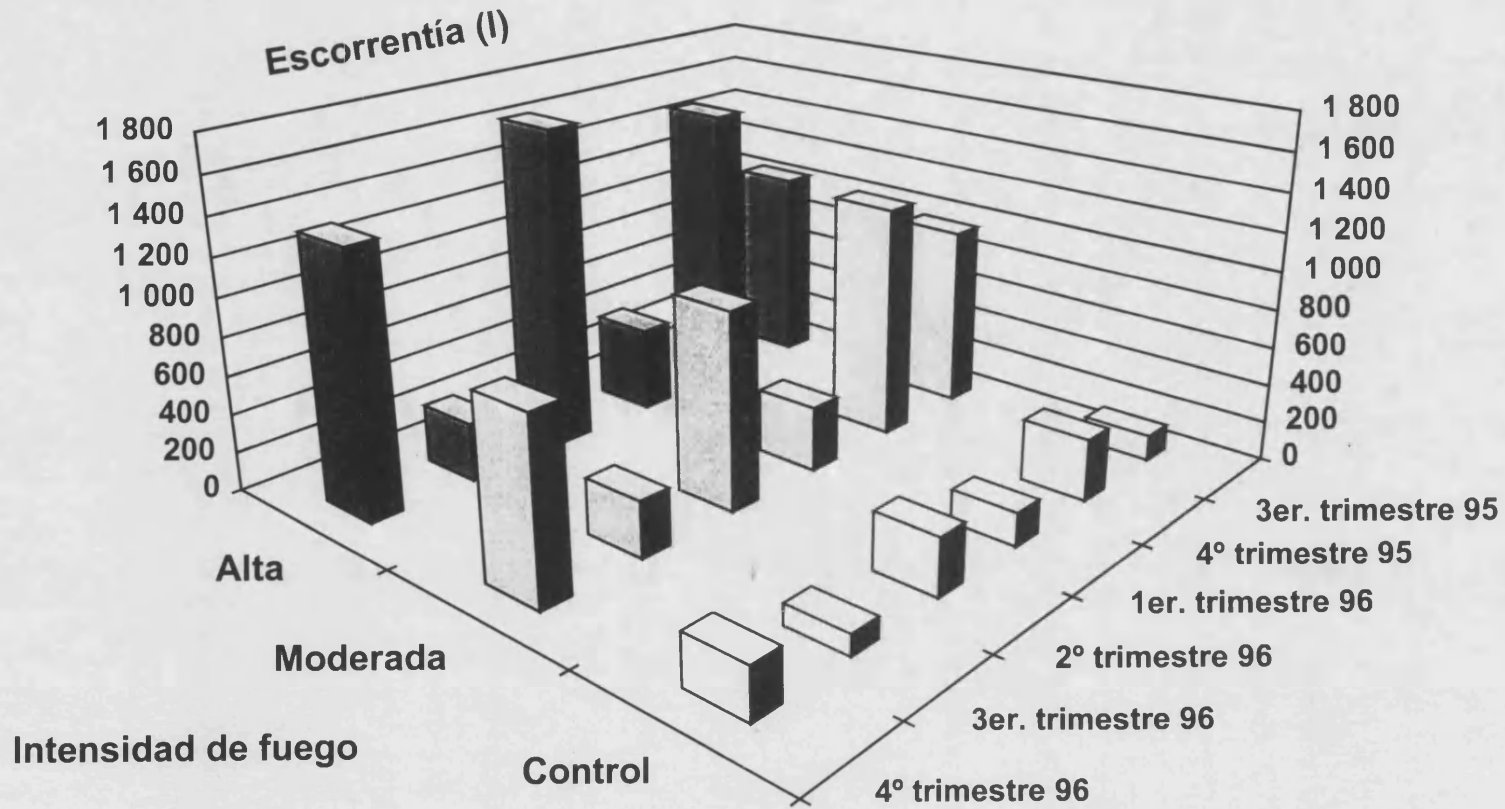


Figura 143. Valores totales del volumen de escorrentía en cada tratamiento de intensidad de fuego durante el periodo de estudio, dividido en trimestres, en las parcelas experimentales de la Concordia

# Producción de Escorrentía

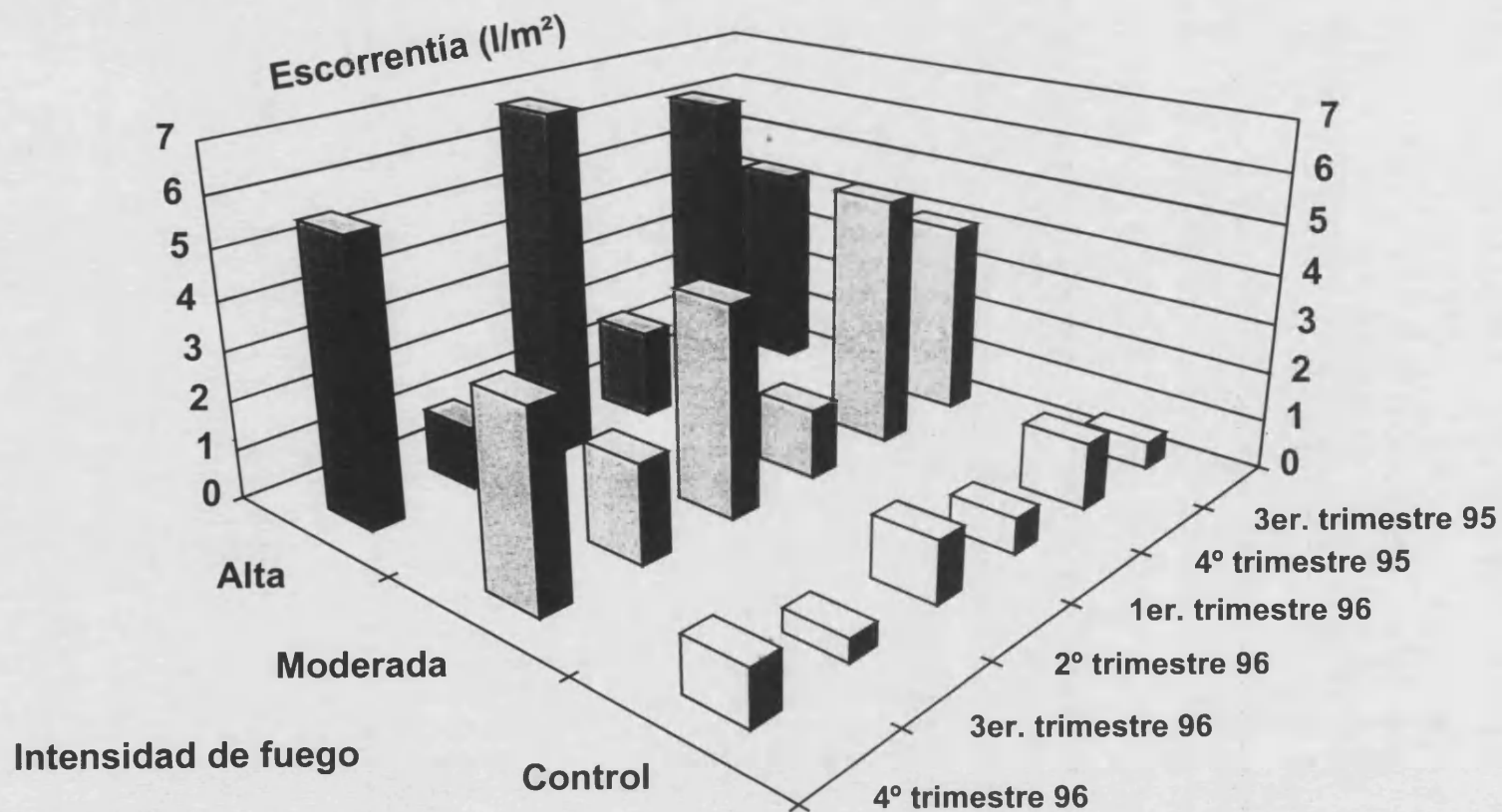


Figura 144. Valores medios de la producción de escorrentía en cada tratamiento de intensidad de fuego durante el periodo de estudio, dividido en trimestres, en las parcelas experimentales de la Concordia

A la vista de los resultados observados, hay que resaltar en primer lugar, el papel fundamental que desempeña la cubierta vegetal en la interceptación de la lluvia y en la reducción de la generación de escorrentía, dado que como se ha observado en las parcelas control, si la  $I_{30}$  del episodio de lluvia es inferior a  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , generalmente, la producción de escorrentía es muy baja, siendo inferior a  $0.1 \text{ l m}^{-2}$  y si ésta es superior a  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , dicho valor medio es de  $0.38 \text{ l m}^{-2}$ , con un coeficiente de escorrentía del 1.68%. Estudios similares muestran que en parcelas dominadas fundamentalmente por *Ulex europaeus*, la interceptación de la lluvia por esta especie es del 40% de la precipitación anual, viéndose reducida al 12% en el primer año después de la quema, y los valores medios del coeficiente de escorrentía para el primer año después de la quema están entre 1.93 y 2.86% (Soto, 1993).

Además también hay que tener en cuenta otros mecanismos que amortiguan o retardan la generación de escorrentía en estos casos, como son la mejora de la capacidad de infiltración por la presencia de cobertura vegetal, ya que como se ha visto en capítulos anteriores, en los microentornos "bajo planta", además de una mayor acumulación de hojarasca, existe un mayor porcentaje de materia orgánica que, en los periodos en que el suelo está seco, confiere cierto carácter hidrófobo a la superficie del suelo, lo que favorece una lenta infiltración del agua e incrementa su capacidad de almacenamiento en zonas más profundas del perfil, a la vez que se reduce la evaporación (Imeson et al., 1992, DeBano, 1979). La presencia de vegetación promueve la concentración del flujo de agua bajo su cubierta debido al goteo y a la generación de escorrentía cortical, de modo que los flujos de agua superficiales que se generan en estos casos, discurren a través de pequeños canales con una velocidad baja, por la presencia de un elevado número de obstáculos y a su escasa o nula velocidad inicial (Soto, 1993).

En segundo lugar, se aprecia una clara influencia del grado de intensidad alcanzado durante el incendio en la generación de escorrentía. Independientemente de la  $I_{30}$ , se observa una mayor producción de escorrentía en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada. Este hecho parece ser debido a una mayor alteración de las propiedades del suelo en el caso de las parcelas de alta intensidad. Está bien demostrado que si el fuego es de alta intensidad induce cambios en la estabilidad de los macro y micro agregados (Andreu et al., 1997) y en la distribución de las fracciones de las partículas del suelo por agregación de las partículas de tamaño arcilla y limo con un incremento de la fracción tamaño arena (Nishita et al., 1972; Giovannini et al., 1988), que tienen como consecuencia una disminución de la capacidad retención de agua. Por otra parte, aunque algunos autores han observado que en fuegos de baja intensidad hay un

incremento de volumen de poros en el suelo (Giovannini y Lucchesi, 1988; Ubeda et al., 1990), mientras que a temperaturas mayores de 600°C se observa una disminución de éste (Giovannini y Lucchesi, 1988), es muy probable que las partículas de cenizas que se incorporan al suelo provoquen una obstrucción de los poros y, por lo tanto, reduzcan la infiltración (Mallik et al., 1984).

Otra causa que puede haber influido en la elevada generación de escorrentía en las parcelas quemadas ha sido la probable formación de una capa hidrófoba a pocos centímetros de la superficie del suelo y paralela a ésta (DeBano y Krammes, 1966; DeBano et al., 1970; DeBano 1971; DeBano et al., 1979; DeBano, 1981; Giovannini, 1994), en aquellas zonas de las parcelas donde las temperaturas alcanzadas durante el incendio se encuentren entre 176° y 250°C, la cual retrasará la infiltración del agua a través del suelo, al menos durante un cierto tiempo. Así, mientras que los primeros centímetros superficiales son capaces de absorber y retener agua, de modo que ésta se infiltra hasta una cierta profundidad, cuando ésta zona se satura y se alcanza la capa hidrófoba, el agua fluye lateralmente y se genera un flujo de escorrentía que arrastra consigo parte del suelo (Giovannini, 1994). Este mecanismo puede explicar la formación de surcos comúnmente encontrados en suelos quemados (Wells, 1981). Aunque este aspecto no ha sido comprobado en el presente estudio, parecen existir ciertas evidencias que lo apoyan, como es la cantidad de sedimentos medida en las parcelas de moderada intensidad de fuego tras las primeras lluvias después del incendio, de la que hablaremos con más detalle en el siguiente epígrafe.

Por lo que respecta a las diferencias observadas entre los volúmenes de escorrentía en función del tratamiento de fuego, además del distinto grado de alteración de las propiedades del suelo anteriormente mencionadas, pensamos que la diferente rugosidad de la superficie de las parcelas tras el incendio, puede ser un factor importante en la generación de escorrentía superficial. Es evidente que la superficie de las parcelas no es homogénea y como se ha expuesto en el capítulo del análisis de las temperaturas, éstas tampoco son uniformes en toda la parcela, sino que existe un mosaico de ambientes. En aquellas zonas donde se han alcanzado mayores temperaturas, la combustión de la biomasa origina una capa de cenizas blancas (Capítulo 5 de Resultados y Discusión) sobre la superficie del suelo que presentan relativamente poca rugosidad, que junto al carácter hidrófobo de las cenizas, harán que estas zonas sean menos permeables, que aquellas zonas donde se han alcanzado temperaturas menores y en las que la combustión incompleta de la vegetación crea un lecho de ramas y hojarasca parcialmente carbonizadas, las cuales ofrecen una superficie mucho más rugosa que será más

permeable y más efectiva en la amortiguación del impacto directo de las gotas de lluvia. Esta heterogeneidad espacial ha sido observada también por diferentes autores (Lavee et al., 1995; Kutiel et al., 1995), quienes opinan que éste es el factor dominante que controla la generación de escorrentía y las tasas de erosión en zonas incendiadas. Por otra parte, puede ocurrir que a la escala de este estudio, no se produzca un flujo continuo de escorrentía y de transporte de sedimentos, sino que como consecuencia de la existencia de este mosaico de ambientes, existan zonas donde se genera rápidamente la escorrentía, pero ésta sea "atrapada" por otras áreas con mayor capacidad de infiltración. Este fenómeno ha sido confirmado por otros autores (Kutiel y Inbar, 1993; Zohar et al., 1992).

Todos estos cambios, junto con la desaparición de la cobertura vegetal, provocan que el agua discurra en forma laminar en algunos tramos de la superficie de las parcelas y posteriormente sea canalizada como consecuencia del incremento de la velocidad del flujo de agua. Estos flujos presentan un mayor poder erosivo y una mayor capacidad de arrastrar sedimentos que los generados bajo la cobertura vegetal.

Por otra parte, el periodo de tiempo estudiado no permite establecer una tendencia clara de que dicha generación de escorrentía disminuya con el transcurso del tiempo, sino que al cabo de un año y medio, se registra una considerable producción de escorrentía relacionada con el grado de intensidad de fuego, a pesar de que se ha observado una regeneración de la cubierta vegetal -principalmente herbácea (*Brachypodium retusum*) y algunas especies rebrotadoras como *Globularia alypum* y *Rhamnus lycioides*-, la cual no parece ser capaz de amortiguar el impacto de las gotas de lluvia, ni tampoco presentará, probablemente, una capacidad de absorción radicular elevada. Diversos autores en estudios de zonas incendiadas en áreas de ambiente mediterráneo, mencionan que las tasas de erosión hídrica comienzan a disminuir a partir de un periodo de tiempo entre un mes y pocos meses tras el incendio (Andreu et al., 1996; Rubio et al., 1995), mientras que otros observan que estos efectos tienden a remitir mucho más tardíamente, siendo al cabo de 2 años cuando las cantidades de escorrentía y sedimentos son casi inapreciables (Naveh, 1994). En una zona incendiada próxima a La Concordia y con suelos de similares características, Rubio et al. (1995) señalan que los cuatro meses después del incendio son el periodo crítico a partir del cual, las tasas de erosión hídrica tienden a disminuir e incluso se estabilizan, excepto en los casos en que posteriormente se registran precipitaciones de elevada intensidad, donde la producción de sedimentos vuelve a ser considerable. Cerdá (1998) observa que en una zona incendiada de matorral mediterráneo en la provincia de Valencia, la infiltración se incrementa gradualmente desde los seis meses después del incendio hasta cinco años después,

mientras que la escorrentía superficial decrece de un 45% de la precipitación a un 6% en el mismo periodo de tiempo, siendo esta reducción más espectacular durante los dos primeros años tras el incendio debido a la rápida regeneración de la cubierta vegetal en la zona de estudio.

#### 8.4.3. Cantidad de sedimentos en función de los rangos de $I_{30}$

Por lo que respecta a los sedimentos, tanto las cantidades totales (kg), como su producción ( $\text{g m}^{-2}$ ) y su concentración ( $\text{g l}^{-1}$ ), muestran cierto paralelismo con la  $I_{30}$  de la lluvia en las parcelas quemadas (Figuras 145, 146 y 147). Al igual que lo observado con la escorrentía superficial, dicho paralelismo es más evidente en los episodios de lluvia que presentan valores de  $I_{30}$  superiores a  $15 \text{ mm h}^{-1}$ . Del mismo modo, se observa que los valores de estas variables en el primer episodio registrado tras el fuego experimental (23-VIII-95), son muy inferiores a los medidos en otros episodios con intensidades de lluvia similares, debido probablemente a la acción amortiguadora que ejerce la capa de cenizas sobre los procesos erosivos durante las primeras semanas tras el incendio.

Los valores más elevados de pérdida de suelo corresponden a la precipitación de carácter torrencial del 18-IX-95, cuya  $I_{30}$  fue de  $35.36 \text{ mm h}^{-1}$  (Figuras 145 y 146) con un valor medio de  $14.94 \text{ kg}$ , que suponen una pérdida de  $187 \text{ g m}^{-2}$  en las parcelas de alta intensidad de fuego, y de  $12.61 \text{ kg}$  en las de moderada, que representan una producción de sedimentos de  $157 \text{ g m}^{-2}$ . Estos valores contrastan con los observados en las parcelas control, con sólo  $78 \text{ g}$  de sedimentos de valor medio, que suponen una producción de sedimentos de  $0.98 \text{ g m}^{-2}$ . En este episodio de lluvia donde la  $I_{30}$  fue la más elevada de todo el periodo de estudio, la concentración de sedimentos fue de  $46.2$  y  $47.8 \text{ g l}^{-1}$  para las parcelas quemadas con intensidades alta y moderada respectivamente, y de  $3.31 \text{ g l}^{-1}$  para las parcelas control (Figura 147).

El análisis de correlación lineal entre los parámetros que caracterizan los episodios de lluvia y las variables que implican a la producción y concentración de sedimentos, muestra que solamente la intensidad de la lluvia presenta coeficientes de correlación significativos con los sedimentos totales, con su producción y su concentración, tanto en las parcelas sometidas a un tratamiento de fuego de alta y moderada intensidad como en las control, lo que apoya el paralelismo anteriormente mencionado (Tabla 107). En cambio, ni el volumen de precipitación ni la duración del episodio de lluvia presentan coeficientes de correlación significativos con los sedimentos generados en las parcelas



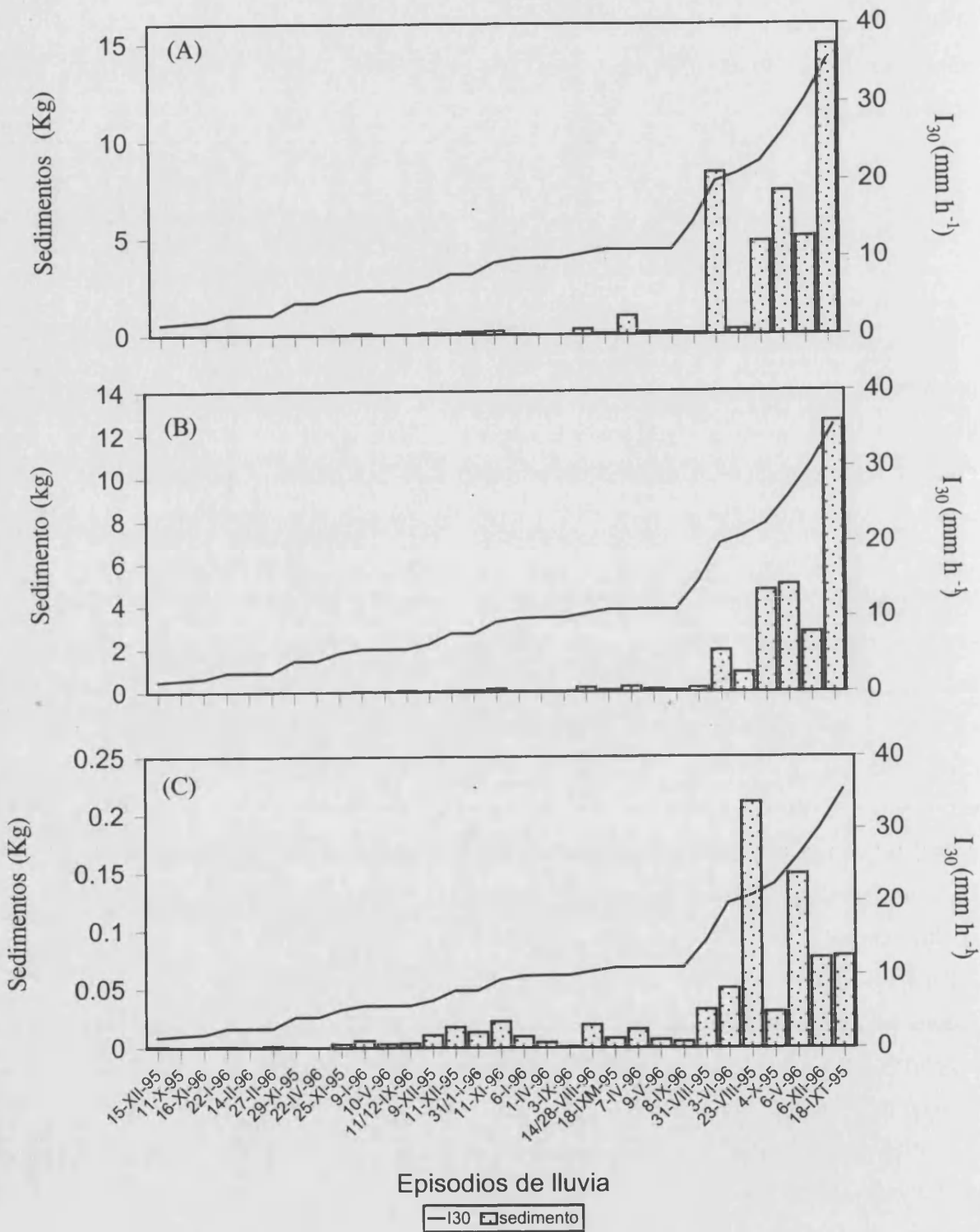


Figura 145. Valores medios del peso de sedimentos (Kg) generados en cada episodio de lluvia en relación con los valores de intensidad de lluvia en orden creciente para (A) parcelas de alta intensidad de fuego; (B) parcelas de moderada intensidad de fuego; (C) parcelas control en la estación experimental de La Concordia

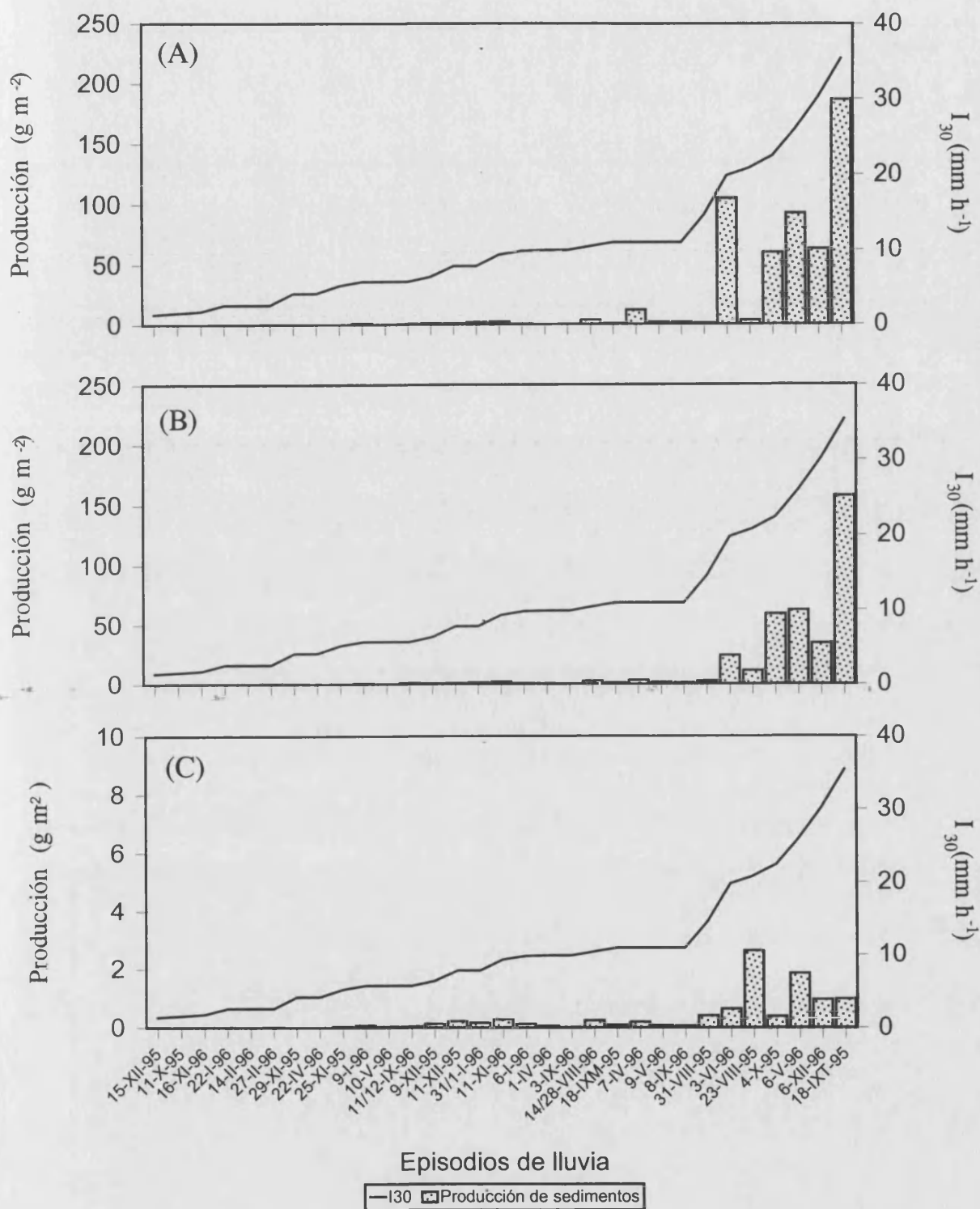


Figura 146. Valores medios de la producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ ) generados en cada episodio de lluvia en relación con los valores de intensidad de lluvia en orden creciente para (A) parcelas de alta intensidad de fuego; (B) parcelas de moderada intensidad de fuego; (C) parcelas control en la estación experimental de La Concordia

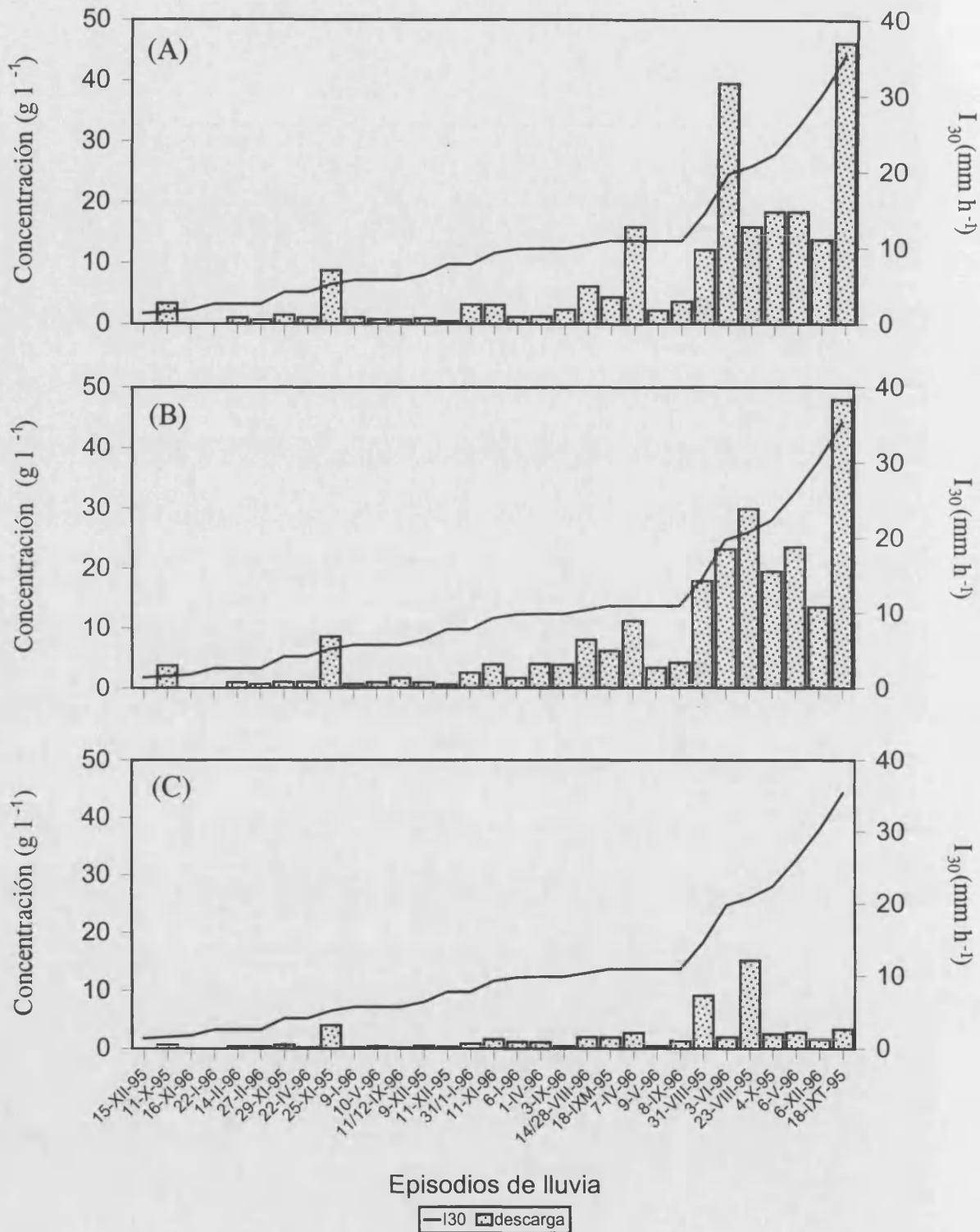


Figura 147. Valores medios de la concentración de sedimentos generada en cada episodio de lluvia en relación con los valores de intensidad de lluvia en orden creciente para (A) parcelas de alta intensidad de fuego; (B) parcelas de moderada intensidad de fuego; (C) parcelas control en la estación experimental de La Concordia

Tabla 107. Coeficientes de correlación lineal entre la cantidad total de sedimentos (kg), la producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ ), la concentración de sedimentos ( $\text{g l}^{-1}$ ) y los distintos parámetros que caracterizan a las precipitaciones registradas en la estación experimental de La Concordia

	Vol. PP	Duración	I <sub>30</sub>	<sup>a</sup> Sedim-A	Sedim-M	Sedim-C	<sup>b</sup> P. sed-A	P.sed-M	P.sed-C	<sup>c</sup> Conc-A	Conc-M	Conc-C
Vol. PP	1.0000	NS	0.5172**	NS	NS	0.5025 **	NS	NS	0.5052 **	NS	NS	NS
Duración		1.0000	-0.3486*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
I <sub>30</sub>			1.0000	0.7442 **	0.8009 **	0.7061 **	0.7442 **	0.8009 **	0.7061 **	0.6801 **	0.6582 **	0.3695 *
Sedim-A				1.0000	0.7996 **	0.4337 *	1.0000 **	0.7996 **	0.4337 *	0.9190 **	0.6863 **	NS
Sedim-M					1.0000	0.4747 **	0.7996 **	1.0000 **	0.4747 **	0.6115 **	0.9042 **	NS
Sedim-C						1.0000	0.4337 *	0.4747 **	1.0000	0.4375 *	0.3586 *	0.5196 **
P.sed-A							1.0000	0.7996 **	0.4337 *	0.9190 **	0.6863 **	NS
P.sed-M								1.0000	0.4747 **	0.6115 **	0.9042 **	NS
P.sed-C									1.0000	0.4375 *	0.3586 *	0.5196 **
Conc-A										1.0000	0.5745 **	NS
Conc-M											1.0000	NS
Conc-C												1.0000

<sup>a</sup> Sedim-A, Sedim-M y Sedim-C: sedimentos totales en las parcelas de alta intensidad de fuego, moderada intensidad y control, respectivamente

<sup>b</sup> P.sed-A, P.sed-M y P.sed-C: Producción de sedimentos en las parcelas de alta intensidad de fuego, moderada intensidad y control, respectivamente

<sup>c</sup> Conc-A, Conc-M y Conc-C: Concentración de sedimentos en las parcelas de alta intensidad de fuego, moderada intensidad y control, respectivamente

NS: No significativo

\* Nivel de significación 0.05

\*\* Nivel de significación 0.01

quemadas. Tan sólo, los sedimentos totales y la producción de sedimentos en las parcelas control muestran una relación significativa con estos parámetros (Tabla 107).

Los resultados observados nos inducen a pensar que por lo que respecta a la pérdida de suelo en las parcelas quemadas, el factor más influyente es el grado de intensidad de las precipitaciones, a diferencia de lo que ocurría con la escorrentía, donde también se aprecia una influencia de la cantidad de lluvia. Por ello se ha realizado un análisis más detallado sobre los resultados observados de la pérdida de suelo en función del tipo de tratamiento de intensidad de fuego y su relación con los valores de  $I_{30}$ , siguiendo el mismo procedimiento que el desarrollado en el apartado dedicado a la escorrentía, donde se han agrupado los episodios de lluvia en cuatro rangos de  $I_{30}$ .

Se aprecia que cuando los valores de  $I_{30}$  son inferiores a  $5 \text{ mm h}^{-1}$  la producción de sedimentos es muy baja, oscilando entre  $0.01$  y  $0.09 \text{ g m}^{-2}$  de media en las parcelas de alta intensidad de fuego y  $0.01$  y  $0.12 \text{ g m}^{-2}$  en las de moderada intensidad de fuego (Anexo 10). La concentración de sedimentos en el volumen de escorrentía generado en estos episodios se sitúa, en la mayoría de los casos, alrededor de  $1 \text{ g l}^{-1}$  en las parcelas quemadas y entre  $0.4$  y  $0.6 \text{ g l}^{-1}$  en las control.

Cuando los valores de  $I_{30}$  se encuentran entre  $5$  y  $10 \text{ mm h}^{-1}$  se observa una pequeña diferencia entre los valores medios de la producción y la concentración de sedimentos en función del tratamiento de fuego, aunque tales diferencias no son estadísticamente significativas. En general la producción de sedimentos es mayor en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada, y ambos casos presentan valores superiores a los observados en las parcelas control (Figura 148-A). Las diferencias más claras entre tratamientos corresponden a los episodios 9-XII-95, 1-I-96, 6-I-96 y 11-XI-96, siendo esta última lluvia la que presenta los valores más elevados con  $2.33$ ,  $1.84$  y  $0.28 \text{ g m}^{-2}$  para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego y control, respectivamente.

Por lo que respecta a la concentración de sedimentos dentro de este rango de  $I_{30}$  (Figura 149-A) también se observa que éstas son más elevadas en las parcelas quemadas que en las control, pero a diferencia de lo que ocurre en el resto de los parámetros erosivos analizados, generalmente las parcelas de moderada intensidad de fuego presentan igual o mayores concentraciones de sedimentos que las de alta intensidad, aunque estas diferencias no son estadísticamente significativas. Estos episodios no coinciden exactamente con aquellos en los que se generan mayores volúmenes de escorrentía, debido probablemente a que no todo el sedimento es arrastrado hasta el colector, sino que deben existir unas zonas dentro de la parcela donde se genera escorrentía y se

transportan sedimentos, mientras que habrá otras que los atrapen.

A medida que se incrementan los valores de  $I_{30}$  también aumentan los de la producción y la concentración de sedimentos y, en general, son más evidentes las diferencias entre parcelas quemadas y control. Así, para valores de  $I_{30}$  entre 10 y 15  $\text{mmh}^{-1}$  (Figura 148-B), se aprecia que aunque sólo hay diferencias estadísticamente significativas en la producción de sedimentos entre tratamientos de fuego en la primavera del 96 (7-IV-96), con valores medios de 12 y 3  $\text{g m}^{-2}$  para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, y de 0.2  $\text{g m}^{-2}$  para las control, existe la misma tendencia en el resto de episodios.

Los valores medios por tratamiento de fuego de la concentración de sedimentos en cada uno de los episodios comprendidos en este rango de  $I_{30}$  (Figura 149-B), se sitúan entre 15.93 y 2.33  $\text{g l}^{-1}$  para las parcelas de alta intensidad de fuego, entre 17.87 y 3.37  $\text{g l}^{-1}$  para las de moderada y entre 9.10 y 0.43  $\text{g l}^{-1}$  para las parcelas control. En todos los episodios los valores observados en las parcelas quemadas son claramente superiores a los de las control. En este caso la interacción "tratamiento x episodio de lluvia" es significativa, de modo que los 17.87  $\text{g l}^{-1}$  del día 31-VIII-95 en las parcelas de moderada intensidad de fuego y los 15.93  $\text{g l}^{-1}$  del 7-IV-96 en las parcelas de alta intensidad de fuego son estadísticamente diferentes de las concentraciones observadas en los otros episodios con valores de  $I_{30}$  similares.

Para valores de  $I_{30}$  superiores a 15  $\text{mm h}^{-1}$  existen diferencias evidentes en la producción de sedimentos y en su concentración en función del tratamiento de fuego y de éstos con respecto a las parcelas no quemadas (Figuras 148-C y 149-C), a excepción del primer episodio de lluvia registrado tras la quema de las parcelas (23-VIII-95), en el cual se han observado los valores más bajos de producción de sedimentos, dentro de este rango de intensidades de lluvia, con tan sólo 3.34 y 11.14  $\text{g m}^{-2}$  en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, lo que concuerda también con los menores volúmenes de escorrentía, a pesar de que la  $I_{30}$  en este episodio fue de 20.8  $\text{mm h}^{-1}$ . Este hecho corrobora la hipótesis planteada en el punto anterior, referente al papel amortiguador del impacto de las gotas de lluvia que ejerce la capa de cenizas depositada sobre la superficie del suelo.

Como también puede observarse en estas figuras, los episodios del 18-IX-95 y del 3-VI-96 son los que generan mayores cantidades de sedimentos, con 187 y 104  $\text{g m}^{-2}$  respectivamente en las parcelas de alta intensidad de fuego, 157 y 24.05  $\text{g m}^{-2}$  en las parcelas de moderada intensidad, que contrastan con la baja producción de sedimentos en las parcelas control (inferiores a 1  $\text{g m}^{-2}$  en ambos episodios). Del mismo modo, es en

Producción de sedimentos

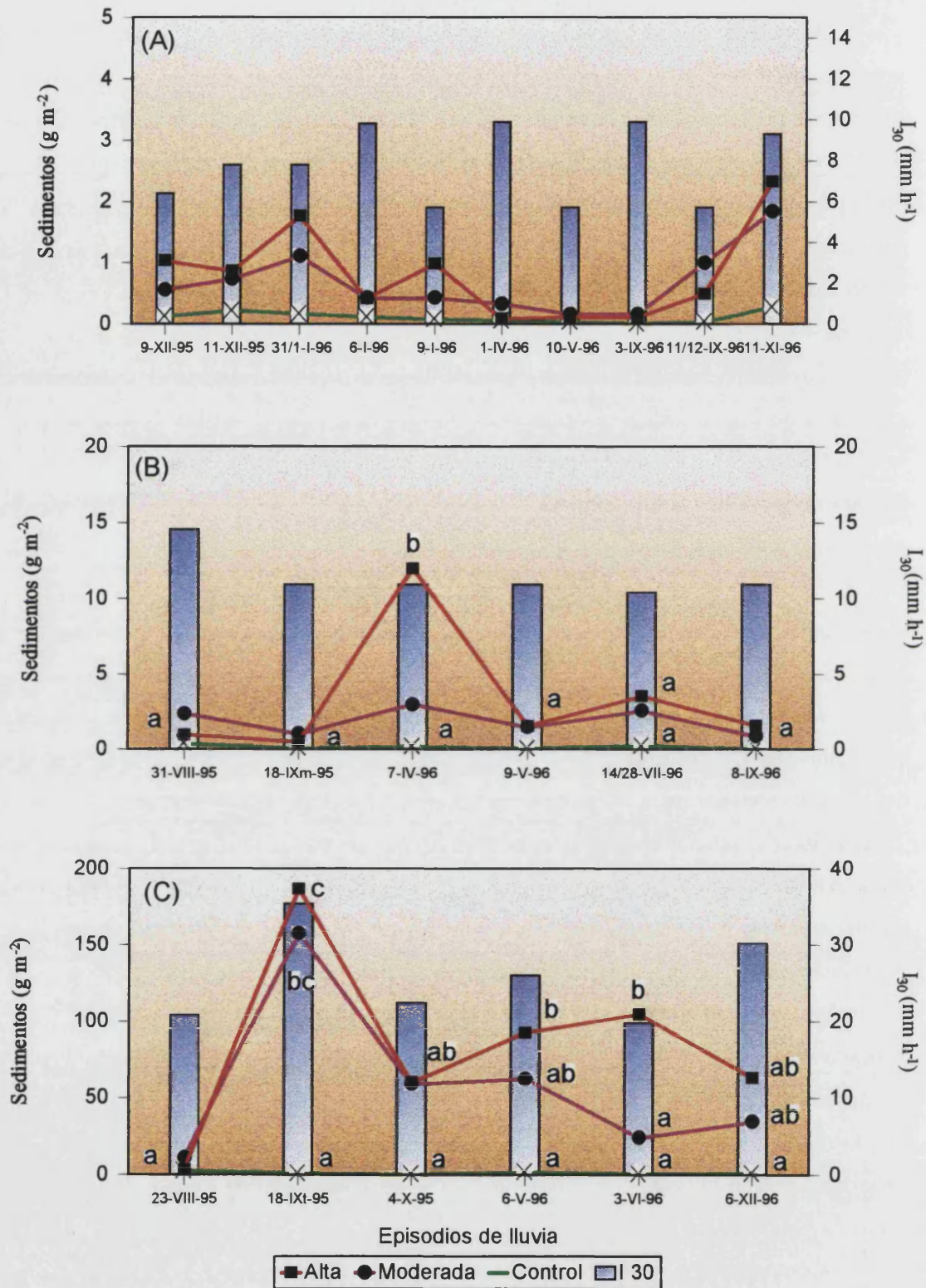


Figura 148. Valores medios de la producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ ) en las parcelas de La Concordia en función de la intensidad de fuego (alta, moderada, control), para los episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  son (A)  $5 < I_{30} < 10 \text{ mm h}^{-1}$ ; (B)  $10 < I_{30} < 15 \text{ mm h}^{-1}$  y (C)  $I_{30} > 15 \text{ mm h}^{-1}$ . Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ ). Las DMS obtenidas han sido: (B)  $7.63 \text{ g m}^{-2}$  y (C)  $79.33 \text{ g m}^{-2}$

Concentración de sedimentos

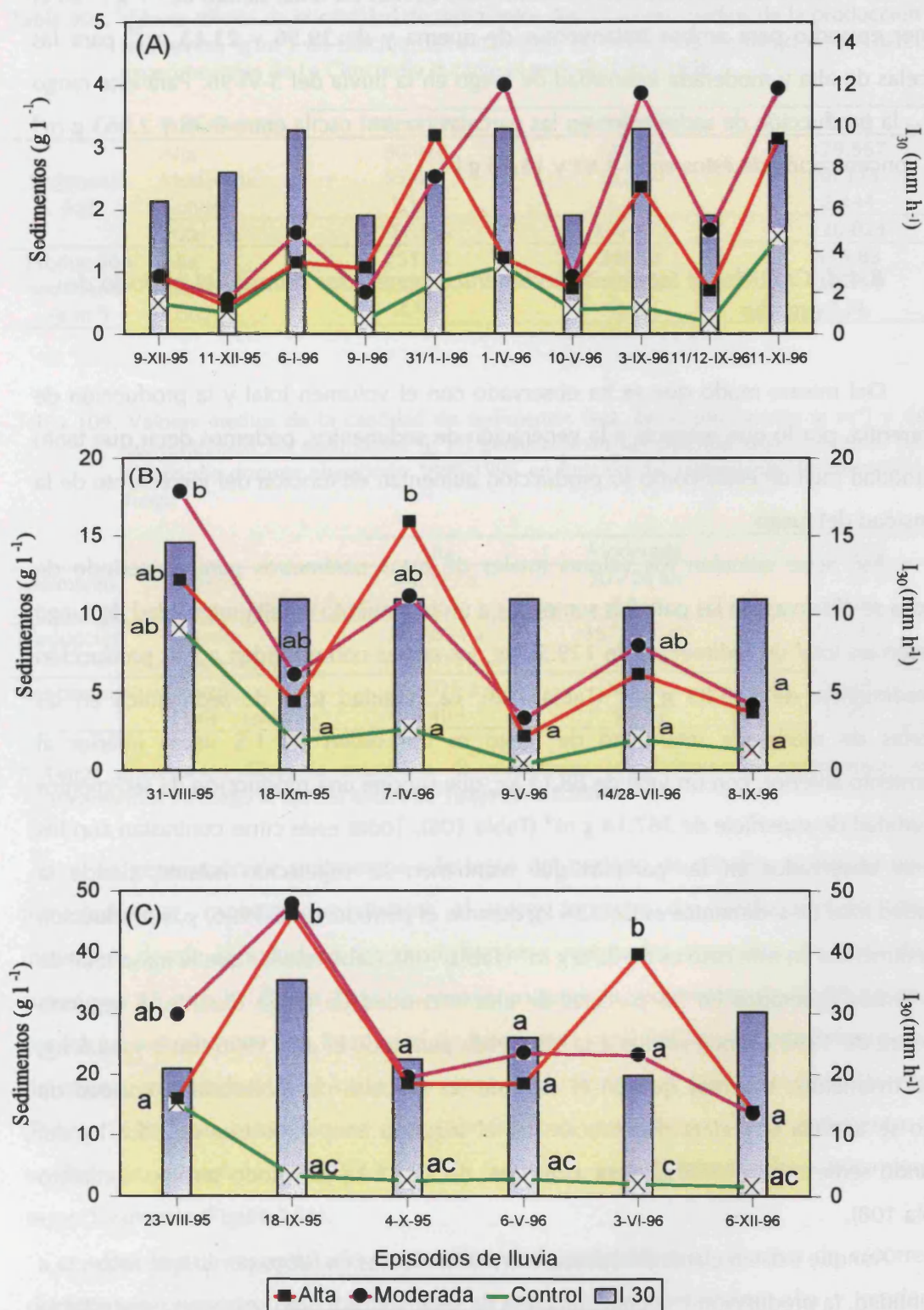


Figura 149. Valores medios de la concentración de sedimentos ( $g\ l^{-1}$ ) en las parcelas de La Concordia en función de la intensidad de fuego (alta, moderada, control), para los episodios de lluvia cuyos valores de  $I_{30}$  son (A)  $5 < I_{30} < 10\ mm\ h^{-1}$ ; (B)  $10 < I_{30} < 15\ mm\ h^{-1}$  y (C)  $I_{30} > 15\ mm\ h^{-1}$ . Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ ). Las DMS obtenidas han sido: (B)  $3.89\ g\ l^{-1}$  y (C)  $20.62\ g\ l^{-1}$



estos casos donde la concentración de sedimentos es más elevada, siendo de 47 g l<sup>-1</sup> en el primer episodio para ambos tratamientos de quema y de 39.56 y 23.13 g l<sup>-1</sup> para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego en la lluvia del 3-VI-96. Para este rango de I<sub>30</sub> la producción de sedimentos en las parcelas control oscila entre 0.38 y 2.063 g m<sup>-2</sup> y la concentración de éstos entre 1.61 y 15.15 g l<sup>-1</sup>.

#### *8.4.4. Cantidades totales de sedimentos generados durante el periodo de estudio*

Del mismo modo que se ha observado con el volumen total y la producción de escorrentía, por lo que respecta a la generación de sedimentos, podemos decir que tanto la cantidad total de éstos como su producción aumentan en función del incremento de la intensidad del fuego

Así, si se calculan los valores totales de estos parámetros para el periodo de estudio se observa que las parcelas sometidas a un tratamiento de alta intensidad de fuego generan un total de sedimentos de 129.56 kg, los cuales corresponden a una producción de sedimentos de 539.83 g m<sup>-2</sup> (Tabla 108). La cantidad total de sedimentos en las parcelas de moderada intensidad de fuego es del orden de 1.5 veces inferior al tratamiento anterior, con un total de 88.11 kg, que supone una producción de sedimentos por unidad de superficie de 367.14 g m<sup>-2</sup> (Tabla 108). Todas estas cifras contrastan con los valores observados en las parcelas que mantienen su vegetación natural, donde la cantidad total de sedimentos es de 2.34 kg durante el periodo 1995-1996, y la producción de sedimentos en este caso es de 9.76 g m<sup>-2</sup> (Tabla 108). Cabe resaltar que la masa total de sedimentos generados en las parcelas de alta intensidad de fuego durante el segundo semestre de 1995 es muy similar a la observada para todo el año 1996 (60.9 y 68.6 kg, respectivamente), mientras que en el caso de las parcelas de moderada intensidad de fuego se aprecia una clara disminución en el segundo año, dado que de 55.8 kg del segundo semestre de 1995 se pasa a un total de 32.25 kg para todo un año completo (Tabla 108).

Aunque existen claras diferencias entre tratamientos de fuego por lo que respecta a la cantidad, la producción y la concentración de sedimentos, como se observa en la Tabla 109, dichas diferencias son sólo estadísticamente significativas entre las parcelas quemadas y las control.

Tabla 108. Valores totales de la cantidad de sedimentos (kg) y valores medios de la producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ ) en función del tratamiento de intensidad de fuego en las parcelas experimentales de La Concordia durante el periodo 1995-1996

Tratamiento		Año 1995	Año 1996	Total
Sedimento (kg)	Alta	60.918	68.648	129.567
	Moderada	55.857	32.256	88.113
	Control	1.177	1.167	2.344
	Total	117.952	102.071	220.024
Producción sedimento ( $\text{g m}^{-2}$ )	Alta	253.83	286.01	539.83
	Moderada	232.74	134.40	367.14
	Control	4.90	4.86	9.76

Tabla 109. Valores medios de la cantidad de sedimentos (kg), de la producción ( $\text{g m}^{-2}$ ) y de la concentración de sedimentos ( $\text{g l}^{-1}$ ) generados en las parcelas experimentales de La Concordia durante el periodo 1995-1996 en función del tratamiento de intensidad de fuego

		Alta	Moderada	Control
Sedimento	Media	44.929 a	30.726 ab	1.133 b
	Desv. estándar	25.271	7.834	0.569
Producción	Media	539.834 a	367.141 ab	9.768 b
	Desv. estándar	308.113	95.934	5.419
Concentración	Media	20.035 a	19.382 a	2.649 b
	Desv. estándar	5.404	3.276	0.951

\* Letras diferentes indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de fuego al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

La generación de sedimentos a lo largo del periodo de estudio, si éste se divide trimestralmente, muestra que durante el tercer trimestre de 1995 (primero tras el incendio), donde la mitad de las precipitaciones registradas presentan un valor de  $I_{30}$  superior a  $15 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabla 106), se recoge un total de sedimentos de 45.99 kg en las parcelas quemadas con alta intensidad de fuego; una cantidad ligeramente inferior en las de quema moderada (41.32 kg) y una masa total inferior a 1 kg en las parcelas control (Figura 150). Estas cantidades se corresponden con una producción de sedimentos por unidad de superficie de 191.6, 172.2 y  $4.11 \text{ g m}^{-2}$  para dichos tratamientos, respectivamente (Figura 151).

Por lo que respecta a la concentración de sedimentos en el agua de escorrentía durante este trimestre, se observa que las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad presentan unos valores muy similares, entre 44.5 y  $43.23 \text{ g l}^{-1}$ , mientras que en las parcelas control dicho valor es de  $7.47 \text{ g l}^{-1}$  (Figura 152).

En el siguiente trimestre, a pesar de coincidir con la estación más lluviosa, en cuanto a volumen de precipitación, se observa una clara disminución en las cantidades totales de sedimentos (Figura 150). Así, por ejemplo, para las parcelas de alta intensidad

de fuego se obtiene un total de 14.92 kg, lo que supone una disminución de 31 kg con respecto al trimestre anterior. Estos resultados contrastan con los volúmenes de escorrentía generados en este periodo, donde se ha observado un notable incremento con respecto al trimestre anterior (Figura 143), lo que refuerza los comentarios anteriores respecto al papel relevante que juega la intensidad de la lluvia en la generación de sedimentos, mientras que si sólo se producen episodios de un volumen considerable de precipitación pero de bajas intensidades, aunque si que se generan importantes volúmenes de escorrentía en las parcelas quemadas, ésta no es capaz de transportar sedimentos hasta los colectores.

Consecuentemente, la producción de sedimentos por unidad de superficie también disminuye en este cuarto trimestre de 1995 (Figura 151), con valores de 62 y 60.5 g m<sup>-2</sup> para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, y en las parcelas control estos valores no superan 1 g m<sup>-2</sup>. La misma tendencia se ha observado en el caso de la concentración de sedimentos durante este trimestre, con valores entre 9.85 y 11.9 g l<sup>-1</sup> para las parcelas quemadas y de 0.59 g l<sup>-1</sup> para las control (Figura 152).

Durante el primer trimestre de 1996, caracterizado por presentar todas las precipitaciones de una I<sub>30</sub> inferior a 10 mm h<sup>-1</sup>, se observa una disminución generalizada de la cantidad de sedimentos totales, dado que en ningún caso estos valores superan 1 kg, siendo el valor más elevado los 0.792 kg de las parcelas de alta intensidad de fuego (Figura 150), que suponen una producción de sedimentos de 3.3 g m<sup>-2</sup> (Figura 151) y una concentración de 1.77 g l<sup>-1</sup> (Figura 152).

En el segundo trimestre de 1996, en el que se produce un segundo máximo relativo de precipitaciones (Tabla 106), se observa un brusco incremento en las cantidades totales de sedimentos en relación con los dos trimestres anteriores e incluso con el tercer trimestre de 1995, como es el caso de las parcelas de alta intensidad de fuego, con un total de 50.75 kg de sedimentos, siendo los valores máximos de todo el periodo de estudio (Figura 150), que suponen un valor medio de 16.92 kg por parcela. En las parcelas de moderada intensidad de fuego también se observa este aumento, dado que de los 0.49 kg del trimestre anterior se aprecian valores totales de 21.93 kg, pero en ningún caso se superan los valores alcanzados durante el primer trimestre tras el incendio (41.32 kg). Este hecho indica que en el caso de una intensidad de fuego moderada, disminuye la masa de sedimentos arrastrada por la escorrentía cuando han transcurrido entre 9 y 12 meses después del incendio, mientras que en las parcelas de alta intensidad de fuego se siguen produciendo importantes cantidades de sedimentos en respuesta a intensidades de lluvia fuertes (I<sub>30</sub> > 15 mm h<sup>-1</sup>).

# Sedimentos Totales

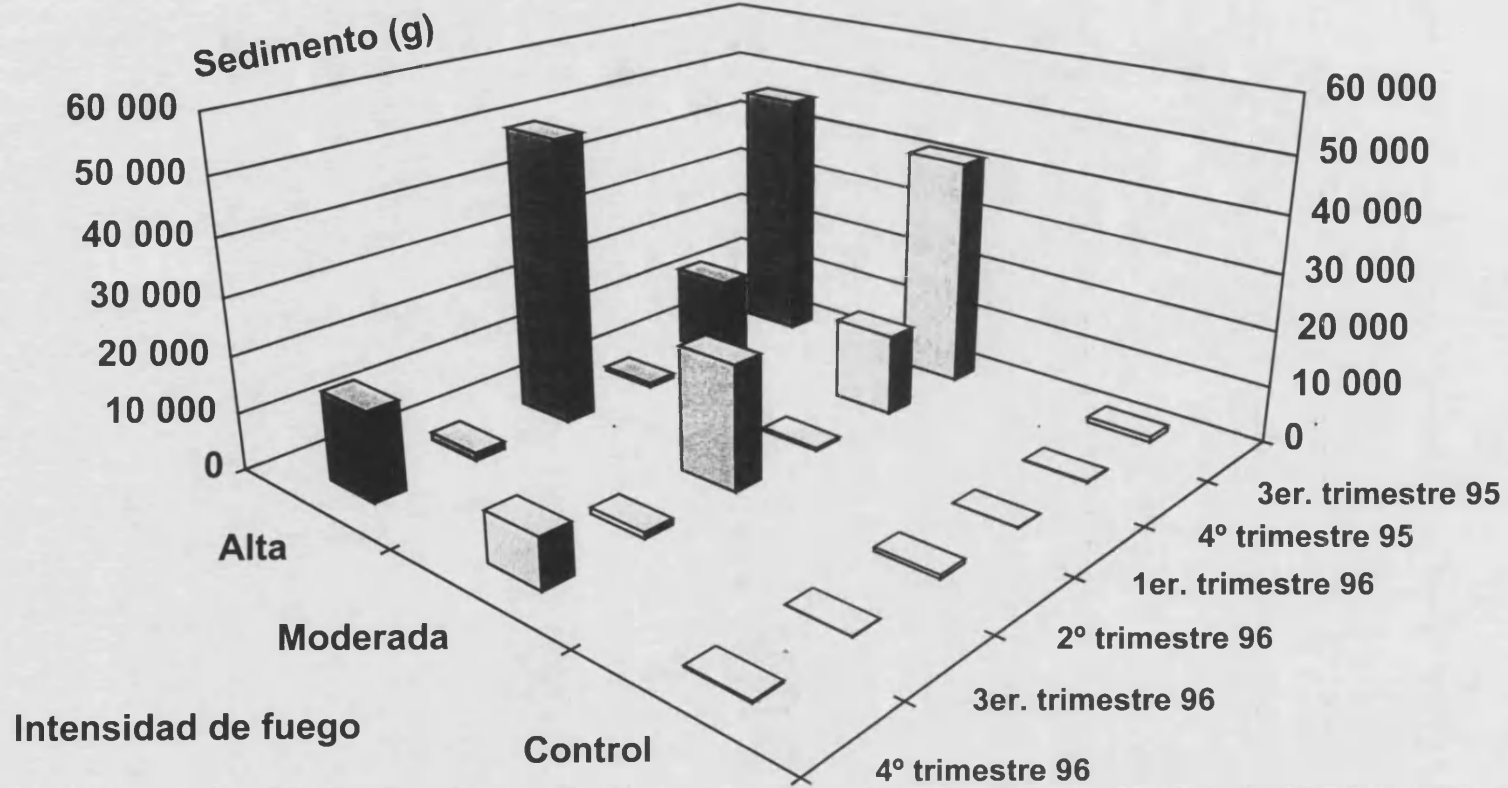


Figura 150. Valores totales de la cantidad de sedimentos en cada tratamiento de intensidad de fuego durante el periodo de estudio, dividido en trimestres, en las parcelas experimentales de la Concordia

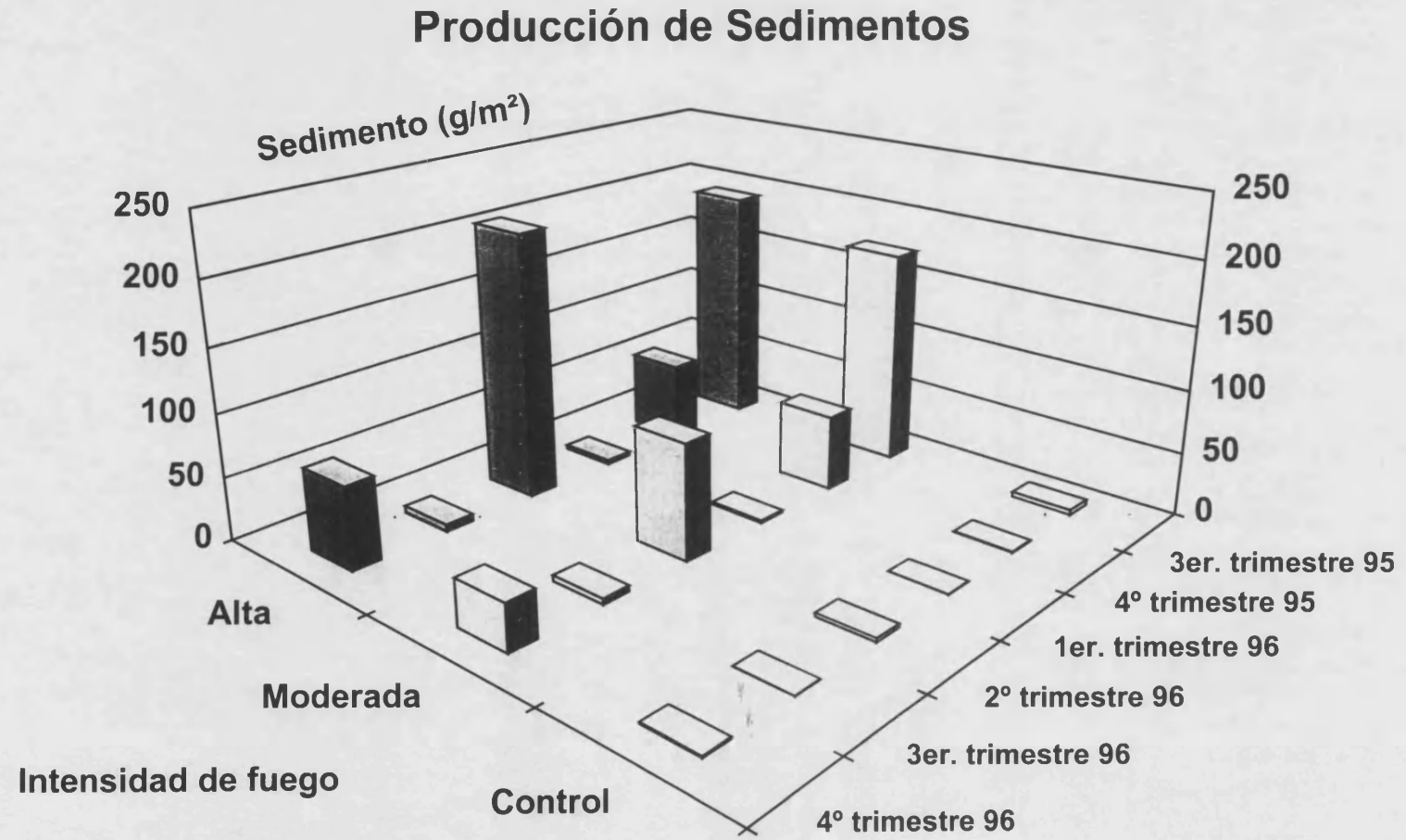


Figura 151. Valores medios de la producción de sedimentos en cada tratamiento de intensidad de fuego durante el periodo de estudio, dividido en trimestres, en las parcelas experimentales de la Concordia

# Concentración de Sedimento

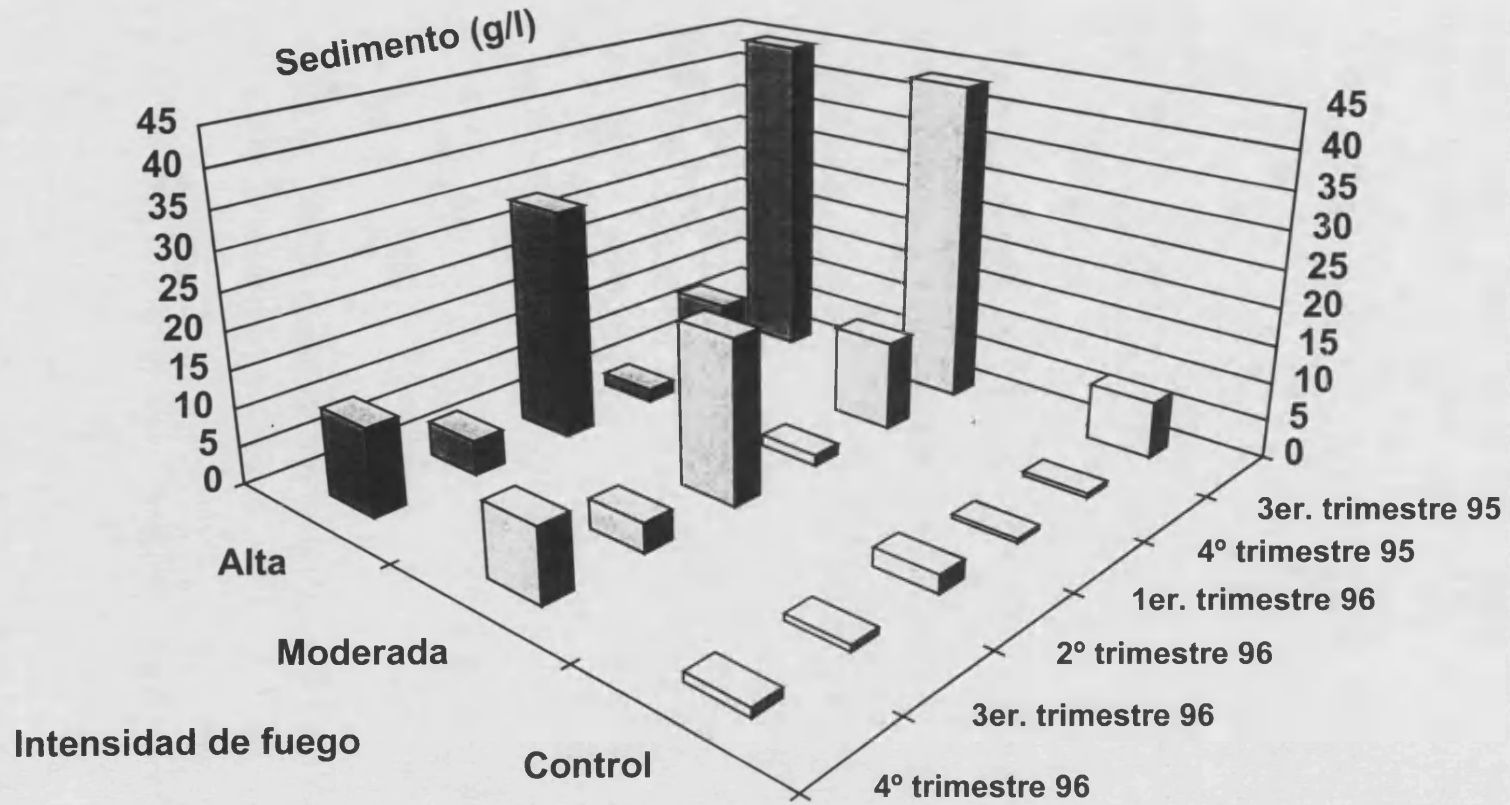


Figura 152. Valores medios de la concentración de sedimentos en cada tratamiento de intensidad de fuego durante el periodo de estudio, dividido en trimestres, en las parcelas experimentales de la Concordia

La producción de sedimentos en estos casos también es la más elevada de todo el periodo de estudio en las parcelas de alta intensidad, con  $211.45 \text{ g m}^{-2}$ , mientras que en las parcelas de moderada intensidad es de  $91.37 \text{ g m}^{-2}$ , que contrastan con los  $2.87 \text{ g m}^{-2}$  de las parcelas control (Figura 151). La concentración de sedimentos durante este periodo en las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad de fuego oscila entre  $30.42$  y  $21.54 \text{ g l}^{-1}$ , respectivamente, y es de  $2.34 \text{ g l}^{-1}$  en las control (Figura 152).

El tercer trimestre de 1996 es claramente diferente del mismo trimestre del año anterior, y muy similar al primero de 1996 (Figuras 150, 151 y 152), donde solo se superan ligeramente cantidades totales de sedimentos de  $1 \text{ kg}$  en las parcelas quemadas ( $1.37$  y  $1.10 \text{ kg}$  para alta y moderada intensidad de fuego respectivamente) y tan sólo un total de  $87 \text{ g}$  en las parcelas control.

En el último trimestre del periodo de estudio se observa un nuevo incremento de la cantidad de sedimentos en las parcelas quemadas con respecto al trimestre anterior, aunque éste es de menor cuantía que en los casos anteriores, posiblemente debido a que sólo se registra un episodio de lluvia, cuya  $I_{30}$  es superior a  $15 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabla 106). Los valores máximos corresponden a las parcelas de alta intensidad de fuego, con un total de  $15.72 \text{ kg}$  (Figura 150), que representan una producción de sedimentos de  $65.50 \text{ g m}^{-2}$  (Figura 151), mientras que en las parcelas de moderada intensidad de fuego la masa de sedimentos transportada hasta el colector es de  $8.73 \text{ kg}$  (Figura 150) y la producción es aproximadamente la mitad que en el tratamiento anterior, con  $36.38 \text{ g m}^{-2}$  (Figura 1531). En estos casos la concentración de sedimentos (Figura 152) en las parcelas quemadas está entre  $11.5$  y  $9.49 \text{ g l}^{-1}$ , diferenciándose todavía de la observada para las parcelas control ( $1.17 \text{ g l}^{-1}$ ).

Tras este análisis de los resultados observados en los parámetros referentes a la erosión hídrica en las parcelas experimentales de La Concordia, es evidente que el grado de intensidad alcanzado durante el incendio desempeña un importante papel en los procesos de erosión hídrica, puesto que como se ha comprobado en este estudio, tanto el volumen total de escorrentía como la cantidad total de sedimentos es más elevada en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada, de modo que en las parcelas de alta intensidad de fuego se ha cuantificado un volumen total de escorrentía 1.3 veces mayor que en las de moderada y la cantidad de sedimentos totales, en este caso, es 1.5 veces superior. El volumen total de escorrentía en las parcelas control es 5 y 4 veces inferior al observado en las parcelas de alta y moderada intensidad, respectivamente.

Por lo que respecta a la cantidad total de sedimentos, estas diferencias entre parcelas que mantienen la vegetación natural y las quemadas son mucho más relevantes,

dado que se ha cuantificado que las parcelas de alta intensidad generan una cantidad de sedimentos 55 veces superior a las control, y las de moderada intensidad 37.5 veces mayor. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Giovannini y Lucchesi (1993) en una zona de *maquia* en Italia, quien obtiene unas pérdidas de suelo 50 veces superior en las parcelas quemadas con una intensidad de fuego alta (temperatura media en superficie de 475°C) con respecto a las control. Además, en las parcelas de moderada intensidad las pérdidas de suelo comienzan a disminuir al cabo de 10 meses después del incendio, mientras que en las parcelas de alta intensidad, todavía se aprecian importantes pérdidas de suelo al cabo de 18 meses. Shakesby et al. (1993) mencionan que, generalmente, la pérdida de suelo es mayor durante el primer año después del fuego y se vuelve a los niveles iniciales entre el tercer y cuarto año tras la quema.

Junto al grado de intensidad de fuego, podemos establecer que, por lo que respecta a la producción de sedimentos, es la intensidad de la precipitación el factor clave en la producción y arrastre de sedimentos en las parcelas, puesto que se ha observado que la tasa máxima de erosión en las parcelas quemadas tiene lugar en los trimestres donde se concentran los episodios de intensidades de lluvia más fuertes, principalmente, durante el primer trimestre después del incendio y en la siguiente primavera. En cambio, en el caso de la escorrentía, además de la  $I_{30}$ , también tiene una gran influencia en su generación la cantidad de lluvia que recibe la superficie del suelo, dado que como se ha comentado anteriormente, los máximos valores de escorrentía corresponden a los periodos de mayores volúmenes de precipitación.

La representación gráfica de los valores acumulados de la producción de escorrentía y de pérdida de suelo por unidad de superficie en las parcelas quemadas frente al tiempo transcurrido tras el impacto del fuego, muestra unas curvas en las que se distinguen tres tramos claramente diferenciados que se corresponden con diferentes situaciones y mecanismos en los procesos de erosión hídrica (Figura 153). Así, para el caso de la producción de escorrentía (Figura 153-A) se observa un tramo inicial de forma sigmoideal hasta los 160 días después del incendio, que corresponde a dos aportes iniciales de escorrentía, los cuales presentan una elevada capacidad de transporte de sedimentos, al producirse un aumento del volumen y de la velocidad del flujo de agua superficial, tanto en las parcelas de alta como en las de moderada intensidad de fuego (Figura 153-B). A partir de este punto, la pendiente de la curva se mantiene prácticamente constante en el caso de los sedimentos, mientras que se observa un ligero incremento en la producción de escorrentía, con una pendiente de la curva más suave que en el tramo anterior, por lo que durante el periodo de tiempo entre 104 y 302 días tras el incendio, la



capacidad de transporte de sedimentos es prácticamente nula. Pero al cabo de 302 días, se observa un nuevo cambio de pendiente en dichas curvas para ambos parámetros, coincidiendo con el segundo periodo de lluvias intensas, en el cual se aprecia una diferencia en la capacidad de transporte de sedimentos en función del grado de intensidad del fuego, la cual es más elevada en las parcelas de alta intensidad - en las que incluso se pueden diferenciar dos tramos sigmoidales-, que en las de moderada (Figura 153-B).

Por lo que respecta a las parcelas control, la curva observada para los valores acumulados de la producción de escorrentía presenta una tendencia lineal con una pendiente muy suave, mientras que los valores acumulados de la producción de sedimentos son prácticamente paralelos al eje de abscisas. Estas curvas difieren de las observadas por Wright *et al.* (1976) en cuencas incendiadas de elevadas pendientes y de Soto (1993), quienes describen un comportamiento estrictamente sigmoidal durante un periodo de estudio de 1200 días después del incendio.

Estos comportamientos similares en las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad de fuego, nos llevan a pensar que durante los primeros días tras el incendio tienen más influencia, en las tasas de erosión hídrica, las características intrínsecas de las precipitaciones que los efectos de los dos grados de intensidad de fuego. Este hecho no implica que no haya existido un diferente grado de alteración por el calor de las propiedades del suelo, sino que dichas alteraciones todavía no se han manifestado, y posiblemente, estén retardadas por la protección que ejerce la capa de cenizas y de restos vegetales parcialmente carbonizados. En cambio, al cabo de 300 días después del impacto del fuego, las diferencias entre las parcelas de alta y moderada intensidad, por lo que respecta a la pérdida de suelo, parecen ser debidas a la manifestación del mayor grado de alteración que han sufrido las propiedades de éste en las parcelas de alta intensidad como consecuencia del incendio, mientras que en las parcelas de quema moderada, el impacto del fuego sobre la alteración de las propiedades del suelo comienza a remitir. El tiempo necesario para que el suelo vuelva a presentar las condiciones anteriores al incendio es variable, pero en general, se necesitan al menos unos 3 años (Morgan, 1997), y entre 7 y 12 años para que se establezca la comunidad vegetal (Naveh, 1975; Trabaud y Lepart, 1980). Este tiempo depende, fundamentalmente del tipo de suelo, de las características intrínsecas de las precipitaciones, de las temperaturas alcanzadas durante la quema, de la dinámica de la vegetación y, también, del grado de aislamiento que proporcionan los residuos vegetales parcialmente carbonizados depositados sobre la superficie del suelo (Dimitrakopoulos *et al.*, 1994).

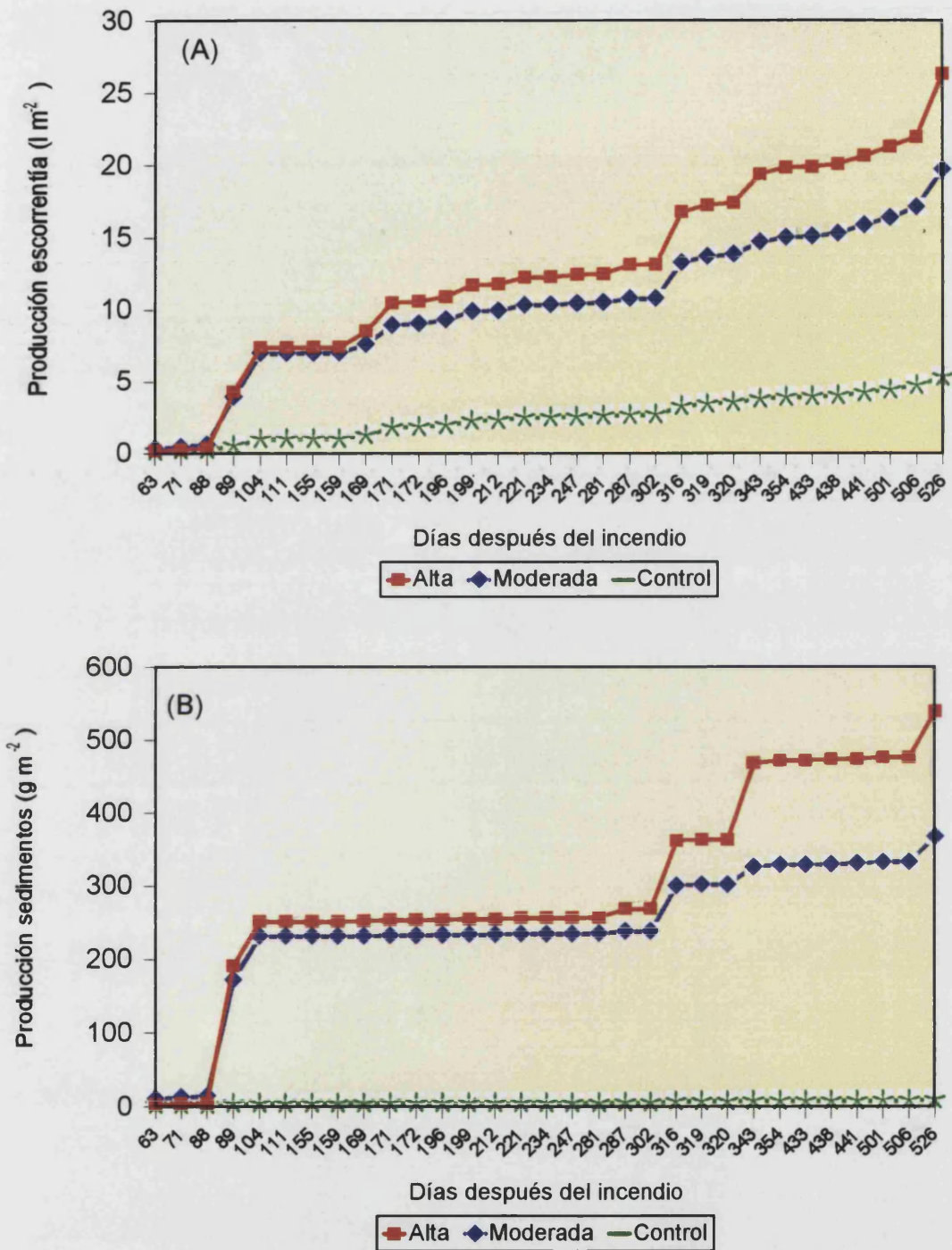
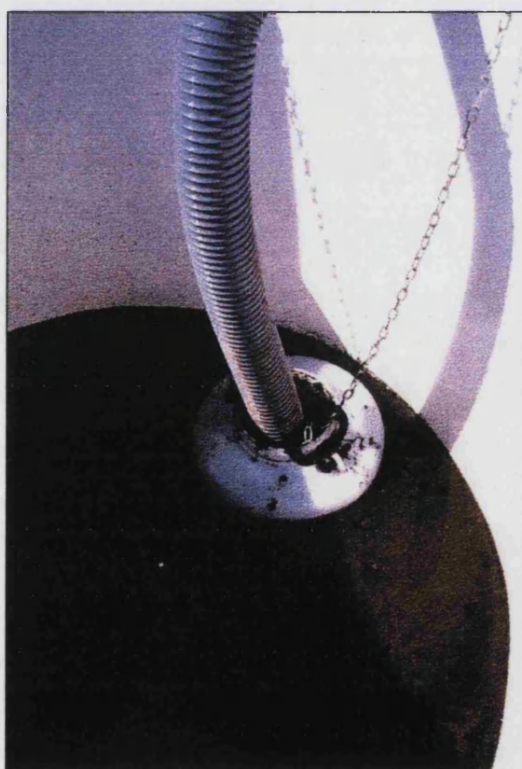


Figura 153. Producción de escorrentía (A) y de sedimentos (B) representados de forma acumulada para el tiempo transcurrido desde el impacto del fuego hasta el final del periodo de estudio



Detalle del sistema colector de sedimentos y escorrentía



Detalle del depósito de 40 l, en el interior del depósito general de 1500 l, y su tubo de conexión con el sistema colector

## 9. EROSION HÍDRICA EN LA PARCELA EXPERIMENTAL DE PORTA-COELI TRAS EL INCENDIO EXPERIMENTAL

El estudio de los parámetros erosivos en la estación de Porta-Coeli difiere del llevado a cabo en La Concordia, dado que el presente caso de estudio se ha realizado comparando los resultados observados en la parcela quemada con los medidos en otra parcela de características similares pero que se ha mantenido desprovista de vegetación, mediante desbroce y posterior tratamiento con herbicidas.

### 9.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS PRECIPITACIONES Y EPISODIOS EROSIVOS

En la estación experimental de Porta-Coeli se han registrado un total de 19 episodios de lluvia, tres de ellos durante 1997 antes del incendio experimental, y el resto desde el 9-XII-97 hasta el 26-V-98. El volumen total de precipitación durante todo este periodo ha sido de 313 mm. El año 1997 se caracteriza por el escaso número de precipitaciones, y solamente en 4 de ellas se ha registrado generación de escorrentía y arrastre de sedimentos. Los volúmenes de precipitación por episodio durante este periodo de estudio oscilan entre 3.8 y 36.8 l m<sup>-2</sup> (Figura 154).

En la Figura 154 se representan los volúmenes de precipitación así como la intensidad máxima registrada durante 30 minutos ( $I_{30}$ ) de los episodios de lluvia erosiva. Se observa que los máximos de  $I_{30}$  se registran en la primavera y el otoño de 1997, mientras que el mayor volumen de precipitación corresponde al último episodio acaecido antes de la quema (11-IX-96), donde se cuantificaron un total de 36.8 l m<sup>-2</sup>.

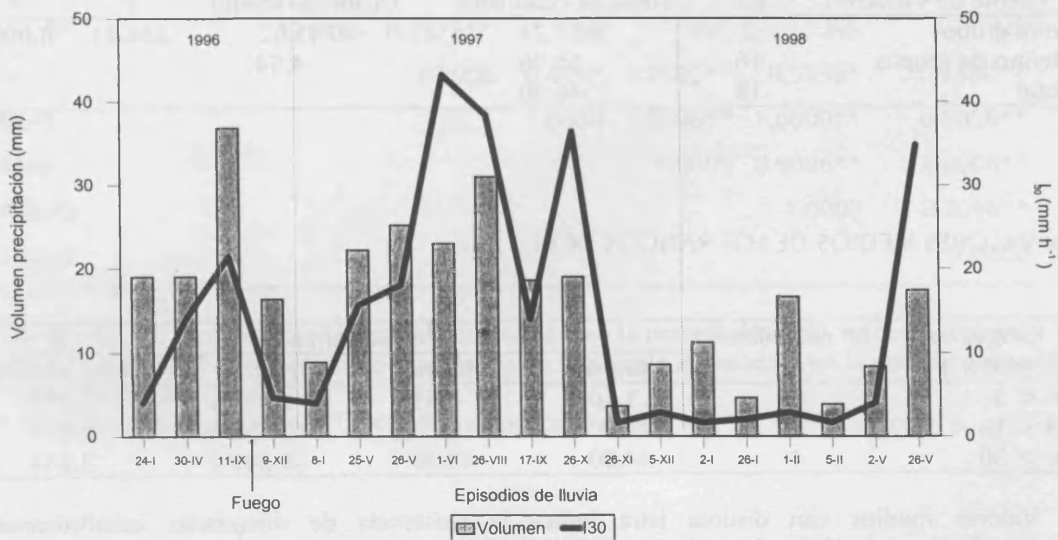


Figura 154. Intensidad ( $I_{30}$ ) y volúmenes de las precipitaciones correspondientes a los episodios de lluvia registrados en la estación experimental de Porta-Coeli desde 1996 hasta mayo de 1998

Se ha observado que el valor umbral de  $I_{30}$  a partir del cual se genera escorrentía superficial tanto en la parcela quemada como en la desprovista de vegetación es de 1.6 mm h<sup>-1</sup>, el cual es similar al observado en las parcelas quemadas de La Concordia. Sin embargo, en la estación de Porta-Coeli se aprecia arrastre de sedimentos a partir de valores de  $I_{30}$  de 4 mm h<sup>-1</sup> en la parcela desnuda y de 14 mm h<sup>-1</sup> en la quemada. Estos valores umbrales referidos a la producción de sedimentos son superiores a los observados en la estación experimental de La Concordia, los cuales oscilaban entre 1.6 y 2.6 mm h<sup>-1</sup>.

Rangos de  $I_{30}$ . De modo análogo al estudio de la influencia de los valores de  $I_{30}$  en los procesos erosivos realizado en la estación experimental de la Concordia, se han agrupado los diferentes episodios de lluvia en función de valores similares de  $I_{30}$ , de modo que en el caso de Porta-Coeli se han establecido tres rangos de intensidades de lluvia:  $I_{30} < 5$  mm h<sup>-1</sup>,  $14 < I_{30} < 30$  mm h<sup>-1</sup> e  $I_{30} > 30$  mm h<sup>-1</sup>. El análisis de la varianza y el test de Tukey indica la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de  $I_{30}$  correspondientes a cada uno de los rangos establecidos (Tabla 110). En función de estos rangos se han cuantificado diferentes volúmenes totales de escorrentía, así como de producción de escorrentía y sedimentos por unidad de superficie y diferentes valores medios del coeficiente de escorrentía (Tabla 111, Anexo 11), de los que se hablará con más detalle en el siguiente epígrafe.

Tabla 110. (a) ANOVA y (b) valores medios correspondientes a los rangos de  $I_{30}$  establecidos en el conjunto de precipitaciones registradas en la estación experimental de Porta-Coeli durante el periodo comprendido entre enero de 1996 y mayo de 1998

(a) ANALISIS DE LA VARIANZA

Fuente de variación	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Entre grupos	2	3487.24	1743.62	384.41	0.0000
Dentro de grupos	16	58.96	4.54		
Total	18	3546.20			

(b) VALORES MEDIOS DE LOS RANGOS DE  $I_{30}$

Rangos $I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Nº episodios (n)	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )			
		Mínimo	Máximo	Media *	Desv. estándar
$I_{30} < 5$	9	1.60	4.63	2.773 a	1.173
$14 < I_{30} < 30$	3	14.00	18.00	15.866 b	2.013
$I_{30} > 30$	4	34.80	43.20	38.200 c	3.644

\* Valores medios con distinta letra indica la existencia de diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Tabla 111. Resumen de las ANOVAs para los factores *Quemada-Desnuda*, *Rangos I<sub>30</sub>* y la interacción de ambos, en los parámetros erosivos considerados en la estación experimental de Porta-Coeli

	Volumen escorrentía	Producción escorrentía	Coefficiente escorrentía	Cantidad sedimentos	Producción sedimentos	Concentración sedimentos
Q-D	*	*	*	*	*	*
I <sub>30</sub>	*	*	*	ns	*	ns
Q-D x I <sub>30</sub>	ns	ns	ns	ns	ns	ns

\* Diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

ns: No existen diferencias estadísticamente significativas

## 9.2. ANÁLISIS DE LOS DATOS DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS REGISTRADOS EN LOS EPISODIOS DE LLUVIA EN PORTA-COELI EN FUNCIÓN DE LA I<sub>30</sub> Y DEL TIPO DE TRATAMIENTO

En la estación experimental de Porta-Coeli se ha observado que, tanto en la parcela quemada como en la parcela desnuda, los volúmenes de escorrentía y la cantidad de sedimentos generadas muestran cierto paralelismo con los valores de I<sub>30</sub> en cada uno de los episodios (Figuras 155 y 156), lo cual está corroborado por la existencia de coeficientes de correlación significativos entre estas variables (Tablas 112 y 113).

Tabla 112. Coeficientes de correlación lineal entre el volumen total de escorrentía (I) y la producción de escorrentía (l m<sup>2</sup>) y los distintos parámetros que caracterizan a las precipitaciones registradas en la estación experimental de Porta-Coeli

	Duración	Vol. PP	I <sub>30</sub>	Esc-Q <sup>a</sup>	Esc-D	P.Esc-Q <sup>b</sup>	P.Esc-D
Duración	1.0000	NS	-0.519*	NS	-0.6452*	NS	-0.6452**
Vol. PP		1.0000	0.7575**	NS	NS	NS	NS
I <sub>30</sub>			1.0000	0.559*	0.7590**	0.5559*	0.7590**
Esc-Q				1.0000	0.9096**	1.0000**	0.9096**
Esc-D					1.0000	0.9096**	1.0000**
P.Esc-Q						1.0000	0.9096**
P.Esc-D							1.0000

<sup>a</sup> Esc-Q y Esc-D: Escorrentía en la parcela quemada y en la parcela desnuda, respectivamente

<sup>b</sup> P.Esc-Q y P.Esc-D: Producción de escorrentía en la parcela quemada y en la parcela desnuda, respectivamente

\* Nivel de significación 0.05; \*\* Nivel de significación 0.01; NS: No significativo

Como se aprecia en las Figuras 155 y 156, el volumen de escorrentía y la cantidad de sedimentos es, en general, mayor en la parcela desnuda que en la quemada en cada uno de los episodios analizados. Los valores máximos corresponden al último episodio del periodo de estudio (26-V-98) cuya  $I_{30}$  es de  $34.8 \text{ mm h}^{-1}$ , en el cual se genera un volumen total de escorrentía de 549 l en la parcela quemada y de 1455 l en la control, y una cantidad de sedimentos de 1.59 y 25.84 kg respectivamente, que suponen una producción de sedimentos por unidad de superficie de 5.08 y  $81.07 \text{ g m}^{-2}$  en cada una de las parcelas mencionadas. Cabe mencionar, que paradójicamente, valores de  $I_{30}$  superiores a  $36 \text{ mm h}^{-1}$  generan menores volúmenes de escorrentía y arrastre de sedimentos que el episodio anteriormente mencionado.

Por lo que respecta a la concentración de sedimentos se observa que el valor máximo en la parcela quemada corresponde al episodio del 1-IV-97, con  $14.59 \text{ g l}^{-1}$ , que coincide con la máxima  $I_{30}$ , mientras que en la parcela desnuda se observan valores de  $20 \text{ g l}^{-1}$  en la lluvia del 17-IX-97 cuya  $I_{30}$  es de  $14 \text{ mm h}^{-1}$  (Figura 157).

Tabla 113. Coeficientes de correlación lineal entre la cantidad total de sedimentos (Kg), la producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ ) y la concentración de sedimentos ( $\text{g l}^{-1}$ ) con los distintos parámetros que caracterizan a las precipitaciones registradas en la estación experimental de Porta-Coeli

	Duración	Vol. PP	$I_{30}$	Sed-Q <sup>a</sup>	Sed-D	P.Sed-Q <sup>b</sup>	P.Sed-D	Conc-Q <sup>c</sup>	Conc-D
Duración	1.0000	NS	-0.5196*	-0.665**	-0.5533*	-0.665**	-0.5533*	NS	NS
Vol. PP		1.0000	0.7575**	NS	NS	NS	NS	NS	NS
$I_{30}$			1.0000	0.6850**	0.5063*	0.6849**	0.5063*	0.6942**	NS
Sed-Q				1.0000	0.9128**	1.0000**	0.9128**	NS	0.5532*
Sed-D					1.0000	0.9128**	1.0000**	NS	0.6882**
P.Sed-Q						1.0000	0.9128**	NS	0.5531*
P.Sed-D							1.0000	NS	0.6882**
Conc-Q								1.0000	NS
Conc-Q <sup>c</sup>									1.0000

<sup>a</sup> Sed-Q y Sed-D: Sedimentos en la parcela quemada y en la parcela desnuda, respectivamente

<sup>b</sup> P.Sed-Q y P.Sed-D: Producción de sedimentos en la parcela quemada y en la parcela desnuda, respectivamente

<sup>c</sup> Conc-Q y Conc-D: Concentración de sedimentos en la parcela quemada y en la desnuda, respectivamente

\* Nivel de significación 0.05; \*\* Nivel de significación 0.01; NS: No significativo

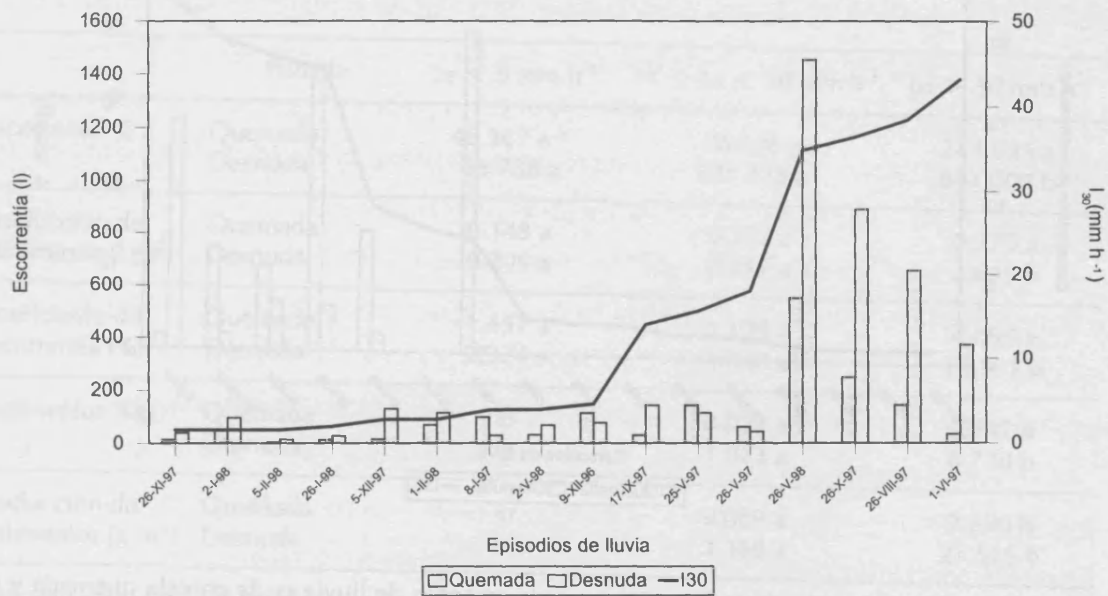


Figura 155. Volumen de escorrentía generado en cada episodio de lluvia en la parcela quemada y en la desnuda en relación con los valores de I<sub>30</sub>, en orden creciente, en la estación experimental de Porta-Coeli

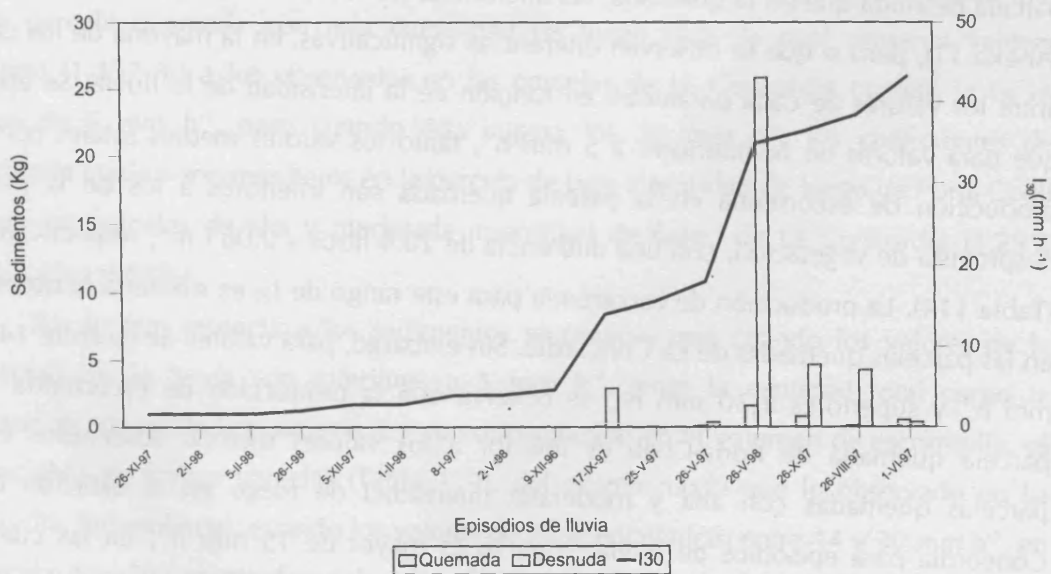


Figura 156. Cantidad de sedimentos generados en cada episodio de lluvia en la parcela quemada y en la desnuda en relación con los valores de I<sub>30</sub>, en orden creciente, en la estación experimental de Porta-Coeli



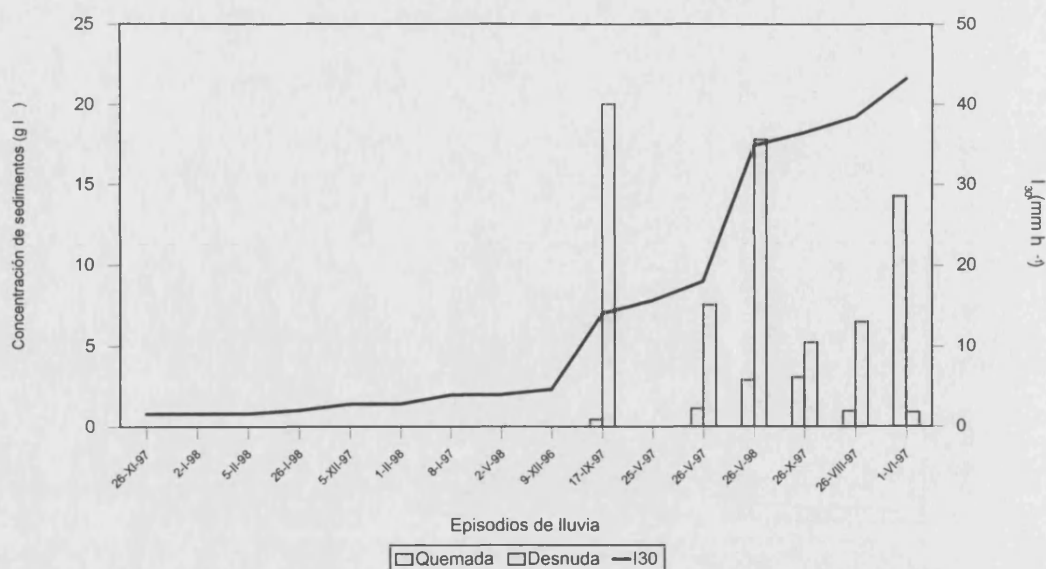


Figura 157. Concentración de sedimentos en cada episodio de lluvia en la parcela quemada y en la desnuda en relación con los valores de  $I_{30}$ , en orden creciente, en la estación experimental de Porta-Coeli

Los valores medios de los parámetros erosivos analizados tanto en la parcela quemada como en la desnuda, en función del rango de  $I_{30}$ , se presentan en la Tabla 114. A pesar de que los valores medios de estos parámetros son, en general, mayores en la parcela desnuda que en la quemada, las diferencias no son estadísticamente significativas (Anexo 11), pero sí que se observan diferencias significativas, en la mayoría de los casos, entre los valores de cada parámetro en función de la intensidad de la lluvia. Se aprecia que para valores de  $I_{30}$  inferiores a  $5 \text{ mm h}^{-1}$ , tanto los valores medios totales como la producción de escorrentía en la parcela quemada son inferiores a los de la parcela desprovista de vegetación, con una diferencia de 20.4 litros y  $0.06 \text{ l m}^{-2}$ , respectivamente (Tabla 114). La producción de escorrentía para este rango de  $I_{30}$  es similar a la observada en las parcelas quemadas de La Concordia. Sin embargo, para valores de  $I_{30}$  entre  $14 \text{ y } 30 \text{ mm h}^{-1}$  y superiores a  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , se observa que la producción de escorrentía en la parcela quemada de Porta-Coeli es inferior a los valores medios observados en las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad de fuego en la estación de La Concordia para episodios de lluvia, cuya  $I_{30}$  es mayor de  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , en las cuales se generan  $2.87 \text{ y } 2.11 \text{ l m}^{-2}$  respectivamente. En cambio, estos valores son similares a los observados en la parcela desnuda (Tabla 114). Por lo tanto se observan claras diferencias en la producción de escorrentía en función del grado de intensidad de fuego.

Tabla 114. Valores medios de los parámetros erosivos analizados en función del rango de  $I_{30}$ 

	Parcela	$I_{30} < 5 \text{ mm h}^{-1}$	$14 < I_{30} < 30 \text{ mm h}^{-1}$	$I_{30} > 30 \text{ mm h}^{-1}$
Escorrentía (l)	Quemada	46.367 a *	78.896 a	243.625 a
	Desnuda	66.788 a	101.333 a	843.000 b
Producción de escorrentía ( $\text{l m}^{-2}$ )	Quemada	0.148 a	0.252 a	0.779 a
	Desnuda	0.209 a	0.317 a	2.645 b
Coeficiente de escorrentía (%)	Quemada	1.457 a	1.129 a	4.054 a
	Desnuda	2.374 a	1.538 a	13.161 b
Sedimentos (kg)	Quemada	lp	0.028 a	0.747 b
	Desnuda	lp	1.073 a	8.770 b
Producción de sedimentos ( $\text{g m}^{-2}$ )	Quemada	lp	0.089 a	2.390 b
	Desnuda	lp	3.368 a	27.516 b
Concentración de sedimentos ( $\text{g l}^{-1}$ )	Quemada	lp	0.527 a	5.307 b
	Desnuda	lp	9.185 a	7.597 b

\* Letras diferentes en una misma fila indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas al aplicar el test de Tukey ( $p < 0.05$ )

Si se relaciona la producción de escorrentía con el volumen de precipitación se observa que los coeficientes de escorrentía son más elevados en la parcela desnuda que en la parcela quemada con una intensidad de fuego baja, la cual presenta valores similares (1.457 %) a los observados en las parcelas de La Concordia cuando la  $I_{30}$  es menor de  $5 \text{ mm h}^{-1}$ , pero cuando ésta supera los  $15 \text{ mm h}^{-1}$ , los coeficientes de escorrentía medios son más bajos en la parcela de baja intensidad de fuego de Porta-Coeli que en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego de La Concordia (1.29% frente a 13 y 9.68%).

Por lo que respecta a los sedimentos se observa que cuando los valores de la intensidad de la lluvia son inferiores a  $5 \text{ mm h}^{-1}$ , tanto la cantidad total como la producción por unidad de superficie y su concentración en el volumen de escorrentía, es inapreciable en ambas parcelas (Tabla 114), del mismo modo que lo observado en La Concordia. Sin embargo, cuando los valores de  $I_{30}$  se encuentran entre  $14$  y  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , en la parcela desnuda se pierden del orden de 40 veces más que la parcela quemada con baja intensidad de fuego. Cuando la  $I_{30}$  es mayor de  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , la cantidad de sedimentos arrastrados hasta el colector, en la parcela desnuda, es de 8.77 kg, mientras que en la parcela quemada solamente se ha cuantificado una cantidad inferior a 1 kg.

La producción media de sedimentos en la parcela quemada con baja intensidad de fuego en Porta-Coeli, cuando los valores de  $I_{30}$  son mayores de  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , es

notablemente inferior a la producción media de sedimentos observada en las parcelas quemadas con alta y moderada intensidad de fuego en La Concordia, a pesar de que en este caso tan sólo se han registrado dos episodios de lluvia que superan los 30 mm h<sup>-1</sup>. De este modo, mientras que en Porta-Coeli la pérdida media de suelo en estos casos es de 2.39 g m<sup>-2</sup>, en La Concordia se han cuantificado pérdidas de 85.18 y 58.13 g m<sup>-2</sup> en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, respectivamente.

La concentración media de sedimentos es claramente menor en la parcela quemada que en la desnuda cuando la I<sub>30</sub> de la lluvia oscila entre 14 y 30 mm h<sup>-1</sup> (Tabla 5), pero para valores de I<sub>30</sub> > 30 mm h<sup>-1</sup>, las concentraciones medias son de 5.3 y 7.6 g l<sup>-1</sup> respectivamente. Estas cifras son similares a las observadas en las parcelas quemadas de La Concordia cuando los valores de I<sub>30</sub> están comprendidos entre 10 y 15 mm h<sup>-1</sup>, pero son muy inferiores a las cuantificadas cuando la I<sub>30</sub> es superior a 15 mm h<sup>-1</sup> (entre 25.4 y 58.62 g l<sup>-1</sup> para alta y moderada intensidad de fuego respectivamente).

### 9.3. VOLÚMENES TOTALES DE ESCORRENTÍA Y PÉRDIDA DE SUELO DURANTE EL PERIODO DE ESTUDIO

Si se comparan los resultados de las sumas parciales de los volúmenes de escorrentía obtenidos y de la cantidad de sedimentos originados, tanto antes de la quema como después del fuego, hasta el final del periodo de estudio, se observa que los valores de estos parámetros son mucho menores en la parcela quemada con baja intensidad de fuego que en la desprovista de vegetación (Tabla 115). Así, mientras que, tras el paso del fuego, el volumen de escorrentía generado en la parcela quemada es de 1628 l durante un periodo de 18 meses, que supone una producción de escorrentía por unidad de superficie de 5.2 l m<sup>-2</sup>, en la parcela desnuda dicho volumen es del orden de 2.5 veces mayor y representa una producción de escorrentía de 13.5 l m<sup>-2</sup>. Si se comparan estos resultados con los observados en la estación experimental de La Concordia, en la que el periodo de estudio ha comprendido un intervalo de tiempo también de 18 meses (aunque no obstante hay que salvar las diferencias anuales), se aprecia que la producción media de escorrentía en las parcelas control es muy similar a la de la parcela quemada de Porta-Coeli (5.31 y 5.2 l m<sup>-2</sup>) y los valores observados en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego son, respectivamente, del orden de 5 y 4 veces mayores que en esta parcela de baja intensidad de fuego.

Tabla 115. Valores totales del volumen de escorrentía (l), de la cantidad de sedimentos (kg) y valores medios de la producción de escorrentía ( $l\ m^{-2}$ ), de sedimentos ( $g\ m^{-2}$ ) y de la concentración de sedimentos ( $g\ l^{-1}$ ) generados en las parcelas de Porta-Coeli antes y después del fuego

		Quemada	Desnuda
Escorrentía (l)	Antes	432.02	1770.91
	Después	1628.50	4277.10
	Total	2060.52	6048.01
Sedimentos (kg)	Antes	lp	1.91
	Después	3.074	38.30
	Total	3.074	40.21
Producción de escorrentía ( $l\ m^{-2}$ )	Antes	1.381	5.556
	Después	5.207	13.417
Producción de sedimentos ( $g\ m^{-2}$ )	Antes	lp	5.993
	Después	9.830	120.168
Concentración de sedimentos ( $g\ l^{-1}$ )	Antes	lp	1.078
	Después	1.887	8.954

Por lo respecta a la cantidad total de sedimentos se puede hablar de las mismas tendencias que las observadas con la escorrentía. Así, mientras que en la parcela quemada se ha cuantificado una pérdida total de suelo de 3.07 kg, que suponen una producción de sedimentos de  $9.83\ g\ m^{-2}$ , en la parcela desnuda dichas pérdidas son de 38.3 kg durante el periodo de estudio, los cuales representan una producción de sedimentos por unidad de superficie de  $120\ g\ m^{-2}$ .

Al comparar los resultados de la pérdida de suelo en función de la intensidad de fuego, se observa que mientras en las parcelas de La Concordia, dichas pérdidas medias globales eran de  $539.83$  y  $367.14\ g\ m^{-2}$  para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego y de  $9.77\ g\ m^{-2}$  para las control, en la parcela de baja intensidad de fuego de Porta-Coeli, dichas pérdidas son de  $5.02\ g\ m^{-2}$ , siendo por lo tanto inferiores incluso a las de las parcelas que mantienen la vegetación natural. Del mismo modo se observa que la concentración media de los sedimentos en el volumen de escorrentía es de  $1.88\ g\ l^{-1}$  en la parcela quemada de Porta-Coeli, siendo inferiores a los observados en la parcelas control de La Concordia ( $2.65\ g\ l^{-1}$ ), mientras que dichos valores se encuentran alrededor

de 20 g l<sup>-1</sup> en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego en dicha estación experimental.

Tras este análisis de los resultados obtenidos referentes a los parámetros erosivos en las parcelas quemadas con tres grados de intensidad de fuego, se aprecia que tanto la pérdida de suelo como el volumen generado de escorrentía superficial se incrementan en relación con el aumento del grado de intensidad del fuego. Cuando éste es de baja intensidad, como es el caso de la parcela quemada en Porta-Coeli, y sobre la superficie del suelo permanece una capa de cenizas junto con restos vegetales parcialmente carbonizados, e incluso en algunas se aprecia la capa de hojarasca sólo ligeramente alterada por la acción del fuego, existe una amortiguación más efectiva del impacto de las gotas de lluvia, incluso aunque los valores de la I<sub>30</sub> de las precipitaciones sean superiores a las observadas en La Concordia.

Además hay que tener en cuenta la forma de la pendiente ligeramente cóncava en la parcela de Porta-Coeli, por lo que es muy probable que parte de los sedimentos arrastrados por los mecanismos de erosión hídrica, no lleguen hasta el colector.

Otro aspecto relevante que influye notablemente en las tasas de erosión, es la relativamente rápida regeneración de la vegetación en la parcela de Porta-Coeli. Especies como *Pistacea lentiscus*, *Quercus coccifera*, *Stipa tenacissima*, *Globularia alypum* y *Brachypodium retusum*, muchas de ellas de carácter rebrotador, han experimentado un notable crecimiento a los pocos meses del paso del fuego, por lo que la interceptación de la lluvia por este matorral regenerado será también muy efectiva en la reducción de la generación de escorrentía superficial y en el subsecuente arrastre de sedimentos.

La pérdida total de suelo observada en la parcela quemada de Porta-Coeli durante el periodo de 18 meses es inferior a los resultados obtenidos por Giovannini y Lucchesi (1993) en incendios de baja intensidad de fuego (temperaturas medias en la superficie del suelo de 180°C), quienes cuantifican pérdidas anuales de 14.40 g m<sup>-2</sup>, y también son notablemente menores a las observadas por Soto et al., (1994) durante el primer año tras un incendio experimental de baja intensidad en dos parcelas experimentales, en las cuales la producción anual de sedimentos fue de 169 y 226 g m<sup>-2</sup>.

## 10. PÉRDIDA DE MATERIA ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES EN LAS PARCELAS DE LA CONCORDIA COMO CONSECUENCIA DE LOS PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA

Durante el proceso de combustión de la biomasa vegetal, como consecuencia del fuego, se produce una liberación rápida de nutrientes, parte de los cuales se pierden por volatilización y/o son exportados fuera del sistema - como es el caso del transporte de cenizas por las corrientes de aire caliente generadas durante dicho proceso de combustión -, pero otra fracción de nutrientes entra a formar parte del sistema suelo, la mayoría de ellos en formas fácilmente asimilables para las plantas. Además el contenido de materia orgánica del suelo puede experimentar considerables variaciones como consecuencia del fuego. En capítulos anteriores se ha puesto de manifiesto que tanto el nitrógeno amoniacal, como el fósforo asimilable y los cationes de intercambio, presentan un importante incremento en los primeros centímetros superficiales del suelo de La Concordia tras el paso del fuego. Dicho aumento tiene una duración variable, entre uno y cuatro meses después del incendio (Capítulo 7 de Resultados y Discusión).

Además, con posterioridad al incendio, se pueden producir pérdidas importantes de nutrientes principalmente por procesos de lixiviación y de erosión hídrica. Por lo tanto, aunque el fuego produce un aumento inmediato en la disponibilidad de nutrientes e incrementa la fertilidad del suelo durante un periodo relativamente corto, supone un empobrecimiento de las cantidades totales de nutrientes en el ecosistema. En el presente capítulo se analizan las pérdidas de materia orgánica y de nutrientes (nitrógeno total y mineral, fósforo asimilable y bases de cambio) como consecuencia de los procesos de erosión hídrica observados en las parcelas experimentales de La Concordia.

Se han analizado las propiedades químicas de los sedimentos (Tabla 116) recogidos en siete episodios de lluvia: 23-VIII-95, 31-VIII-95, madrugada del 18-IX-95; tarde del 18-IX-95, 4-X-95, 6-V-96 y 6-XII-96. Los cinco primeros corresponden a los episodios iniciales que se registraron inmediatamente después del incendio de forma consecutiva, y los otros dos a los episodios de lluvia que generaron mayores tasas de erosión durante el año 1996. El resto de episodios no se han podido analizar principalmente por la inexistencia de una cantidad suficiente de sedimentos en los que realizar todas las determinaciones analíticas, aunque en unos pocos casos, además de obtener una baja concentración de sedimentos, se ha descartado la realización de dichas determinaciones por la posible alteración de las propiedades químicas de tales sedimentos debido a que su permanencia en los depósitos en condiciones de anaerobiosis fue superior a 24 horas.

Tabla 116. Concentraciones de nutrientes en los sedimentos analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Episodio	Días	DF*	Tratamiento	Sedimento (g m <sup>-2</sup> )	M.O. (%)	N total (%)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P asimilable	Cationes (cmolc kg <sup>-1</sup> )			
											Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>
23-VIII-95	3°	63	Alta	3.344	12.815	0.384	0.879	1.314	6.110	0.300	1.280	48.800	3.130	
			Moderada	11.143	10.480	0.368	1.549	1.006	4.963	0.203	0.817	49.923	1.837	
			Control	2.631	7.110	0.268	1.823	1.429	1.280	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
31-VIII-95	4°	71	Alta	0.990	14.063	0.488	13.810	0.296	7.993	0.230	1.115	54.245	2.640	
			Moderada	2.377	12.650	0.520	15.376	0.222	5.137	0.190	0.813	49.877	1.913	
			Control	0.404	8.700	0.402	9.105	0.198	3.863	0.240	0.585	56.440	1.605	
18-IXm-95	5°	88	Alta	0.516	14.095	0.576	16.371	0.176	12.533	0.220	1.183	51.650	2.703	
			Moderada	1.030	13.180	0.593	18.526	0.297	7.797	0.180	0.903	51.653	1.977	
			Control	0.099	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8.170	0.510	1.200	113.270	2.930	
18-IXt-95	6°	88	Alta	186.792	9.270	0.394	0.960	0.617	6.773	0.203	1.350	50.087	3.253	
			Moderada	157.620	11.443	0.425	0.803	2.297	3.483	0.177	0.900	51.040	2.053	
			Control	0.981	10.510	0.502	3.329	6.774	3.040	0.153	0.643	50.590	1.403	
4-X-95	7°	104	Alta	60.153	11.120	0.425	1.734	0.341	5.620	0.160	1.103	48.423	2.963	
			Moderada	59.108	11.143	0.420	2.254	1.068	3.137	0.143	0.773	48.137	1.877	
			Control	1.356	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
6-V-96	23°	316	Alta	92.828	9.997	0.371	2.455	1.268	3.387	0.160	0.797	46.820	2.107	
			Moderada	62.351	10.897	0.432	3.644	2.567	2.840	0.160	0.670	48.657	1.720	
			Control	1.858	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
6-XII-96	33°	526	Alta	63.180	10.107	0.397	3.313	3.169	4.237	0.177	0.697	45.123	1.753	
			Moderada	34.541	10.703	0.395	6.386	1.859	2.937	0.150	0.520	43.473	1.413	
			Control	0.961	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	

\* Días transcurridos después del incendio  
n.d. No se han realizado las determinaciones analíticas

La cantidad de sedimentos cuantificados en estos siete episodios de lluvia, representan un porcentaje muy elevado con respecto a las cantidades totales obtenidas en los 33 episodios mencionados en el capítulo anterior. Así, en las parcelas de alta intensidad de fuego, se pierden 32.626 kg de suelo por parcela en estos siete episodios, que representan el 75.5% de las pérdidas totales y una producción media de sedimentos de 0.407 kg m<sup>-2</sup>. En el caso de las parcelas de moderada intensidad de fuego, se pierden 26.25 kg por parcela durante estos mismo episodios, que suponen un 89% de las pérdidas totales para este tratamiento y una producción media de sedimentos de 0.328 kg m<sup>-2</sup>. Por último, las pérdidas por parcela para el tratamiento control son de 0.66 kg en estos siete episodios, que representan un 85% de las pérdidas totales y tan sólo una producción media de sedimentos de 0.008 kg m<sup>-2</sup>.

En la Tabla 116 se presentan las concentraciones de nutrientes en los sedimentos analizados. Se observa que el porcentaje de materia orgánica y el de nitrógeno total, y la concentración de fósforo asimilable en los sedimentos originados en las parcelas quemadas durante los primeros episodios de lluvia tras el impacto del fuego, son en general superiores a los valores observados en el suelo después de la quema (ver Capítulo 6, Tabla 59). Las concentraciones del resto de elementos (N mineral y bases de cambio) en los sedimentos presentan fluctuaciones con respecto a las del suelo en los muestreos realizados tras el incendio. Las causas de estas variaciones pueden ser debidas a las pérdidas de estos nutrientes en solución, bien disueltos en las aguas de escorrentía o bien por lixiviación, aunque diversos autores (Boerner, 1982; Díaz-Fierros *et al.*, 1990; Soto, 1993; Catt *et al.*, 1994) han demostrado que las pérdidas de nutrientes por estas vías son cuantitativamente poco significativas con respecto a las producidas en forma de sedimentos, sobre todo en aquellas zonas que presentan una distribución estacional de las precipitaciones.

### 10.1. PÉRDIDAS DE MATERIA ORGÁNICA Y NITRÓGENO TOTAL

La cantidad total de materia orgánica que se pierde por el arrastre de sedimentos, durante los siete episodios de lluvia considerados, es de 9.52 kg en las parcelas de alta intensidad de fuego; 8.78 kg en las de moderada intensidad de fuego y, solamente 72.18 g en las control (Figura 158-A). Estos valores suponen una pérdida de materia orgánica por unidad de superficie de 39.90, 36.64 y 0.59 g m<sup>-2</sup> para cada uno de los tratamientos de fuego mencionados durante los episodios analizados (Figura 158-A).

Si se analizan particularmente estas pérdidas para cada uno de los episodios de lluvia en función del tipo de tratamiento de intensidad de fuego, se observa que durante



los tres primeros episodios registrados inmediatamente después del incendio estas pérdidas son muy bajas en las parcelas quemadas, con valores entre 0.1 y 1.17 g m<sup>-2</sup> de materia orgánica, y también en las parcelas control, con cifras que oscilan entre 0.04 y 0.43 g m<sup>-2</sup> (Tabla 117). Sin embargo, a partir del 4º episodio de lluvia, cuya I<sub>30</sub> es la más elevada de todo el periodo de estudio (35.36 mm h<sup>-1</sup>) se observa un brusco incremento de la cantidad total de materia orgánica en los sedimentos, con valores totales ligeramente superiores a los 4 kg en ambos tipos de tratamientos de quema y con tan sólo 26.55 g en las parcelas control (Tabla 117), que representan unas pérdidas de materia orgánica por unidad de superficie de 17 y 0.1 g m<sup>-2</sup> respectivamente, siendo este episodio el que ofrece las mayores pérdidas.

Como se observa en la Figura 158-B las pérdidas de materia orgánica en las parcelas quemadas en los siguientes episodios de lluvia también son bastante elevadas, pero los aportes son de menor cuantía (Tabla 117). Durante los cuatro primeros episodios de lluvia registrados tras el impacto del fuego se observa que las pérdidas de materia orgánica son ligeramente superiores en las parcelas de moderada intensidad de fuego en relación con las de alta intensidad, mientras que en la siguiente lluvia (4-X-95) éstas diferencias tienden a igualarse. En los dos episodios del año 1996, se aprecia que tales pérdidas son claramente mayores en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad de fuego (Tabla 117).

Tabla 117. Pérdidas totales de materia orgánica (g) en sedimentos en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Días después del incendio	I <sub>30</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	Intensidad del fuego		
			Alta	Moderada	Control (*)
23-VIII-95	63	20.80	105.603	282.469	34.152
31-VIII-95	71	14.56	35.401	78.454	10.475
18-IXm-95	88	10.92	16.276	27.843	-
18-IXt-95	88	35.36	4030.282	4319.534	26.551
4-X-95	104	22.40	1589.906	1584.532	-
6-V-96	316	26.00	2205.602	1611.330	-
6-XII-96	526	30.20	1533.205	877.453	-

\* No se han podido realizar las determinaciones analíticas en los sedimentos generados en las parcelas control en algunos episodios de lluvia debido a insuficiente cantidad de muestra

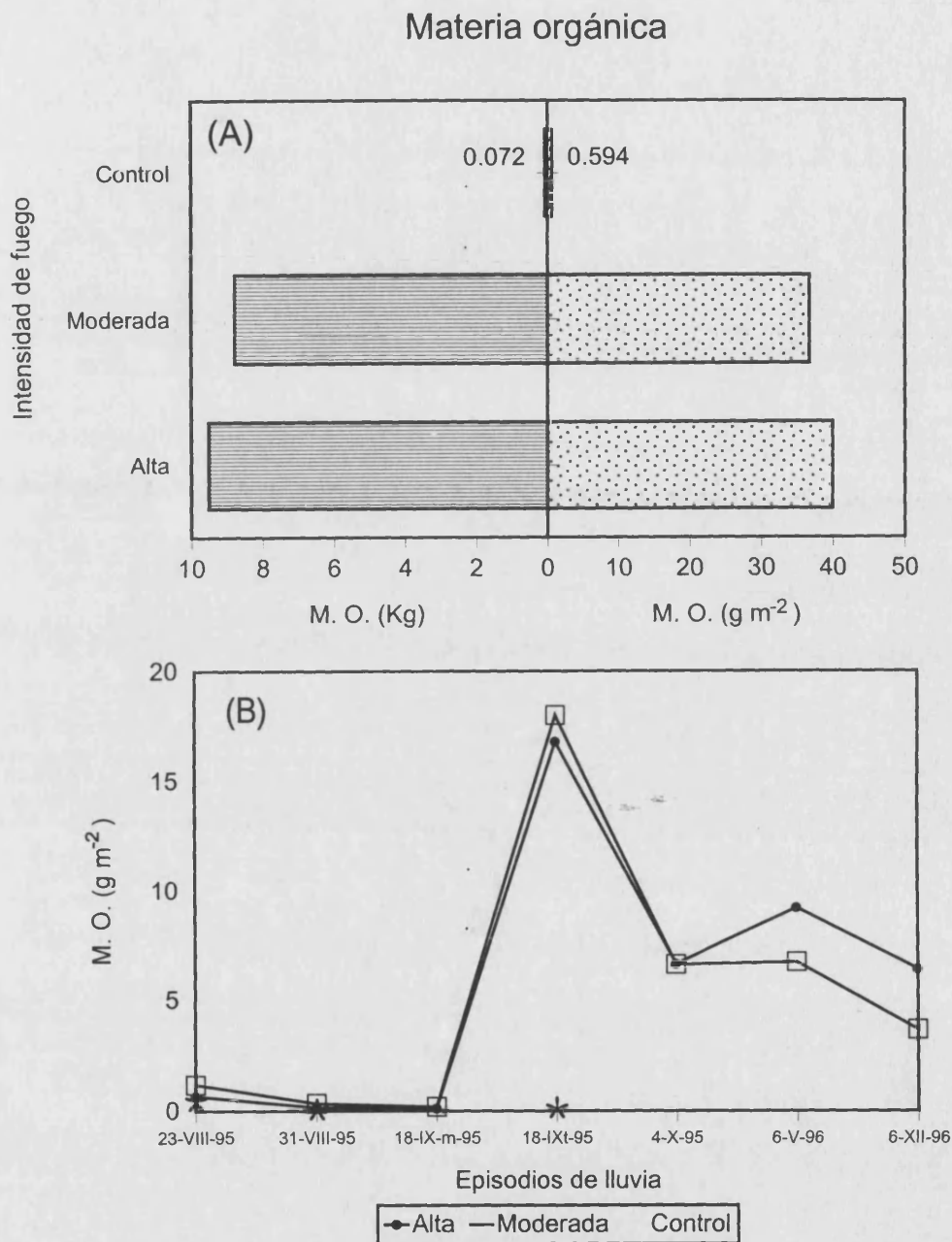


Figura 155. Pérdida de materia orgánica en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores totales de materia orgánica para todo el periodo de estudio. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de tres episodios. (B) Pérdida de materia orgánica por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios.

El N-total presenta un comportamiento similar al descrito para la materia orgánica. Las pérdidas globales de este elemento son también superiores en las parcelas sometidas a una intensidad de fuego alta, siendo la diferencia con respecto a las de moderada intensidad de 77.98 g. Las pérdidas de N-total por unidad de superficie son de 1.597 y 1.46 g m<sup>-2</sup> en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente, y 0.023 g m<sup>-2</sup> en las parcelas control (Figura 159-A).

También se ha observado que es el episodio del 18-IXt-95 en el que se pierde la mayor cantidad de N, con un total de 174.46 g en las parcelas de alta intensidad de fuego y de 163.39 g en las de moderada, que suponen una pérdida por unidad de superficie de 0.727 y 0.681 g m<sup>-2</sup> respectivamente. Estos valores contrastan con los observados en las parcelas control para este episodio, los cuales son del orden de 140 veces inferiores (Tabla 118). En los siguientes episodios, las pérdidas de N-total en los sedimentos de las parcelas quemadas oscilan entre 0.136 y 0.34 g m<sup>-2</sup> (Figura 159-B) y se observan claras diferencias entre los tratamientos de fuego, presentando mayores pérdidas las parcelas de alta que las moderada intensidad.

Este comportamiento paralelo de las pérdidas de materia orgánica y de N-total, junto con el enriquecimiento de los sedimentos en estos compuestos, es debido a la existencia de un mayor transporte de las fracciones menos densas del suelo, las cuales están representadas por la materia orgánica. Las elevadas pérdidas de materia orgánica en el suelo erosionado tienen como consecuencia un aumento de las pérdidas de N-total, por encontrarse éste mayoritariamente en forma orgánica como se ha visto en el Capítulo 7.

Tabla 118. Pérdidas totales de N total (g) en sedimentos en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Días después del incendio	I <sub>30</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	Intensidad del fuego		
			Alta	Moderada	Control (*)
23-VIII-95	63	20.80	3.020	10.312	1.325
31-VIII-95	71	14.56	1.193	3.059	0.459
18-IXm-95	88	10.92	0.637	1.327	-
18-IXt-95	88	35.36	174.465	163.397	1.198
4-X-95	104	22.40	61.032	42.147	-
6-V-96	316	26.00	81.653	50.476	-
6-XII-96	526	30.20	59.385	32.679	-

\* No se han podido realizar las determinaciones analíticas en los sedimentos generados en las parcelas control en algunos episodios de lluvia debido a insuficiente cantidad de muestra

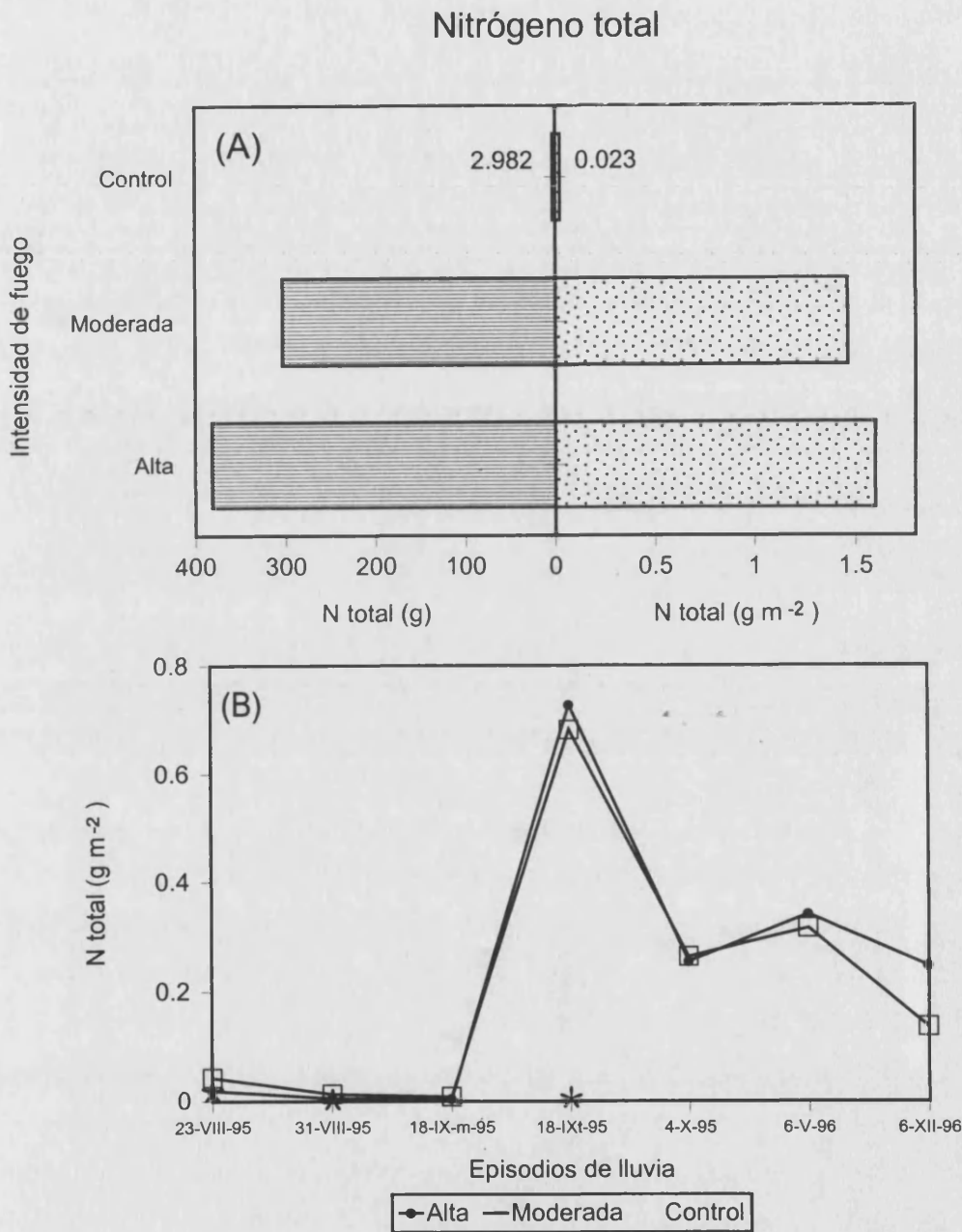


Figura 156. Pérdida de nitrógeno en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores globales de nitrógeno total para todo el periodo de estudio. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de tres episodios. (B) Pérdida de nitrógeno por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios.

## 10.2. PÉRDIDAS DE NITRÓGENO MINERAL ( $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$ )

El análisis de los sedimentos generados en las parcelas de La Concordia revela que las pérdidas globales de  $N-NH_4^+$  y  $N-NO_3^-$  son mayores en las parcelas de moderada intensidad de fuego, con un total de 1.949 y 1.788 g respectivamente, mientras que las pérdidas de estos elementos en las parcelas de alta intensidad de fuego son de 1.70 g de N-amoniaco y 1.15 g de N-nítrico. En cambio, en las parcelas que mantienen su vegetación natural estos valores sólo alcanzan 0.025 y 0.016 g para cada una de estas formas de N mineral (Figuras 160-A y 161-A).

Estas mayores pérdidas de ambas formas de N mineral en las parcelas de moderada intensidad de fuego que en las de alta, pueden ser debidas, principalmente, a que, por un lado, las pérdidas de N por volatilización durante el proceso de combustión son mayores en fuegos de intensidad alta que en los de moderada, puesto que el N volatiliza una vez se alcanzan los 200°C, temperatura que a su vez es suficiente para descomponer a los nitratos (Raison, 1979, indica que ésta se produce a partir de los 150°C); por otra parte, como se ha expuesto en el Capítulo 5, el contenido de  $N-NH_4^+$  en las cenizas es mayor en aquellas depositadas sobre el suelo de las parcelas de moderada intensidad que en las de alta, por lo que las partículas de cenizas junto con la proporción del suelo arrastrada hasta los colectores, pueden dar lugar a unas mayores pérdidas de N-amoniaco en estos casos.

Al analizar estas pérdidas en cada uno de los episodios de lluvia, se observa que en las parcelas de alta intensidad de fuego se pierde más  $N-NH_4^+$  que  $N-NO_3^-$  a excepción del último episodio de lluvia analizado. Las pérdidas más elevadas de  $NH_4^+$  son de 0.51 y 0.54 g (Tabla 119), que suponen 2.13 y 2.26 mg m<sup>-2</sup> y se corresponden a las lluvias del 18-IX-95 y del 6-V-96 respectivamente (Figura 160-B), mientras que las mayores pérdidas de  $N-NO_3^-$  para este tratamiento de fuego corresponden al último episodio de lluvia (6-XII-96) con 2.28 mg m<sup>-2</sup> (Figura 161-B). En las parcelas de moderada intensidad de fuego también se observa que las pérdidas de N-amoniaco son mayores que las de N-nítrico, exceptuando el episodio 18-IX-95, donde se han cuantificado pérdidas de  $N-NO_3^-$  del orden de 4.22 mg m<sup>-2</sup> (Figura 161-B). En las parcelas control, aunque se disponen de pocos datos, se observa que en ningún caso las pérdidas de ambas formas de N mineral son superiores a 9 mg.

Tabla 119. Pérdidas totales de  $\text{N-NH}_4^+$  y de  $\text{N-NO}_3^-$  (g) en sedimentos en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Días después del incendio	$I_{30}$ ( $\text{mm h}^{-1}$ )	Intensidad del fuego					
			Alta		Moderada		Control (*)	
			$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$
23-VIII-95	63	20.8	0.006	0.010	0.048	0.024	0.009	0.007
31-VIII-95	71	14.56	0.032	0.001	0.089	0.001	0.008	lp
18-IXm-95	88	10.92	0.016	lp	0.065	0.001	-	-
18-IXt-95	88	35.36	0.511	0.296	0.345	1.014	0.008	0.009
4-X-95	104	22.4	0.223	0.043	0.339	0.159	-	-
6-V-96	316	26	0.543	0.255	0.537	0.436	-	-
6-XII-96	526	30.2	0.369	0.547	0.526	0.154	-	-

lp: inapreciable

\* No se han podido realizar las determinaciones analíticas en los sedimentos generados en las parcelas control en algunos episodios de lluvia debido a insuficiente cantidad de muestra

Pensamos que las mayores pérdidas de  $\text{N-NH}_4^+$  en relación con las pérdidas de  $\text{N-NO}_3^-$  en las parcelas quemadas son debidas, fundamentalmente, por un lado, a la mayor concentración de N-amoniaco en las cenizas depositadas sobre la superficie del suelo ( $3.57$  y  $5.17 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente), mientras que las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  son mucho menores (entre  $0.97$  y  $0.67 \text{ mg N } 100 \text{ g}^{-1}$ ), lo que tendrá como consecuencia una mayor acumulación de N-amoniaco en los sedimentos que llegan hasta el colector; y por otro lado, debido a la mayor movilidad del ion  $\text{NO}_3^-$ , deben existir importantes pérdidas por lixiviación además de las señaladas por erosión hídrica, por lo que si la acumulación de  $\text{N-NO}_3^-$  en los centímetros superficiales del suelo es menor (Capítulo 7), es lógico que llegue menos cantidad de N-nítrico hasta el colector.

El enriquecimiento de los sedimentos provenientes de las parcelas quemadas tanto en N-amoniaco como en N-nítrico, se relaciona con los aumentos y disminuciones de estos compuestos en el suelo, si se comparan estos resultados con los expuestos en el Capítulo 7 (Figuras 124 y 126), donde se ha observado que la mayor disminución de los niveles de  $\text{N-NH}_4^+$  tiene lugar tras la época de lluvias intensas y el incremento en las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  se produce transcurridos entre 60 y 120 días tras el incendio, cuando probablemente ya se ha restablecido completamente la actividad microbiana en el suelo y predominan los procesos de nitrificación.

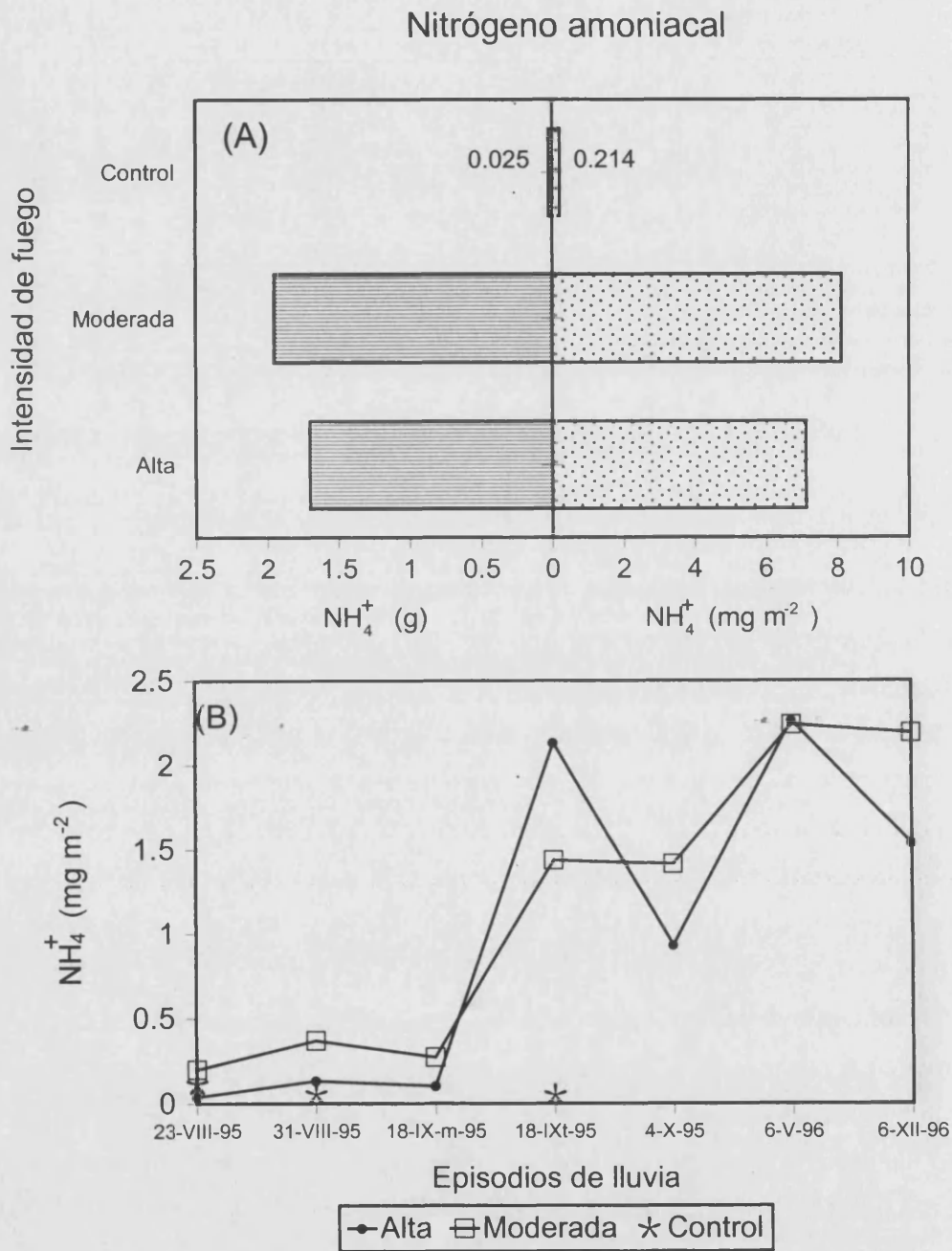


Figura 157. Pérdida de nitrógeno amoniacal en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores totales de nitrógeno amoniacal para todo el periodo de estudio. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de tres episodios (B) Pérdida de nitrógeno amoniacal por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios.

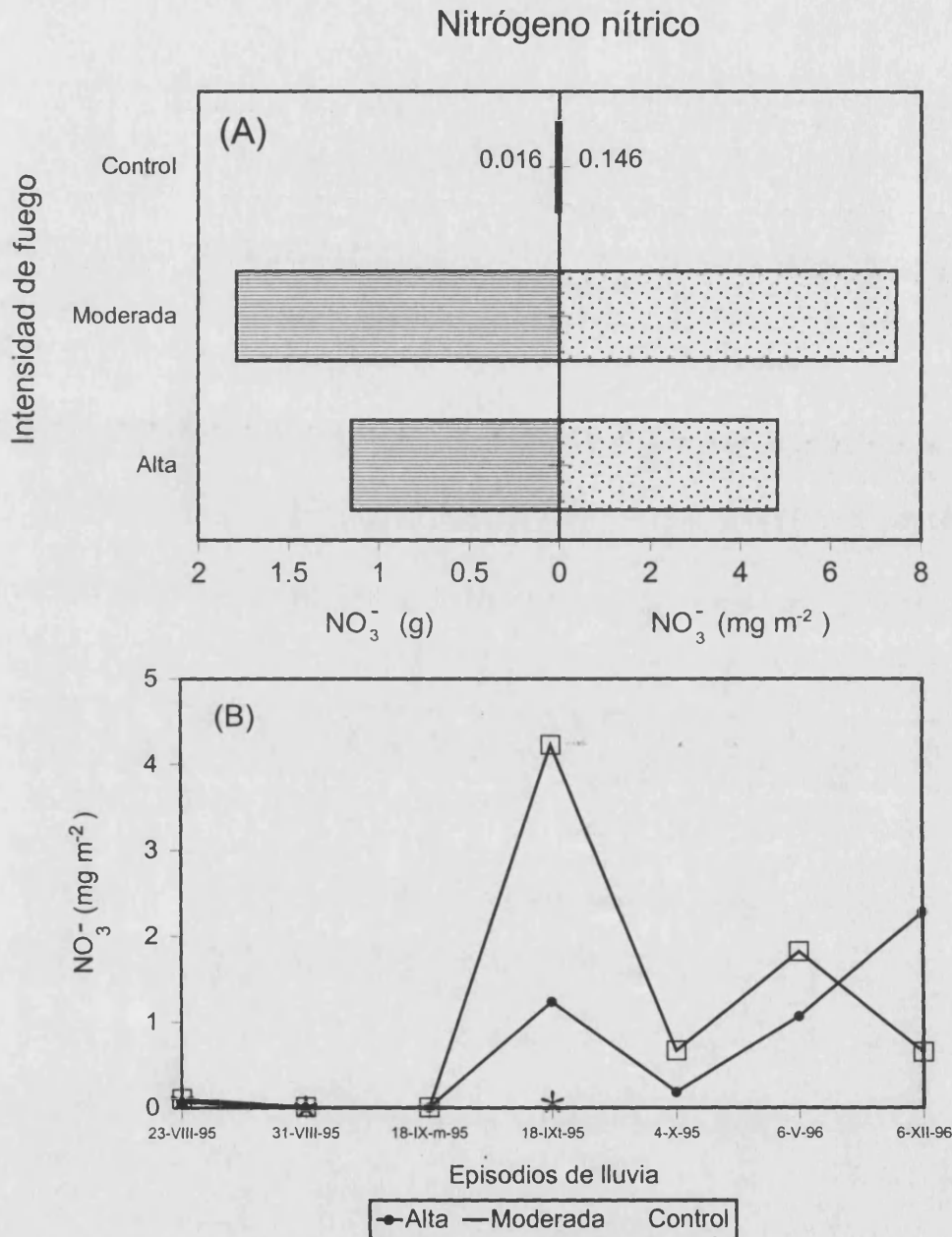


Figura 158. Pérdida de nitrógeno nítrico en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores totales de nitrógeno nítrico para todo el periodo de estudio. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de tres episodios. (B) Pérdida de nitrógeno nítrico por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios.



### 10.3. PÉRDIDAS DE FÓSFORO ASIMILABLE

Como puede observarse en la Figura 162-A, las pérdidas totales de fósforo asimilable en los siete episodios de lluvia analizados son de 5.77 g en las parcelas de alta intensidad de fuego, y de 2.81 g en las parcelas de moderada intensidad, lo que representan unas pérdidas de 24.17 y 11.7 mg m<sup>-2</sup>, respectivamente. De modo que en estos casos se pierde, aproximadamente, el doble de fósforo en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada.

Las pérdidas de fósforo asimilable presentan un comportamiento similar al descrito para el caso de la materia orgánica y el N total, pero en este caso son mayores las diferencias entre los tratamientos de fuego a partir de la lluvia del 18-IXt-95 (Figura 162-B), episodio en el cual se generan las mayores pérdidas de este elemento, con 3.28 g y 1.42 g en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, respectivamente, que contrastan con los 0.006 g de las parcelas control (Tabla 120). En los siguientes episodios de lluvia, las pérdidas de fósforo oscilan entre 2.75 y 3.69 mg m<sup>-2</sup> en las parcelas de alta intensidad de fuego, y 1.01 y 1.97 mg m<sup>-2</sup> en las de quema moderada.

Tabla 120. Pérdidas totales de P asimilable (g) en sedimentos en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Días después del incendio	I <sub>30</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	Intensidad del fuego		
			Alta	Moderada	Control (*)
23-VIII-95	63	20.8	0.054	0.159	0.006
31-VIII-95	71	14.56	0.020	0.030	0.004
18-IXm-95	88	10.92	0.017	0.021	0.001
18-IXt-95	88	35.36	3.280	1.416	0.006
4-X-95	104	22.4	0.886	0.464	-
6-V-96	316	26	0.856	0.474	-
6-XII-96	526	30.2	0.662	0.243	-

\* No se han podido realizar las determinaciones analíticas en los sedimentos generados en las parcelas control en algunos episodios de lluvia debido a insuficiente cantidad de muestra

Fósforo asimilable

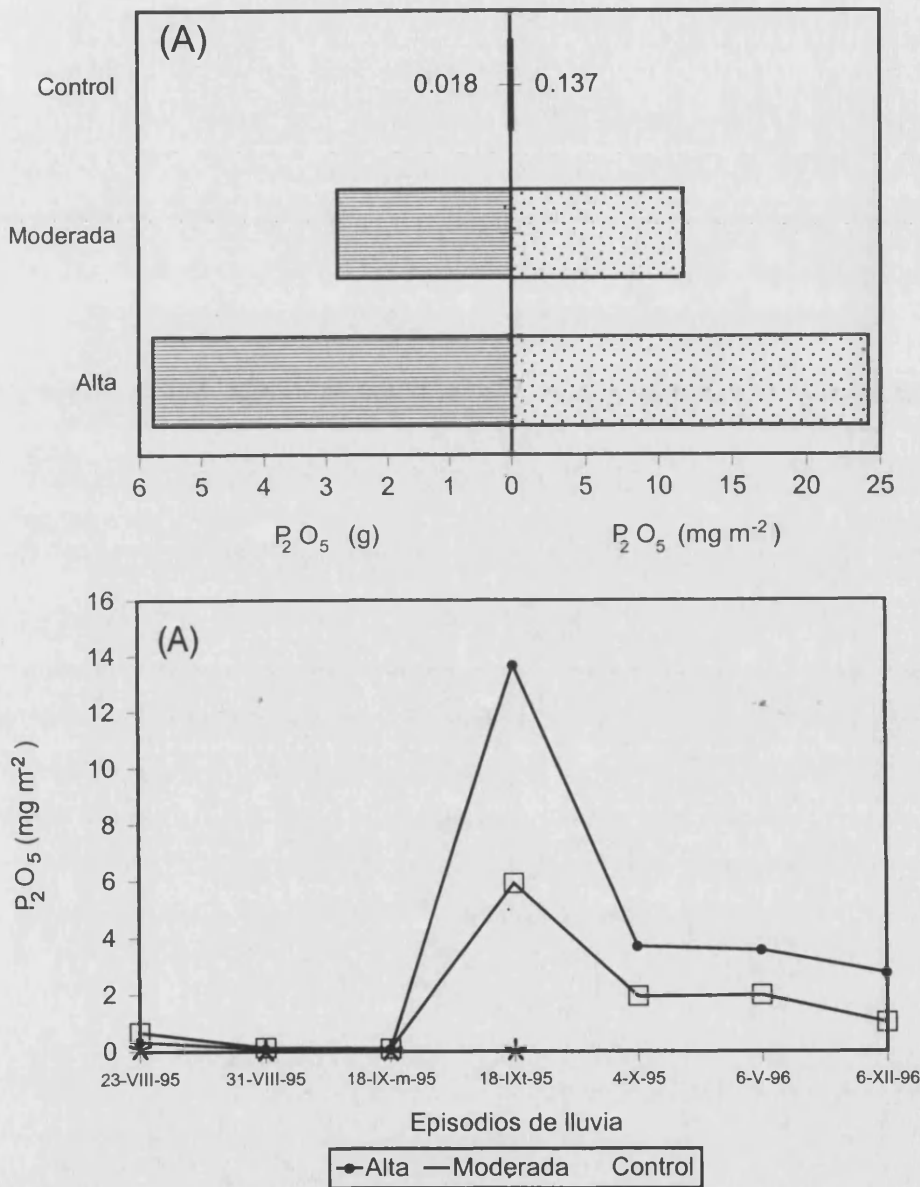


Figura 159. Pérdida de fósforo asimilable en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores totales de fósforo asimilable para todo el periodo de estudio. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de cuatro episodios. (B) Pérdida de fósforo asimilable por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios.

#### 10.4. PÉRDIDAS DE BASES DE CAMBIO ( $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Mg}^{2+}$ Y $\text{Ca}^{2+}$ )

Las pérdidas totales de las bases intercambiables observadas en los análisis de los sedimentos muestran que, en todos los casos, éstas son mayores en las parcelas de alta intensidad de fuego (Figura 163). Se ha cuantificado que para el  $\text{Na}^+$  intercambiable se pierden 1.17 g más en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad; para el  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable esta diferencia es de 164 g, mientras que para el  $\text{K}^+$  y el  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiable, se observa que las pérdidas en las parcelas de alta intensidad de fuego son prácticamente el doble que en las de moderada, con valores de 42.58 y 24.94 g de  $\text{K}^+$  en cada uno de los tratamientos de fuego, y de 34.31 y 18.71 g de  $\text{Mg}^{2+}$  para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente. Las pérdidas de estos elementos en las parcelas control son claramente inferiores a los valores observados en las parcelas quemadas (Figura 163).

Por elementos, las mayores pérdidas corresponden al  $\text{Ca}^{2+}$  con 3.949 y 3.246 g  $\text{m}^{-2}$  en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente; en segundo lugar y con valores bastante inferiores al  $\text{Ca}^{2+}$ , se pierden 178.5 mg  $\text{m}^{-2}$  de  $\text{K}^+$  en las parcelas de alta intensidad de fuego, y 103.9 g  $\text{m}^{-2}$  de  $\text{K}^+$  en las de quema moderada; las pérdidas de  $\text{Mg}^{2+}$  son ligeramente inferiores al  $\text{K}^+$ , con 143.75 y 77.94 mg  $\text{m}^{-2}$  para cada uno de los tratamientos de quema; el  $\text{Na}^+$  es el elemento que presenta menores pérdidas con sólo 17.38 y 12.37 mg  $\text{m}^{-2}$ . Estos valores están relacionados, en general, con la dominancia de los cationes de cambio en el suelo antes y después de la quema, y con la concentración de las formas solubles de éstos en las cenizas (Tabla 121).

Tabla 121. Orden de dominancia de las bases de cambio en el suelo, en las cenizas y en los sedimentos

		Dominancia
Suelo	Antes fuego	$\text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca}$
	Después fuego (*)	$\text{Na} < \text{K} < \text{Mg} < \text{Ca}$
Cenizas	Alta intensidad fuego	$\text{Na} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{K}$
	Moderada intensidad fuego	$\text{Na} < \text{Mg} < \text{K} < \text{Ca}$
Sedimentos (*)		$\text{Na} < \text{Mg} < \text{K} < \text{Ca}$

(\*) Mismo orden en los dos tratamientos de intensidad de fuego

Si se analizan estas pérdidas para cada uno de los episodios de lluvia considerados se observa que, siguiendo la tónica habitual en el comportamiento de todos los nutrientes analizados, los valores más elevados corresponden al episodio del 18-IXt-95 para todas las bases de cambio (Tabla 122 y Figura 164), mientras que en los episodios erosivos posteriores las pérdidas de cationes intercambiables se reducen

considerablemente, observándose una tendencia general a disminuir paulatinamente (Figura 164).

Tabla 122. Pérdidas totales de bases de cambio (g) en sedimentos en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en las parcelas experimentales de La Concordia

Fecha	Días DF(*)	I <sub>30</sub> (mm h <sup>-1</sup> )	Na		K		Mg		Ca	
			Alta	Mod	Alta	Mod	Alta	Mod	Alta	Mod
23-VIII-95	63	20.80	0.055	0.124	0.425	0.907	0.327	0.645	7.467	27.56
31-VIII-95	71	14.56	0.009	0.025	0.080	0.192	0.061	0.141	1.956	5.87
18-IXm-95	88	10.92	0.007	0.010	0.068	0.093	0.051	0.068	1.323	2.65
18-IXt-95	88	35.36	2.104	1.514	24.84	13.59	18.99	9.789	449.6	386.1
4-X-95	104	22.40	0.538	0.467	6.284	4.34	5.575	3.357	138.2	137.4
6-V-96	316	26.00	0.828	0.543	6.941	4.124	5.947	3.241	206.8	147.5
6-XII-96	526	30.20	0.600	0.287	3.950	1.692	3.359	1.464	137.7	71.98

(\*) Días transcurridos tras el impacto del fuego

A la vista de los resultados obtenidos, se puede establecer que las pérdidas de nutrientes por arrastre de sedimentos son función del grado de intensidad de fuego alcanzado. Además, mientras que en las tres primeras lluvias registradas tras el impacto del fuego, cuyos valores de I<sub>30</sub> oscilan entre 10.9 y 20.8 mm h<sup>-1</sup>, las pérdidas de nutrientes son bajas, al igual que la producción de sedimentos (Capítulo 8), es a partir de la primera precipitación de carácter torrencial que tiene lugar tras 88 días después del incendio, con una I<sub>30</sub> de 35.36 mm h<sup>-1</sup>, cuando se han cuantificado las mayores pérdidas de nutrientes de todo el periodo de estudio. En este episodio (18-IXt-95), las pérdidas de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo asimilable y de las bases intercambiables suponen alrededor del 50% de las pérdidas totales de los siete episodios de lluvia considerados, tanto en las parcelas de alta intensidad de fuego como en las de moderada.

Las pérdidas de suelo mediante los procesos de erosión hídrica en las parcelas de La Concordia es una de las causas fundamentales de la pérdida de nutrientes en este suelo y de su permanencia relativamente corta, dado que a partir del cuarto mes tras el incendio, se ha observado un brusco descenso generalizado de dichos nutrientes, que coincide con las precipitaciones que generan mayores pérdidas de suelo.

Estos resultados están en concordancia con los observados en diferentes estudios. Andreu *et al.* (1996), señalan que la incidencia de los procesos erosivos es más acentuada en los incendios de alta intensidad, los cuales originan importantes pérdidas de nutrientes tanto solubilizados en el agua de escorrentía como contenidos en los sedimentos erosionados. Estos autores observan un notable enriquecimiento de los sedimentos en nitrógeno mineral y fósforo asimilable, cuyos valores máximos son de 41 mol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> y 8.12 mol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> respectivamente, frente a los 2.1 mol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de N mineral y 5 mol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de P

asimilable en zonas afectadas por una intensidad de fuego baja. Por otro lado, Soto *et al.* (1995) observan pérdidas de nutrientes entre 20 y 50 veces mayores en zonas en las que, después de cortar el matorral fueron incendiadas, que en las parcelas control. En estos casos y durante un periodo de nueve meses tras el paso del fuego, las pérdidas de las formas solubles de P, N y cationes (Na, K, Ca y Mg) presentes en las aguas de escorrentía, fueron menores que las pérdidas cuantificadas en las partículas de sedimentos. Las pérdidas de estos elementos solubles en el agua de escorrentía representaban menos del 1.5% de las pérdidas totales.

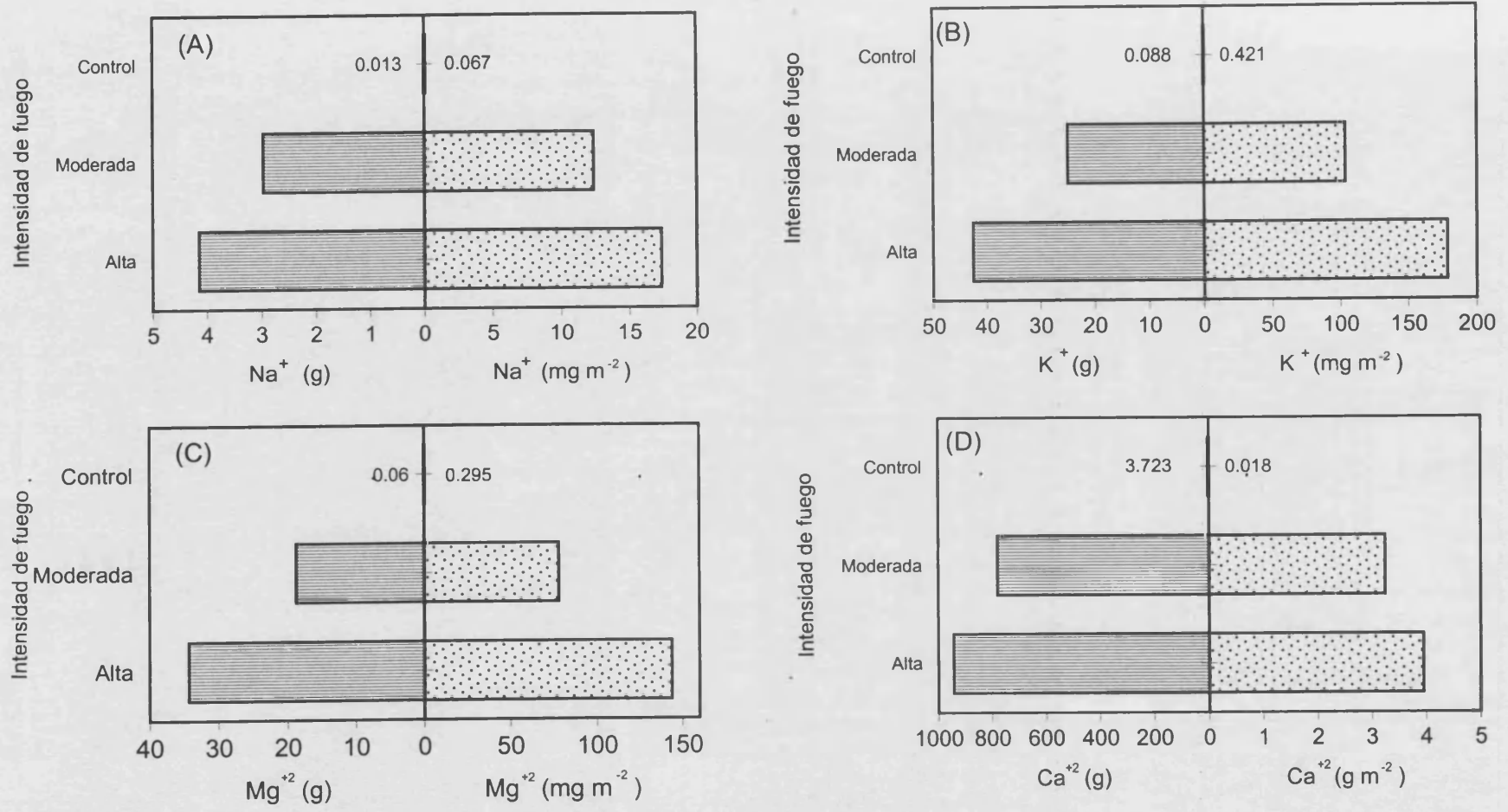


Figura 160. Pérdidas de bases de cambio en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Valores totales de Na<sup>+</sup> intercambiable; (B) Valores totales de K<sup>+</sup> intercambiable; (C) Valores totales de Mg<sup>2+</sup> intercambiable; (D) valores totales de Ca<sup>2+</sup> intercambiable. Los valores en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego se han calculado a partir de siete episodios de lluvia; los datos de las parcelas control corresponden a los valores acumulados de tres episodios

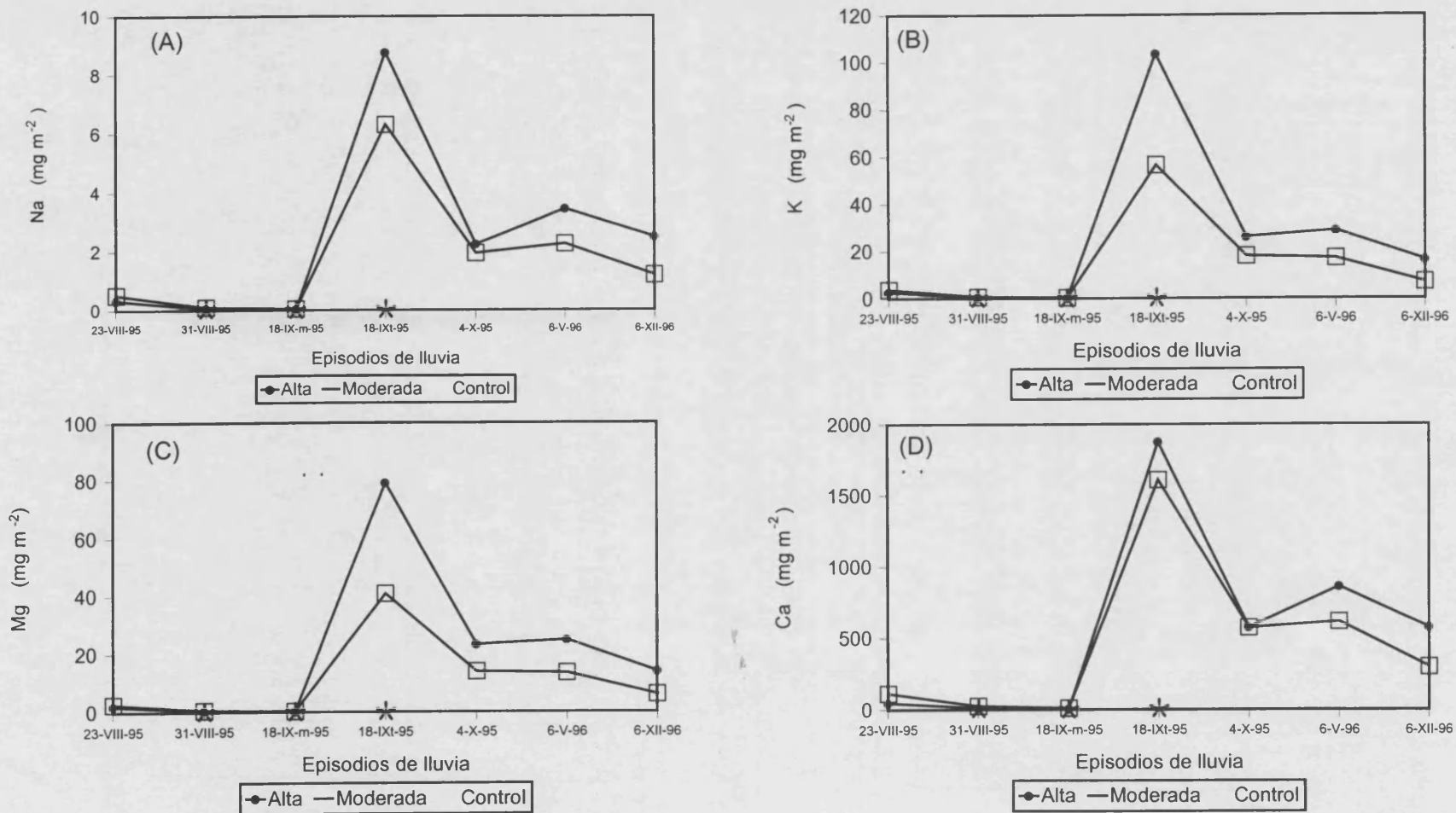


Figura 161. Pérdidas de bases de cambio por unidad de superficie en función del tratamiento de fuego en cada uno de los episodios analizados en los sedimentos de las parcelas experimentales de La Concordia. (A) Na<sup>+</sup> intercambiable; (B) K<sup>+</sup> intercambiable; (C) Mg<sup>2+</sup> intercambiable; (D) Ca<sup>2+</sup> intercambiable. En las parcelas control sólo se presentan los datos de tres episodios

### 10.5. BALANCE GLOBAL

Para realizar el balance de las pérdidas o ganancias netas de materia orgánica y de los nutrientes analizados como consecuencia de los incendios experimentales, se han tenido en cuenta, por un lado, las variaciones de éstos parámetros en el suelo entre inmediatamente antes y después del fuego, de modo que se han obtenido las ganancias o pérdidas resultantes como consecuencia del proceso de combustión para cada uno de los tratamientos de intensidad de fuego, y, por otro lado, se han considerado las pérdidas de nutrientes y de materia orgánica generadas a través de los sedimentos producidos en cada uno de los siete episodios de lluvia mencionados en los epígrafes anteriores.

Hay que tener en cuenta que estos cálculos son un balance aproximado que ofrece una estima de las pérdidas o ganancias. Para obtener una valoración más exacta habría de haberse incluido datos no disponibles, como los nutrientes en las aguas de escorrentía o la adsorción de los mismos por la vegetación que ha recolonizado el suelo incendiado.

Por lo que respecta a las pérdidas o ganancias en el suelo, como consecuencia del impacto del fuego, se observa que en las parcelas de alta intensidad de fuego existe una pérdida neta de materia orgánica, nitrógeno total, nitrógeno nítrico y de Ca intercambiable, mientras que en las parcelas de moderada intensidad de fuego, sólo se observan pérdidas de nitrógeno nítrico y Ca intercambiable, y sus valores son inferiores a los observados en las parcelas de alta intensidad de fuego (Tabla 123). La diferencia más sobresaliente entre las parcelas de moderada y las de alta intensidad de fuego, estriba en que en las primeras se ha cuantificado una ganancia de 8091 kg ha<sup>-1</sup> de materia orgánica y de 76.12 kg ha<sup>-1</sup> de N total, mientras que en las segundas, existe una pérdida neta de 942.5 y 58 kg ha<sup>-1</sup> de materia orgánica y N total, respectivamente.

Si se considera la cantidad total de sedimentos generados por los siete episodios de lluvia analizados en este apartado, que abarcan un periodo de tiempo global de 18 meses, se obtienen unas pérdidas totales de suelo en la estación experimental de La Concordia de 4078.13 kg ha<sup>-1</sup> en las parcelas quemadas con una intensidad de fuego alta y de 3281.70 kg ha<sup>-1</sup> de suelo en las parcelas de quema moderada.

En estos sedimentos las pérdidas de materia orgánica y del resto de nutrientes analizados se presentan en la Tabla 123; donde se observa que las mayores pérdidas corresponden a la materia orgánica (399 y 366 kg ha<sup>-1</sup> en cada tipo de tratamiento de intensidad de fuego), calcio (39.5 y 32.46 kg ha<sup>-1</sup> para las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego respectivamente), y nitrógeno total (15.97 y 14.6 kg ha<sup>-1</sup> para las



parcelas de alta y modera intensidad de fuego respectivamente) en los siete episodios de lluvia analizados.

Tabla 123. Contenidos medios de materia orgánica y de nutrientes en el suelo de La Concordia ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) antes y después de la quema; pérdidas o ganancias debidas al proceso de combustión inmediatamente después del fuego; pérdidas globales ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de estos nutrientes en el suelo erosionado correspondientes a los siete episodios de lluvia considerados, y balance neto de ganancias/pérdidas ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

	Alta intensidad *					
	Suelo		Combustión		Sedimentos	Balance neto
	Antes F.	Después F.	Ganancias	Pérdidas	Pérdidas	(+) ganancias (-) pérdidas
M.O.	41596.8	40654	-	942.50	399.05	(-) 1341.55
N total	1566.0	1508	-	58.0	15.97	(-) 73.970
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.283	31.63	30.352	-	0.07	(+) 30.282
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	9.928	2.75	-	7.177	0.04	(-)7.217
P asimilable	4.212	24.08	19.842	-	0.24	(+) 19.632
Na	39.15	98.38	59.232	-	0.17	(+) 59.062
K	196.29	293.96	97.669	-	1.78	(+) 95.889
Mg	187.77	201.98	14.209	-	1.44	(+) 12.769
Ca	1820.84	1270.92	-	549.912	39.49	(-) 598.40

	Moderada intensidad *					
	Suelo		Combustión		Sedimentos	Balance neto
	Antes F.	Después F.	Ganancias	Pérdidas	Pérdidas	(+) ganancias (-) pérdidas
M.O.	33661.7	41752	8091	-	366.48	(+) 7724.52
N total	1377.50	1453.62	76.125	-	14.60	(+) 61.525
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.707	18.98	17.273	-	0.08	(+) 17.193
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	9.686	5.78	-	3.90	0.07	(-) 3.970
P asimilable	2.323	13.89	11.574	-	0.12	(+) 11.455
Na	48.104	109.55	61.451	-	0.12	(+) 61.331
K	193.901	266.74	72.848	-	1.04	(+) 71.808
Mg	158.050	172.21	14.161	-	0.78	(+) 13.381
Ca	1688.52	1223.80	-	464.725	32.46	(-) 497.185

\* Cálculos realizados teniendo en cuenta que la densidad de los 5 cm superficiales del suelo es de  $0.725 \text{ g cm}^{-3}$

Teniendo en cuenta las pérdidas correspondientes al efecto de la erosión hídrica, y las pérdidas o ganancias en el suelo mencionadas anteriormente, se ha calculado que en las parcelas de alta intensidad de fuego se produce una pérdida neta de materia orgánica de  $1341 \text{ kg ha}^{-1}$  y de  $73.97 \text{ kg ha}^{-1}$  de nitrógeno total, mientras que estos componentes del suelo presentan un incremento de  $7724$  y  $61.5 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente, en las parcelas de moderada intensidad de fuego. Además, también existen pérdidas netas

de nitrógeno nítrico y de Ca intercambiable, las cuales son mayores en las parcelas de alta intensidad de fuego (7.2 y 598.4 kg ha<sup>-1</sup> respectivamente) que en las de moderada intensidad (3.9 y 497 kg ha<sup>-1</sup> respectivamente). El resto de nutrientes (nitrógeno amoniacal, fósforo asimilable, y las bases de cambio sodio, potasio y magnesio) presentan un balance positivo y, generalmente, las ganancias son mayores en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada (Tabla 123).

A pesar de que, como se ha comentado anteriormente, estos cálculos sólo ofrecen una estima de las pérdidas o ganancias netas, podemos considerar que, en cualquier caso el balance realizado ofrece una buena valoración relativa de las pérdidas o ganancias como consecuencia de las intensidades de fuego alcanzadas y de los subsecuentes procesos de erosión hídrica.

## V. CONCLUSIONES



## **V. CONCLUSIONES**



## CONCLUSIONES

1. El diseño experimental propuesto y los tratamientos de fuego aplicados, basados fundamentalmente en modificar la cantidad de biomasa, con la finalidad de obtener distintos grados de intensidad de fuego, han demostrado su validez dado que han proporcionado resultados claramente diferenciados en lo que respecta tanto a las temperaturas máximas en la superficie del suelo, como a las variaciones en las propiedades químicas y a la producción de escorrentía y arrastre de sedimentos.
2. En la caracterización de las zonas de estudio, previa a los incendios experimentales, se observa que las variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo están influenciadas, fundamentalmente, por la presencia/ausencia de vegetación. La existencia de valores más elevados de materia orgánica, conductividad eléctrica, bicarbonatos solubles, nitrógeno total y mineral, fósforo asimilable, potasio y magnesio intercambiable, así como una mayor capacidad de intercambio catiónico, en el suelo bajo cobertura vegetal corroboran la importancia del papel de la vegetación de matorral esclerófilo mediterráneo en la mejora de las propiedades químicas del suelo.
3. El calentamiento artificial del suelo en condiciones controladas de laboratorio, muestra la existencia de distintos grados de alteración de las propiedades estudiadas en función de tres rangos de temperaturas: entre 200° y 300°C; entre 460° y 600°C, y mayor de 600°C. Así, entre los 220°C y 300°C, se puede hablar de una mejora del estado nutricional del suelo, con notables incrementos de nitrógeno amoniacal y fósforo asimilable, y escasas variaciones en la capacidad de intercambio catiónico. Sin embargo, cuando la temperatura excede los 460°C se produce, prácticamente, la completa combustión de la materia orgánica y, consecuentemente, una acusada disminución de los contenidos en nitrógeno total, ambas formas de nitrógeno mineral y fósforo asimilable, lo que conduce a un detrimento del estado nutricional del suelo. Por último, si la temperatura excede los 600°C se cuantifica un significativo descenso del porcentaje de carbonatos totales y de la capacidad de intercambio catiónico. Estos cambios denotan una importante alteración de la estructura cristalina del suelo, que junto con la ausencia de materia orgánica y de nitrógeno, conllevan un empeoramiento tanto de las propiedades químicas como físicas del suelo.

4. La cantidad de biomasa y su distribución, junto a la época del año en la que se ha realizado el incendio, ejercen un efecto clave en el grado de la intensidad del fuego. En los tres tipos de tratamientos de fuego realizados (adición de 40 y 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa en la estación experimental de La Concordia, y sin adición de biomasa en la parcela de Porta-Coeli) se producen tres grados de intensidad de fuego bien diferenciados, dado que los valores medios de temperatura en la superficie del suelo (430°C en las parcelas con 40 t ha<sup>-1</sup> de biomasa; 230°C en las parcelas con 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa y 121°C en las parcelas sin adición), su tiempo de permanencia por encima de los 100°C (36 y 17 minutos para 40 y 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa, respectivamente), y el color dominante de las cenizas (más blanco cuanto mayor es el grado de intensidad), son claramente diferentes en cada uno de los tratamientos aplicados.
5. En los incendios experimentales llevados a cabo en las estaciones de La Concordia y de Porta-Coeli se ha observado la existencia de grandes variaciones de los valores de temperatura en la superficie del suelo entre cortas distancias (incluso inferiores a 1 metro). En la mayoría de las parcelas, el análisis geoestadístico de estos datos revela la existencia de un grado de dependencia espacial moderado.
6. Existen dos tipos de patrones de distribución espacial de las temperaturas. En uno de ellos, las temperaturas varían significativamente a intervalos de distancia que oscilan entre 4 y 10 metros. Esta variación se relaciona con la distribución de la vegetación natural en las parcelas, de forma que en las zonas donde existe una mayor acumulación de vegetación se alcanzan mayores valores de temperatura. El segundo patrón de variación es lineal, de modo que las temperaturas se incrementan de forma progresiva desde el punto de inicio del fuego en la parte inferior de la parcela hacia su parte superior, donde se alcanzan las máximas temperaturas. Estos patrones de distribución son independientes del tipo de tratamiento de intensidad de fuego, y la predominancia de uno u otro parece estar determinada por las condiciones meteorológicas en el momento de la quema y sobre todo por la velocidad y dirección del viento dominante.
7. La composición química de las cenizas presenta claras diferencias en función del grado de intensidad de fuego alcanzado. Las cenizas obtenidas en las parcelas de alta intensidad de fuego presentan valores más elevados de pH, conductividad eléctrica, fósforo asimilable, y cationes solubles (Na, K y Mg), que las cenizas procedentes del fuego de moderada intensidad. Por otra parte, los contenidos en materia orgánica,

nitrógeno total y nitrógeno amoniacal, son menores en las cenizas del tratamiento de mayor intensidad de fuego.

8. El valor de temperatura a partir del cual se han detectado aumentos o disminuciones en los valores de las propiedades del suelo analizadas se sitúa entre 170° y 200°C. A partir de este umbral de temperaturas, en los tres microentornos (suelo bajo *Rosmarinus officinalis*, bajo *Ulex parviflorus*, y suelo desnudo), se produce una disminución del pH, del porcentaje de carbonatos totales, de las concentraciones de nitrógeno nítrico y de los valores de la capacidad de intercambio catiónico. Por otro lado, existe un incremento de la conductividad eléctrica, que es mayor en los microentornos bajo planta que en suelo desnudo, como consecuencia del aumento en la concentración de bicarbonatos solubles, de nitrógeno amoniacal, de fósforo asimilable y de las bases de cambio (excepto Ca intercambiable).
9. El análisis geoestadístico de las propiedades del suelo (humedad equivalente, materia orgánica, nitrógeno total y mineral, y fósforo asimilable), revela que sus valores no se distribuyen uniformemente en el ámbito de la parcela ni antes ni después del fuego, sino que la localización del punto de muestreo ejerce una influencia en el valor que presenta cualquiera de las variables estudiadas, de modo que existe cierto grado de dependencia espacial, exceptuando las concentraciones de nitrógeno nítrico. Estas últimas se distribuyen aleatoriamente, al menos a la escala a la que se ha realizado el muestreo (cada 2 metros), y su variación parece estar controlada por la topografía de la parcela y por factores hidrológicos.
10. La materia orgánica es la variable que presenta un mayor grado de dependencia espacial antes del fuego, cuyo rango o área de influencia varía cada 2.5 metros, seguida por el nitrógeno total, la capacidad de retención de agua y el nitrógeno amoniacal, cuyos rangos de influencia varían cada 5.7, 6.75 y 10.7 metros, respectivamente. En estos casos, la presencia/ausencia de vegetación se revela como el factor determinante de estos patrones espaciales.
11. Tras el paso del fuego se mantiene esta estructura de variación en mosaico, pero se amplía notablemente el radio de influencia, que oscila entre 16 y 18.6 metros para todas las variables estudiadas, excepto para el nitrógeno amoniacal, el cual, y de forma análoga a la distribución del fósforo asimilable, presenta un patrón de distribución



---

lineal que guarda un notable paralelismo con el de las temperaturas, incrementándose desde la parte inferior de la parcela hacia la parte superior.

12. Las variaciones temporales de las propiedades químicas del suelo, analizadas en las parcelas que mantienen la vegetación natural (parcelas control), muestran ligeras oscilaciones en sus valores que se relacionan principalmente con la alternancia de periodos lluviosos y secos, y con las variaciones de la temperatura ambiental. Las oscilaciones más acentuadas se han observado en los valores de pH, conductividad eléctrica, carbonatos totales, bicarbonatos solubles, nitrógeno amoniacal y nítrico, y fósforo asimilable.

Además en estas parcelas control, y durante todo el periodo de estudio, se mantienen los valores más elevados de conductividad eléctrica, bicarbonatos solubles, materia orgánica, nitrógeno total, ambas formas de nitrógeno mineral, fósforo asimilable, capacidad de intercambio catiónico y de bases intercambiables (Na, K y Mg), en los microentornos bajo planta que en el suelo desnudo. En cambio, para las variables: pH, carbonatos totales y Ca<sup>+</sup> intercambiable se observa que, durante todo este periodo, sus valores son más elevados en el suelo desnudo que en el microentorno bajo planta.

13. Como consecuencia de los distintos tratamientos de intensidad de fuego se producen ascensos o disminuciones significativos en los valores de las propiedades químicas analizadas. En las muestras de suelo de La Concordia, inmediatamente después del fuego, se ha constatado la existencia de diferencias estadísticamente significativas respecto a los valores previos a la quema, para las siguientes variables: conductividad eléctrica, bicarbonatos solubles, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nítrico, fósforo asimilable, capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables (Na, K, Mg y Ca). Para los porcentajes de materia orgánica, nitrógeno total y carbonatos totales después del fuego, tan sólo se han detectado ligeras variaciones con respecto a sus valores iniciales. Para el pH, a pesar de que existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores en las parcelas quemadas con respecto a las control, la disminución observada tras el paso del fuego no es significativa respecto a sus valores antes de la quema.

#### 14. La evolución temporal de las propiedades químicas en el suelo post-incendiado

muestra que el efecto de los distintos grados de intensidad del fuego, junto con la acción de las cenizas, tienen una duración variable que oscila entre uno y cuatro meses después de la quema, la cual además guarda relación con el grado de intensidad alcanzado. Las variaciones más relevantes han sido las siguientes:

- La disminución del pH, del nitrógeno nítrico, de la capacidad de intercambio catiónico y del porcentaje de calcio intercambiable, inmediatamente tras el paso del fuego. En general, dicho descenso es más acusado en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad de fuego. Transcurridos cuatro meses después de la quema, el pH y el contenido en nitratos presentan un marcado incremento, que en el caso del pH se mantiene prácticamente constante hasta el final del periodo de estudio (un año después del fuego). Sin embargo, el contenido en nitrógeno nítrico presenta una evolución temporal inversa al nitrógeno amoniacal, con un acusado descenso al cabo de siete meses de la quema y un nuevo aumento a los diez meses, siendo dichas oscilaciones más acusadas en las parcelas de alta intensidad de fuego.
- El incremento, tras el paso del fuego, de los valores de conductividad eléctrica, bicarbonatos solubles, nitrógeno amoniacal, fósforo asimilable y bases de cambio (excepto el calcio), es más acusado en las parcelas de alta que en las de moderada intensidad, iniciándose al cabo de un mes un paulatino descenso de modo que a los cuatro meses de la quema, sus valores se aproximan a los observados antes del fuego, excepto para el N amoniacal (sólo en las parcelas de alta intensidad), fósforo asimilable y K intercambiable, los cuales al cabo de un año todavía presentan diferencias respecto a los valores iniciales.
- El contenido en materia orgánica presenta ligeras oscilaciones hasta un mes después del fuego, pero al cabo de cuatro meses se manifiesta una clara tendencia de disminución, de modo que, transcurrido un año, sus valores en las parcelas quemadas son más bajos que en las parcelas control así como inferiores a los determinados previamente al incendio experimental. El nitrógeno total después de la quema presenta unas variaciones similares a las descritas para la materia orgánica pero menos acusadas.

15. El valor umbral de  $I_{30}$  a partir del cual se observa la formación de escorrentía, tanto en las parcelas quemadas con alta, moderada y baja intensidad de fuego, es de  $1.6 \text{ mm h}^{-1}$ . En cambio, mientras que valores de  $I_{30}$  entre  $1.6$  y  $2.6 \text{ mm h}^{-1}$  producen arrastre de sedimentos en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, en las parcelas de baja intensidad de fuego éste tiene lugar a partir de valores de  $I_{30}$  de  $4 \text{ mm h}^{-1}$ .
16. La producción de escorrentía es 1.3 veces más elevada en las parcelas de alta intensidad de fuego que en las de moderada, y la pérdida de suelo, en este caso, es 1.5 veces superior. La producción de escorrentía tanto en las parcelas control como en las de baja intensidad de fuego es, respectivamente, 5 y 4 veces inferior a la cuantificada en parcelas de alta y moderada intensidad de fuego. La producción de sedimentos en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego es, respectivamente, 55 y 37 veces superior a la observada en las parcelas control, así como en las de baja intensidad de fuego.
17. Los volúmenes de escorrentía generados en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, presentan una correlación lineal significativa tanto con el volumen de las precipitaciones recibidas como con su  $I_{30}$ . Cuando la intensidad del fuego es baja la generación de escorrentía sólo está relacionada con los valores de  $I_{30}$ . Por lo que respecta a las pérdidas de suelo, junto al grado de intensidad de fuego, los valores de  $I_{30}$  son otro factor clave en la producción y arrastre de sedimentos, de modo que las tasas máximas de erosión coinciden con los periodos anuales donde se concentran los episodios de lluvia con valores más elevados de  $I_{30}$  (primer trimestre después del incendio y en la primavera siguiente).
18. A medida que se incrementan los valores de  $I_{30}$ , se acentúan las diferencias entre la producción de escorrentía, la pérdida de suelo y la concentración de sedimentos en las parcelas de alta y moderada intensidad de fuego, y en las control. En general, para la mayoría de los episodios de lluvia, las diferencias entre los valores de los parámetros erosivos analizados son estadísticamente significativas en función del tratamiento de fuego aplicado, cuando los valores de  $I_{30}$  superan los  $10 \text{ mm h}^{-1}$ . Al cabo de año y medio después del fuego, la producción de escorrentía y de sedimentos en las parcelas quemadas aún es superior a la observada en las parcelas control.

19. En las parcelas de La Concordia las pérdidas de nutrientes arrastrados en los sedimentos como consecuencia de los procesos de erosión hídrica, guardan una relación directa con el grado de intensidad de fuego.

Durante el periodo de estudio, el balance global entre las variaciones de las propiedades químicas inmediatamente antes y después del fuego, junto con las pérdidas de nutrientes debidas a la erosión hídrica, muestra que como consecuencia del fuego se produce una pérdida neta de materia orgánica ( $1341 \text{ kg ha}^{-1}$ ) y nitrógeno total ( $73 \text{ kg ha}^{-1}$ ) en las parcelas de alta intensidad de fuego. Sin embargo, en las parcelas de moderada intensidad, se ha observado que dicho balance es positivo, de modo que estas variables se incrementan en  $7724$  y  $61 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente. Se observan pérdidas de nitrógeno nítrico y Ca intercambiable, en ambos tratamientos de fuego, mientras que para el resto de propiedades este balance es positivo.



## **VI. BIBLIOGRAFÍA**



1. Alcañiz, J. M., Serrasolas, I. y Vallejo, R. 1996. Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. En: *Ecologia del Foc*, J. Terradas (Coordinador Edició), pp. 111-130. Ediciones Proa, S.A., Barcelona.
2. Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *J. Appl. Ecol.* 1: 347-367.
3. Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J. y Cerni, R. 1996a. Postfire effects on soil properties and nutrient losses. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 53-58.
4. Andreu, V., Albaladejo, J., Rubio, J.L., García, J.M. 1996b. Erosión y repoblación forestal. Documento preliminar III Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid, 25-29 Noviembre de 1996.
5. Andreu, V., Rubio, J.L. y Cerni, R. 1994. Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses. En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 79-89.
6. Andreu, V., Rubio, J.L. y Imeson, A. 1997. Monitoring temporal changes in soil aggregation after forest fire and its incidence on water erosion. En: K. McGinty (Editor), *Proceedings of the International Symposium and Workshop Combating Desertification: Connecting Science with Community Action*. 12-16 May 1997, Tucson, Arizona, p.13
7. Arefyeva, Z.N. y Kolensnikov, B.P. 1964. Dynamics of ammonia and nitrate nitrogen in forest soils of the Transurals at high and low temperatures. *Sov. Soil Sci.* 3: 246-260.
8. Arianoutsou, M. y Margaris, N.S. 1981. Fire-Induced Nutrient Losses in a Phrygic (East Mediterranean) Ecosystem. *Int. J. Biometeor.* vol 25, No 4, pp. 341-347.
9. Armstrong, M. 1984. Improving the estimation and modelling of the variogram. En: G. Verly et al. (Editores): *Geostatistics for natural resources characterization*. Proc. NATO Advanced Study Institute on Geostatistics for Natural Resources Characterization, South Lake Tahoe, CA, pp 1-19. D. Reidel, Dordrecht, the Netherlands.
10. Barth, R.C. 1980. Influence of pinyon pine trees on soil chemical and physical properties. *Soil Science Society of American Journal*, 44: 112-114.
11. Barth, R.C. y Klemmedson, J.O. 1978. Shrub-induced spatial patterns of dry matter, nitrogen and organic carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 804-809.
12. Beadle, N.C.W. 1940. Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *Journal of Ecology*, 28: 180-192.
13. Beaufait, W.R. 1966. An integrating Device for Evaluating Prescribed Fires. *Fores. Sci.*, 12: 27-29.
14. Beaufait, W.R., Hardy, C.E. y Fischer, W.C. 1975. Broadcast Burning in Larch-Fir clear cuts: The Miller Creek-Newman Ridge Study. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-167. Ogden, Utah.
15. Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Ali, A.R. y Mwonga, S.M. 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *J. Appl. Ecol.*, 26: 1005-1024.
16. Biederbeek, U.O., Campbell, C.A., Bowren, K.E., Schitzer, M. y McIver, R.N. 1980. Effect of burning cereal straw on soil properties and grain yields in Saskatchewan. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 103-111.
17. Binkley, D. y Christensen, N.L. 1991. The effects of canopy fire on nutrient cycles and plant productivity. En: S.R. Lavin and P. Ommi (Editors), *High intensity fire*. Academic Press,
18. Black, C.A. Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.E. y Clark, F.F. (Editores) 1965. *Methods of Soil Analysis Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Inc., Publisher Madison.
19. BMDP, 1985. *BMDP Statistical Software Manual*. W. J. Dixon, University of California Press, Berkeley, pp. 368-369.
20. Bochet, E. Rubio, J.L. y Poesen, J. 1998. Relative efficiency of the three representative matorral species reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain). *Geomorphology*, 23: 139-150.
21. Bock, R. 1979. *A handbook of decomposition methods in analytical chemistry*. (Translation and revision by I.L. Marr) International Textbook Co. Ltd., Glasgow.
22. Boerner, R.E.J. 1982. Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *BioScience*, 32: 187-192.
23. Bollinne, A. 1977. La vitesse de l'érosion sous culture en région limoneuse. *Pedologie*, 27: 191-206.
24. Bond, W.J. y Van Wilgen, B.W. 1996. *Fire and Plants*. Chapman & Hall, London, 263 pp.



25. Boring, L.R., Swank, W.T., Waide, J.B. y Henderson, G.S. 1988. Sources, fates, and impacts of nitrogen inputs to terrestrial ecosystems: Review and synthesis. *Biogeochemistry*, 6: 119-159.
26. Bower, C.A., Reitemeier, R.F. y Fireman, M. 1952. Exchangeable cations analysis of saline and alkali soils. *Soil Sci.*, 73: 251-261.
27. Boyoucos, G.J. 1935. A comparison between the suction method and the centrifuge method for determining the moisture equivalent of soil. *Soil Sci.*, 40: 166-171.
28. Brady, N.C. 1982. The nature and properties of soils. McMillan Publishing Company.
29. Bremner, J.M. 1965. Inorganic forms of Nitrogen. En: C.A. Black, D.D. Evans, J.L. White, L.E. Ensminger y F.F. Clark (Editores): *Methods of soil analysis: Part 2., Chemical and microbiological properties*, pp 1179-1237. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, Wis.
30. Bremner, J.M. 1965. Total Nitrogen. En: C.A. Black, D.D. Evans, J.L. White, L.E. Ensminger y F.F. Clark (Editores): *Methods of soil analysis: Part 2., Chemical and microbiological properties*, pp 1149-1178. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, Wis.
31. Burgess, T.M. y Webster, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semi-variogram and punctual kriging. *J. Soil Sci.*, 31: 315-331.
32. Burgess, T.M. y Webster, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. II. Block kriging. *J. Soil Sci.*, 31: 333-341.
33. Burrough, P.A. 1983. Multiscale sources of spatial variation in soil I. The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. *J. Soil Sci.*, 34: 577-597.
34. Byram, G.M. 1959. Combustion of forest fuels. In: K.P. Davis (Editor), *Forest Fire: Control and Use*. McGraw-Hill Co, New York, pp. 61-89.
35. Calvo, A. y Cerdá, A. 1994. An example of the changes in the hydrological and erosional response of soil after a forest fire, Pedralba (Valencia), Spain. En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 99-110.
36. Calvo, A. y La Roca, N. 1988. Slope form and soil erosion on calcareous slopes. En: A.C. Imeson and M. Sala (Editores), *Geomorphic processes in environments with strong seasonal contrasts*. Catena, Braunschweig, pp. 103-112.
37. Cambardella, C., Moorman, T.B., Novak, J.M., Parkin, T.B. y Karlen, D.L. 1994. Field-Scale Variability of Soil properties in Central Iowa Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 1501-1511.
38. Campbell, R.E., Baker, M.B., Foliott, P.F., Larson, F.R. y Avery, C.C. 1977. Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: an Arizona case study. U.S.D.A. Forest Service Research, - 12pp.
39. Canadell, L., Lloret, F. y López-Soria, L. 1991. Resprouting vigour of two Mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetatio*, 95: 119-126.
40. Carballas, M., Acea, M.J., Cabaneiro, A., Trasar, C., Villar, M.C., Díaz-Raviña, M., Fernández, I., Prieto, A., Saa, A., Vázquez, F.J., Zehner, R. y Carballas, T. 1993. Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: L. Trabaud and R. Prodon (Editores), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels, pp. 379-385.
41. Catt, J.A., Quinton, J.N., Rickson, R.J. y Styles, P. 1994. Nutrient losses and crop yields in the woburn erosion reference experiment. En: R.J. Rickson (Editor): *Conserving Soil Resources. European Perspectives*, pp. 94-104. CAB International. Univ. Press, Cambridge, UK.
42. CEC. 1991. Rapport d'activité de la Commission dans le secteur régi par le Règlement (CEE) n° 3529/86 du Conseil du 17 novembre 1986, et apr le Règlement (CEE) n° 1614/89 du 29 mai 1989, relatifs à la protection des forêts contre les incendies. Commission of the European Communities, DG VI, Brussels.
43. CEC. 1994. Action préparatoire au système d'informations sur les incendies de forêt. Commission of the European Communities, DG VI, Brussels.
44. Cerdá, A. 1998. Changes in overland flow and infiltration after a rangeland fire in a Mediterranean scrubland. *Hydrological Processes*, 12: 1031-1042.
45. Cerdá, A. y Calvo, A. 1991. Influencia del fuego en la escorrentía y la erosión (Serra Grossa, Valencia). *Actas del XII Congreso Nacional de Geografía*. Valencia, pp. 23-27.
46. Chandler, C.P., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. y Williams, D. 1983. *Fire in forestry. Vol. 1.: Forest Fire Behavior and Effects*. John Wiley & Sons, New York.

47. Chapman, S.B. 1967. Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *Journal of Ecology*, 55: 677-689.
48. Charley, J.L. y West, N.E. 1977. Micro-patterns of nitrogen mineralization activity in soils of some shrub dominated semi-desert ecosystems of Utah. *Soil Biol. Biochem.*, 9: 357-365.
49. Chartres, C.J. y Múcher, H.J. 1989. The effects of fire on the surface properties and seed germination in two shallow monoliths from a rangeland soil subjected to simulated raindrop impact and water erosion. *Earth Surf. Process.* 14: 407-417.
50. Christensen, N.L. 1973. Fire and the nitrogen cycle in California chaparral. *Science*, 181: 66-68.
51. Christensen, N.L. 1977. Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the Coastal Plain of North Carolina. *Oecologia*, 31: 27-44.
52. Christensen, N.L. 1985. Shrubland Fire Regimes and Their Evolutionary Consequences. En: S.T.A. Pickett y P.S. White (Editores), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Inc. pp 85-100.
53. Christensen, N.L. 1987. The biogeochemical consequences of fire and their effects on the vegetation of the coastal plain of the southeastern United States. En: L. Trabaud (Editor), *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 1-21.
54. Christensen, N.L. 1994. The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands. En: J.M. Moreno and W.C. Oechel (Editores), *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, Inc, pp. 79-95.
55. Christensen, N.L. y Muller, C.H. 1975. Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma* chaparral. *Ecol. Monogr.* 45: 29-55.
56. Coelho, A.C., Shakesby, R.A., Walsh, R.D.P., Terry, J.P. y Ferreira, A.D. 1990. Responses of surface and sub-surface soil water movement and soil erosion to forest fires in *Eucalyptus globus* and *Pinus pinaster* forest, Agueda Basin, Portugal. En: D.X. Viegas (Editor), *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research, Coimbra*, pp. C8-1.
57. Coles, H.G. y Morison, C.G.T. 1930. Dehydration and soil acidity. *Soil Sci.*, 29: 59-70.
58. Connaughton, C.A. 1935. Forest fire and accelerated erosion. *Journal of Forestry*, 33: 751-752.
59. Cook, L. 1939. A contribution to our information on grass burning South African. *Journal of Science*, 36: 270-282.
60. Covington, W.W. y Sackett, W.W. 1986. Effect of Periodic Burning on Soil Nitrogen Concentrations in Ponderosa Pine. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 452-457.
61. Da Silva, M.A. 1990. Efeitos do fogo controlado nos procesos hidrológicos. Relatório Final de Estágio. Universidade de Trás-Os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
62. Daubenmire, R. 1968. The ecology of fire in grasslands. *Adv. Ecol. Res.* 5: 209-266.
63. Davis, F.W., Borchert, M.I., y Odion, D.C. 1989. Establishment of microscale vegetation pattern in maritime chaparral after fire. *Vegetatio*, 84: 53-67.
64. De Bano, L.F. 1971. The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 340-343.
65. De Bano, L.F. 1981. Water repellent soils. A State of the Art. General Technical Report PSW, 46. U.S.D.A. Forest Service Department of Agriculture. pp. 1-21. Berkeley.
66. De Bano, L.F. y Conrad, C.E. 1978. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59: 489-497.
67. De Bano, L.F. y Krammes, J.S. 1966. Water repellent soils and their relation to wild fire temperature. *Int. Assoc. Sci. Hydrol. Bull.* 2: 14-19.
68. De Bano, L.F., Dunn, P.H. y Conrad, C.E. 1977. Fire's effects on physical and chemical properties of chaparral soils. En: H.A. Mooney and C.E. Conrad (Editores), *USDA Forest Service*, pp. 65-74.
69. De Bano, L.F., Eberlein, G.E. y Dunn, P.H. 1979a. Effects of burnings on chaparral soils: I Soil Nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 504-509.
70. De Bano, L.F., Mann, L.D. y Hamilton, D.A. 1970. Transmigration of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 130-133.
71. De Bano, L.F., Rice, R.M. y Conrad, C.E. 1979b. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. Res. Paper PSW, 145. U.S.D.A. Forest Service, Berkeley.
72. De Bano, L.F., Savage, S.M. y Hamilton, D.A. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 40: 779-782.

73. De Bell, L.F. y Ralston, C.W. 1970. Release of Nitrogen by burning light forest fuels. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 34: 936-938.
74. De Haro, S. Y Del Moral, F. 1998. Efectos del fuego sobre algunas propiedades físico-químicas del suelo. Resultados preliminares. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, (Nº 3-2). 507-516.
75. De Ronde, C. 1990. Impact of prescribed fire on soil properties-comparison with wildfire effects. En: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (Editores), *Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and Northern perspectives*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 127-136.
76. De Serra, M.O. y Schnitzer, M. 1972. Extraction of humic acids by alkali and chelating resin. *Can. J. Soi. Sci.* 52: 365-
77. De Vries, D.A. 1966. Thermal properties of soils. En: W.R. van Wijk (Editor), *Physics of Plant Environment*. North-Holland Publishing Co. Amsterdam,
78. Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Pérez, R. 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena*, 14: 189-199.
79. Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 163-176.
80. Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Perez, R. y Taboada, T. 1990. Solute loss and soil erosion in burned soil from Galicia (NW Spain). En: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (Editores), *Fire in Ecosystem Dynamics: Mediterranean and Northern Perspective*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 103-116.
81. Díaz-Fierros, F., Gil Sotres, F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leiros, M.C. y Villar, M.C. 1982. Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 41 (3-4): 627-639.
82. Dimitrakopoulos, A.P., Martin, R.E. y Papanichos, N.T. 1994. A simulation model of soil heating during wildland fires. En: : M-Sala y J.L. Rubio (eds), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Logroño, Geoforma Ediciones: 199-206.
83. Dormaer, J.F. 1971. Chemical properties of organic matter extracted from a number of Ah horizons by a number of methods. *Can. J. Soil Sci.* 52: 67-77.
84. Douchaufour, PH. 1965. *Precís de pedologie*. Masson et Cie, Paris.
85. Douchaufour, PH. (Editor) 1984. *Edafología. 1. Edafogénesis y clasificación*. Bajo la dirección de PH. Douchaufour y B. Shouchier Versión española de M.T. Carballas y M. Carballas. 493 pp. Masson, S.A. Paris.
86. Dunn, P.H. y De Bano, L.F. 1977. Fire's effect on biological and chemical properties of chaparral soils. En: *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3, pp. 75-84.
87. Dunn, P.H., De Bano, L. F. y Eberlein, G.A. 1979. Effects of Burning on Chaparral Soil: II. Soil Microbes and Nitrogen Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 509-514.
88. Dutil, P. La Caliza en los suelos. Calcio y Magnesio. En: M. Bonneau y B. Souchier (editores) bajo la dirección de PH. Douchaufour y B. Shouchier: *Edafología. 2. Constituyentes y propiedades del suelo*, pp. 374-380. Versión española de V.R. Vallejo y E. Ferrer. Masson, S.A. Paris.
89. Dyrness, C.T. 1976. Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascades of Oregon. Paper PNW-202. USDA For. Serv. Res. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Sta. Oregon.
90. ERMES II. 1998. *Environmental Response of Mediterranean Eco-Systems. Final Report*.
91. Etiene, M. 1989. Non destructive methods for evaluating shrub biomass: a review. *Acta Oecologica-Oecologia Applicata* 10: 115-128.
92. Etiene, M. y Legrand, C. 1994. A non-destructive method to estimate shrubland biomass and combustibility. *Proceedings 2<sup>nd</sup> International Conference on Forest Fire Research*, Vol. I, B.25, pp. 425-434, Coimbra, November 1994.
93. Evans, C.C. y Allen, S.E. 1971. Nutrient losses in smoke produced during heather burning. *Oikos*, 22, 149.
94. Everett, R.S., Sharrow, S. Y Thran, D. 1986. Soil nutrient distribution under and adjacent to single leaf pinyon crowns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 788-792.

95. FAO. 1992. Forest fire statistics 1990-1992. ECE/TIM/58. Food and Agriculture Organisation, United Nations, New York.
96. FAO-UESCO. 1988. Soil Map of the World. Revised legend. 1: 5.000.000. Roma.
97. Ferrán, A. 1987. Efectes del foc en els sòls del Massís de Garraf: Repercussions a llarg termini. Tesina de Licenciatura. Dept. Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Univ. Barcelana.
98. Ferrán, A., Serrasolsas, I. y Vallejo, V.R. 1992. Soil evolution after fire in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forest. En: Teller et al. (Editor), responses of Forest Ecosystems to Environment Changes. Elsevier Applied Science, London, pp. 397-404.
99. Fireman, M. y Hayward, H.E. 1952. Indicator significance of some shrubs in the Escalante Desert, Utah. Bot. Gaz., 114: 143-155.
100. Floyd, A.G. 1966. Effect of fire upon weed seeds in the wet sclerophyll forests of northern N.S.W. Australia. J. Bot, 14: 243-247.
101. García-Moya, E. y McKell, C.M. 1970. Contributions of shrubs to the nitrogen economy of a desert wash plant community. Ecology, 51: 81-88.
102. Generalitat Valenciana. Conselleria de Medi Ambient. 1995. Plan de Reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999. Editado por la Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient.
103. Gibbs, W.M. 1919. The isolation and study of nitrifying bacteria. Soil Sci. 8: 427-471.
104. Gill, A.M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. Aust. For., 38: 4-25.
105. Gill, A.M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. En: A.M. Gill, R.H. Groves y I.R. Noble (editores), Fire and the Australian Biota, pp 243-272. Australian Academy of Science, Camberra.
106. Gill, A.M. 1998. An hierarchy of fire effects: Impact of fire regimes on landscapes. En: III International Conference on Forest Fire Research, 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology, Vol I, pp. 129-144, Coimbra, 16-20 Noviembre 1998.
107. Gillon, D. y Rapp, M. 1989. Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. Plant and Soil, 120: 220-226.
108. Gillon, D., Gomendy, V., Houssard, C., Maréchal, J. y Valette, J.C. 1995. Combustion and Nutrient Losses During Laboratory Burns. Int. J. Wildland Fire, 5 (1): 1-12.
109. Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, pp. 15-27.
110. Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1984. Differential Thermal Analysis and Infrared investigations on soil hydrophobic substances. Soil Science, 137: 457-463.
111. Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1993. Effects of fire on soil physico-chemical characteristics and erosion dynamics. En: L. Trabaud and R. Prodon (Editores), Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of the European Communities, Brussels, pp. 403-412.
112. 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.
113. Giovannini, G., Lucchesi, S. y Cervelli, S. 1983. Water-repellent substances and aggregate stability in hydrophobic soil. Soil Science, 135: 110-113.
114. Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1987a. The natural evolution of a burned soil: a three-year investigation. Soil Science, 143: 220-227.
115. Giovannini, G., y Giachetti, M. y Lucchesi, S. 1987b. The measurement of zeta potential in concentrated suspension of clayey soil. Agrochimica, 31: 152-159.
116. 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: 255-262.
117. Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990a. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. En: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (Editores), Fire and Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 95-102.
118. Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990b. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. Soil Science, 149: 344-350.
119. Graner, W. Y Steinberger, Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of 'fertile islands' in the desert ecosystem. J. Arid Environ., 16: 257-262.
120. Gray, J.T. y Schlesinger, W.H. 1981. Nutrient cycling in Mediterranean type ecosystems. En: P.C. Miller (editor): resource Use by Chaparral and Matorral, pp. 259-285. Springer-Verlag, Berli and New York.

121. Greene, R.S.B., Chartres, C.J. y Hodgkinson, K.C. 1990. The effects of fire on the soil in a degraded semi-arid woodland. I. Cryptogam cover and physical and micromorphological properties. *Australian Journal of Soil Research*, 28: 755-777.
122. Grier, C.C. 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can J. For. es.* 5: 599-607.
123. Grove, T.S., O'Connell, A.M. y Dimmock, G.M. 1986. Nutrient changes in surface soils after an intense fire in jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.). *Aust. J. Ecol*, 11: 303-317.
124. Groves, R.H. 1981. Nutrient cycling in heathlands. En: R.L. Specht (editor): *Ecosystems of the World. Vol 9b: Heathlands and Related Shrublands*, pp 151-163. Elsevier, Amsterdam.
125. GS+ v. 1.21. Geostatistical software for Biological Science. Gamma Design Software, St. Plainwell, MI.
126. Gustafson, A.F. 1922. The effect of drying soils on the water-soluble constituents. *Soil Sci.*, XIII: 173-213.
127. Habeck, J.R. y Mutch, R.W. 1973. Fire-dependent forests in the North Rocky Mountains. *Quaternary Res.*, 3: 408-424.
128. Halvorson, J.J. Bolton, Jr. H., Smith, J.L. y Rossi, R.E. 1994. Measuring resource islands using geostatistics. *Great Basins Nat.*, 54: 313-328.
129. Halvorson, J.J., Smith, J.L., Bolton, H, Jr. Y Rossi, R.E. 1995. Evaluating Shrub-Associated Spatial Patterns of Soil Properties in a Shrub-Steppe Ecosystem Using Multiple-Variable Geostatistics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1476-1487.
130. Hamlett, J.M., Horton, R. Y Cressie, N.A.C. 1986. Resistant and exploratory techniques for use in semivariograms analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 868-875.
131. Harwood, C.E. y Jackson, W.D. 1975. Atmospheric losses of four plant nutrients during forest fire. *Aust. For.* 38: 92-99.
132. Hatch, A.B. 1960. Ashbed effects in Western Australian forest soil. *W.A. For. Dept. Bull. No. 64*, 20 pp.
133. Helvey, J.D., Tiedemann, A.R. y Anderson, T.D. 1985. Plant nutrient losses by soil erosion and mass movement after wildfire. *J. Soil Water Conserv.*, 40 (1): 168-173.
134. Hennin, S. Y Feodoroff, A. 1958. Sous-soulage et drainage-taupe. *Ann. Agr.*, 5: 567-591.
135. Herbatus, J. 1974. Evolution de la disponibilité en azote minéral dans différents types forestiers lorrains. *D.E.A. Pédologie, Univ. Nancy I*, 35 pp.
136. Hewlett, J.D. 1982. *Principles of forest hydrology*. Univ. Georgia Press.
137. Heyward, F. 1938. Soil temperatures during forest fires in the Longleaf Pine region. *Journal of Forestry*, 36: 478-491.
138. Hobbs, R.J. y Gimingham, C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. I Fire characteristics. *J. Ecol.* 72: 223-240.
139. Hodgman, C.D. (Ed.). 1962. *Handbook of chemistry and physics*. 44<sup>th</sup> edn. Chemical Rubber Publishing Co., Cleveland, Ohio.
140. Holcomb, G.J. y Durgin, P.B. 1979. Ash leachate can reduce surface erosion. *Res. Note PSW-342*. U.S.D.A. Forest Service, Berkeley,
141. Hook, P.B., Burke, I.C. y Lauenroth, W.K. 1991. Heterogeneity of soil and plant N and C associated with individual plants and openings in North American shortgrass steppe. *Plant and Soil*, 138: 247-256.
142. Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: a hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56: 275-370.
143. Hosking, J.S. 1938. The ignition at low temperatures of the organic matter in soils. *J. Agric. Sci.* 28: 393-400.
144. Hudson, J. Kellman, M., Sanmugadas, K. Y Alvarado, C. 1983. Prescribed burning *Pinus oocarpa* in Honduras. I. Effects on surface runoff and sediment loss. *Foret Ecol. Manag.* 5: 269-281.
145. IGME, 1977. *Mapa Geológico de España, E. 1: 50 000 de Villar del Arzobispo (667)*. Servicios de Publicaciones del Ministerio de Industria.
146. Imeson, A.C., Verstraten, J.M., Van Mulligen, E.J. y Sevink, J. 1992. The effect of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*, 19: 345-361.
147. Isaaks, E.H. y Srivastava, R.M. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford Univ. Press, New York.

148. Jackson, M.L. 1958. Soil chemical analysis. Prentice Hall Inc. Englewood Cliff. London, 480 pp.
149. Jordan, C.F. 1965. Fire influence in old fields of the New Jersey Piedmont. New Jersey Acad. Sci. Bull. 10: 7-12.
150. Journel, A.G. y Huijbregts, C.J. 1978. Mining geostatistics. Academic Press, London, England.
151. Jurgensen, M.F., Harvey, A.E. y Larsen, M.J. 1981. Effects of Prescribed Fire on Soil Nitrogen Levels in a Cutover Douglas-fir/Western Larch Forest. U.S. Dept. Agric. For. Serv. Intermountain Forest and Range Experimental Station. Research Paper INT-275. 6 pp. Ogden, Utah.
152. Kang, B.T. y Sajjapongse, A. 1980. Effect of heating on properties of some soils from Southern Nigeria and growth of rice. Plant and Soil, 55: 85-95.
153. Kemper, W.D., Rosenau, R.C. y Dexter, A.R. 1987. Cohesion development in disrupted soils affected by clay and organic matter content and temperature. Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 860-867.
154. Kilgore, B.M. 1975. Restoring fire to national park wilderness. Am. For., 81: 16-19; 57-59.
155. Kilmer, V.J. y Alexander, L.T. 1949. Methods of making mechanical analyses. Soil Sci., 68: 15-24.
156. Kitur, B.K. y Frye, W.W. 1983. Effects of heating on soil chemical properties and growth and nutrient composition of corn and millet. Soil Sci. Soc. Am. J., 47: 91-94.
157. Klemmedson, J.O. 1994. New Mexican locust and parent material: Influence on forest floor and soil macronutrients. Soil Science Society American Journal, 58: 974-980.
158. Klopatek, J.M., Klopatek, C.C. y De Bano, L.F. 1990. Potential variation of nitrogen transformations in pinyon-juniper ecosystems resulting from burning. Biology and fertility of Soils, 10: 35-44.
159. Knight, H.A.W. 1966. Loss of Nitrogen from the forest floor by burning. Forest Chron., 42: 149-152.
160. Knighton, M.D. 1977. Hydrologic Response and Nutrient Concentrations Following Spring Burnings in an Oak-hickory Forest. Soil Sci. Soc. Am. J., 41: 627-632.
161. Kovacic, D.A., Swift, D.M., Ellis, J.E. y Hakonson, T.E.. 1986. Immediate effects of prescribed burning on mineral soil nitrogen in Ponderosa Pine of new Mexico. Soil Science, 141 (1): 71-76.
162. Krammes, J.S. y De Bano, L.F. 1965. Soil wettability: A neglected factor in watershed management. Water Resources Research, 1: 283-286.
163. Krige, D.G. 1981. Lognormal-de Wijsian geostatistics for ore evaluation. South African Institute of Mining and Metallurgy Monograph Series. Geostatistics 1. South Africa Institute of Mining and Metallurgy. Johannesburg, South Africa.
164. Kutiel, P. y Inbar, M. 1993. Fire impact on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. Catena, 20: 129-139.
165. Kutiel, P. y Kutiel, H. 1989. Effects of a wildfire on soil nutrients and vegetation in a Aleppo pine forest on Mount Carmel, Israel. Pirineos, 134: 59-74.
166. Kutiel, P. y Naveh, Z. 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. Plant and Soil, 104: 269-274.
167. Kutiel, P., Lavee, H., Segev, M. y Benyamini, Y. 1995. The effect of fire-induced surface heterogeneity on rainfall-runoff-erosion relationships in a eastern Mediterranean ecosystem, Israel. Catena, 25: 77-87.
168. Kutiel, P., Naveh, Z. y Kutiel, H. 1990. The effect of wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on Mount Carmel, Israel. En: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (Editores), Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and Northern perspectives. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 84-94.
169. Lavee, H. Kutiel, P. Benyamini, Y. y Segev, M. 1995. Rounness effect on runoff and erosion in a Mediterranean ecosystem as induced by fire. Geomorphology, 11: 227-234.
170. Le Houérou, H.N. 1981. Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. En: Mediterranean-Type shrublands. Ecosystems of the World 11. Editores: F. Di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 643 pp.
171. Legg, J.O. y Black, C.A. 1955. Determination of organic phosphorus in soils. II Ignition method. Soil Sci. Soc. Am. J, 19: 139-142.
172. Levesque, M. y Schnitzer, M. 1966. Effect of NaOH concentration on the extraction of organic matter and of major inorganic constituents from a soil. Can. J. Soil Sci. 46: 7-12.

173. Lewis, W.M. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology*, 55: 1120-1127.
174. Liebhold, A.M., Rossi, R.E. y Kemp, W.P. 1993. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Annu. Rev. Entomol.*, 38: 303-327.
175. Linères, M. 1977. Contribution de l'ion calcium à la stabilisation biologique de la matière organique des sold. Tesis Doctoral de Especialidad, Univ. Burdeos, 60 pp.
176. Little, S.N. y Ohmann, J.L. 1988. Estimating nitrogen lost from forest floor during prescribed fires in Douglas-Fir Western Hemlock clearcuts. *Forest Science*, 34: 152-164.
177. Lloyd, F.S. 1971. Effects of fire on the chemical status of herbaceous communities of the Derbyshire dales. *Journal of Ecology*, 59: 261-273.
178. Lloret, F. y López-Soria, L. 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4: 367-374.
179. Lloret, F. y López-Soria, L. 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4: 367-374.
180. Longstreth, D.J. y Patten, D.T. 1975. Conversion of chaparral to grass in central Arizona: Effects on selected ions in watershed runoff. *The American Midland Naturalist*, 93: 25-34.
181. López Valiente, C. 1997. Efecto de la intensidad de los incendios forestales sobre dos especies arbustivas rebrotadoras mediterráneas: *Rhamnus lycioides* L y *Globularia alypum* L. Memoria de Licenciatura. Universitat de València, Facultat de CC. Biològiques.
182. Malanson, G.P. 1984. Fire history and patterns of Venturan subassociations of California coastal scrub. *Vegetatio*, 57: 121-123.
183. Mallik, A.U., Gimingham, C.H. y Rahman, A.A. 1984. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity surface soil. *Journal of Ecology*, 72: 767-776.
184. Mallik, A.V.; 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: 767-76.
185. Marion, G.M., Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1991. Fire severity, ash deposition and clipping effect on soil nutrients in chaparral. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 235-240.
186. Martínez Gómez, M.V. 1990. Escorrentía y erosión hídrica producidas por tormentas erosivas en relación con diferentes modelos de consolidación del suelo (*Atriplex*, Pino) en ambiente arcilloso semiárido mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
187. Martínez, A. 1988. La reserva de agua útil de los suelos de Galicia. I. Relación con la textura y el contenido de materia orgánica. *Anal. Edafol. Agrobiol.*, 47: 561-572.
188. Martínez-Fernández, J. y Díaz-Pereira, E. 1994. Changes of the physical and chemical properties in a soil affected by forest fire in Sierra Larga (Murcia, Spain). En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 67-77.
189. Martínez-Fernández, J., López Bermúdez, F., Romero Díaz, M.A., Alonso Sarriá, F., Espinosa, V. Y Javaloy, A. 1991. El matorral semiárido del sureste de España. Aportación metodológica para su evaluación. *Studia Oecologica VIII*: 97-105.
190. Masson, H. 1948. La temperature du sol au cours d'un feu de brouse au Senegal. *Agr. Trop. Nogent*, 3: 194-212.
191. Matherton, G. 1971. The theory of regionalized variables and its applications. Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fontainebleau, Numéro 5. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, Paris, France.
192. McAdams, W.H. 1978. Transmisión de calor. 3ª Edición. Traducido al español McGraw-Hill de Mexico, S.A., de C.V. Mexico.
193. McArthur, A.G. y Cheney, N.P. 1966. The characterization of fires in relation to ecological studies. *Australian Forestry Research*, 2: 36-45.
194. McBratney, A.B., Webster, R., McLaren, R.G. y Spiers, R.B. 1982. Regional variation of extractable copper and cobalt in the topsoil of south-east Scotland. *Agronomie*, 2: 969-982.
195. McNabb, D.H. y Swanson, F.J. 1990. Effects of fire on soil erosion. En: J.D. Walstad, S.R. Radosevich and D.V. Sandberg (Editores), *Natural and Prescribed Fire in Pacific Northwest Forests*. University Press, Corvallis, Oregon, pp. 159-173.
196. McNabb, D.H., Gaweda, F. y Froehlich, H.A. 1989. Infiltration, water repellency and soil moisture content after broadcast burning a forest site in southwest Oregon. *J. Soil and Water Conserv.* 44: 87-90.

197. Miller, R.B., Stout, J.D. y Lee, K.E. 1955. Biological and chemical changes following scrub burning on a New Zealand hill soil. *N. Z. J. Sci. Techn.* 37B: 290-313.
198. Ministerial Conference on the protection of forests in Europe. 1993. Report on the follow-up of the Strasbourg Resolutions. Helsinki, 16-17 June 1993, pp 93-122. Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki.
199. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Subdirección del Patrimonio Forestal del Estado. 1905. Informe de la ordenación del Monte del Estado denominado PORTA COELI, nº 13 del catálogo de Utilidad Pública de esta Provincia y situado en el término municipal de Serra.
200. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Subdirección del Patrimonio Forestal del Estado. 1955. Informe de la 2ª revisión de la ordenación del Monte del Estado denominado PORTA COELI, nº 13 del catálogo de Utilidad Pública de esta Provincia y situado en el término municipal de Serra.
201. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Subdirección del Patrimonio Forestal del Estado. 1965. Informe de la 3ª revisión de la ordenación del Monte del Estado denominado PORTA COELI, nº 13 del catálogo de Utilidad Pública de esta Provincia y situado en el término municipal de Serra. Ingeniero Jefe: D: Miguel Franco Ferrer.
202. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Subdirección del Patrimonio Forestal del Estado. 1961. "Proyecto de Ordenación del Monte Denominado LA CONCORDIA" nº 87 del Catálogo de los de Utilidad Pública Pertenciente al Propio de Liria. Plano Especial Escala 1: 5000. Año 1961. Ingeniero D. Rafael Cal Casals
203. Minnich, R.A. 1983. Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science*, 219: 1287-1294.
204. Mitrakos, K. 1980. A theory for mediterranean plant life. *Acta Oecologia, Oecologia Plantarium* 1: 245-252.
205. Molina, M.J. y Llinares, J.V. 1998. Effects of fire intensity on the soil properties related to structure: organic matter, aggregate stability and water retention capacity. Paper presented at the International Workshop: Fire, Landscape and Dynamics in the Mediterranean Area. Banyuls-sur-Mer, France. September 1997. *Int. J. Wildland Fire*.
206. 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 and A. Calvo (Editores), *Soil degradation and desertification in Mediterranean environments*. Geoforma Ediciones, S.L. Logroño, Spain, pp. 145-163.
207. Molina, M.J., García-Fayos, P. y Sanroque, P. 1994. Short-term changes on aggregate stability and organic matter content after forest fires in a calcareous soil in Valencia (Spain). En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 43-52.
208. Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Oecol. Plant.* 10: 57-68.
209. Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1991. Fire intensity and herbivory effects on post-fire resprouting of *Adenostoma fasciculatum* in Southern California chaparral. *Oecologia*, 85: 429-433.
210. Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in southern California chaparral. En: J.M. Moreno y W.C. Oechel (editores): *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*, pp. 26-45. Ecological Studies, 107. Springer-Verlag. Nex York Inc.
211. Morgan, R.P.C. 1974. Estimating regional variations in soil erosion hazard in Peninsular Malaysia. *Malayan Nature Journal*, 28: 94-106.
212. Morgan, R.P.C. 1980. Soil erosion and conservation in Britain. *Processes in Physical Geography*, 4: 24-47.
213. Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa. Madrid. 343 pp.
214. Morin, J. y Benyamini, Y. 1977. Rainfall infiltration into bare soil. *Water Resource Research*, 13: 813-817.
215. Mroz, G.D., Jurgensen, M.F., Harvey, A.E. y Larsen, M.J. 1980. Effects of Fire on Nitrogen in Forest Floor Horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 395-400.
216. Mutch, R.W. 1970. Wildland fires and ecosystems – a hypothesis. *Ecology*, 51: 1046-1051.



217. Naveh, Z. 1974. The ecological management of non-arable Mediterranean uplands. *J. Of Env. Management*, 2: 351-371.
218. Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Veg.* 29 (3): 199-208.
219. Naveh, Z. 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and Landscapes. En: J.M. Moreno y W.C. Oechel (Editores): *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems. Ecological Studies, Vol., 107: 163-185.* Springer-Verlag, New York, Inc.
220. Naveh, Z. y Lieberman, A. 1994. *Landscape ecology – Theory and application (2ª edición).* Springer Verlag, Berlin, 360 pp.
221. Neal, J.L., Wright, E. y Bollen, W.B. 1965. Burning Douglas-fir slash: physical, chemical and microbial effects on the soil. Forest Research Laboratory. Oregon State University, For. Res. Lab. Res Pap. No 1, 32 pp.
222. Nishita, H. y Haug, M. 1972. Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Science*, 113: 422-430.
223. Nishita, H., Haug, R.M., Hamilton, M. y Alexander, G.V. 1970. Influence of soil heating on the growth and elemental composition of bean plants. *Soil Science*, 110: 61-70.
224. Norum, R. 1974. Smoke column height related to fire related to fire intensity. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-157. Intermt. For. And Range., Ogden, Utah.
225. Odland, J. 1988. *Spatial autocorrelation.* 85 pp. SAGE Publications Inc.
226. Olsen, S.R. y Dean, L.A. 1965. Phosphorus. En: C.A. Black (editor): *Methods of Soil Science.* Amer. Soc. of Agronomy, Madison, Wisc.
227. Papió, C. 1988. Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación del Garraf (barcelona). *Osiris*, 3: 87-103.
228. Peech, M. 1954. Determination of exchangeable cations and exchange capacity of soils. Rapid micromethods utilizing centrifuge and spectrophotometer. *Soil Sci.* 59: 25-38.
229. Pérez Cueva, A.J. 1994. *Atlas Climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990).* Colección 'Territori' Nº 4. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Trasports. Direcció General d'Urbanisme i Ordenació del Territori.
230. Pérez, B. Y Moreno, J.M. 1996. Spatial patterns of fuel and heat liberation during fire in a *Cytisus* shrubland in Sierra de Gredos, Spain. *Proceedings Workshop on Fire Ecology and the European Biota. Research Carried out under the Auspices of the European Commission.* Toledo (Spain).
231. Petersen, P.M. 1970. Danish fireplace fungi: an ecological investigation of fungi on burns. *Dan. Bot. Ark.* 27: 1-96.
232. Polglase, P.J., Attiwill, P.M. y Adams, M.A. 1986. Immobilization of soil nitrogen following wildfire in two eucalypt forests of south-eastern Australia. *Acta Oecologica. Oecol. Plant.* 7 (21), 3: 261-271.
233. Porta, J. 1986. *Técnicas y experimentos en edafología.* Col.legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya, Barcelona.
234. Porta, J., López-Acevedo, M. Roquero, C. 1994. *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente.* Ediciones Mundi Prensa. Madrid, 807 pp.
235. Prieto-Fernández, A., Villar, M.C. Carballas, M. y Carballas, T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the Nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biol. Biochem*, 25 (12): 1657-1664.
236. Primo, E. y Carrasco, J.M. 1973. *Química Agrícola I: Suelos y fertilizantes.* Ed. Alhambra. Madrid.
237. Pyne, S.J. 1984. *Introduction to Wildland Fire.* 455 pp. Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons, Inc. New York.
238. Quintana, J.R., Rubio, A., González Parra, J. y Moreno, J.M. 1996. Postfire nutrient spatial patterns and its relationship to prefire or during fire conditions in a *Cistus-Erica arborea* shrubland in central Spain. *Proceedings Workshop on Fire Ecology and the European Biota. Research Carried out under the Auspices of the European Commission.* Toledo (Spain).
239. Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil*, 51: 73-108.
240. Raison, R.J. y McGarity, J.W. 1980. Some effects of plant ash on the chemical properties of soils and aqueous suspensions. *Plant and Soil*, 55: 339-352.

241. Raison, R.J., Keith, H. y Khanna, P.K. 1990. Effects of fire on the nutrient-supplying capacity of forest soils. En: W.J. Dyck and C.A. Mees (Editores), Impact of intensive harvesting on forest site productivity. FRI, Rotorua, N.Z. pp. 39-54.
242. Raison, R.J., Khanna, P. y Woods, P. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. Canadian Journal of Forest Research, 15: 132-140.
243. Raison, R.J., O'Connell, A.M., Khanna, P.K. y Keith, H. 1993. Effects of repeated fires on nitrogen and phosphorous budgets and cycling processes in forest ecosystems. En: L. Trabaud y R. Prodon (editores): Fire in Mediterranean Ecosystems, pp. 347-363. Commission of the European Communities, Brussels.
244. Rao, P.S.C. y Wagenet, R.J. 1985. Spatial variability of pesticides in field soils: Methods for data analysis and consequences. Weed Sci., 33 (Suppl. 2): 18-24.
245. Rapp, A., Murray-Rust, D.H., Christiansson, C. y Berry, L. 1972. Soil erosion and sediment transport in the Morogoro River catchment. Geografiska Annaler, 54-A: 255-318.
246. Rapp, M. y Lossaint, P. 1981. Some aspects of mineral cycling in the Garrigue of southern France. En: F. di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht (editores): Ecosystems of the World. Vol. 11: Mediterranean-Type shrublands, pp. 289-307. Elsevier. Amsterdam.
247. Rashid, G.H. 1987. Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a mediterranean oak forest of Algeria. Plant and Soil, 103: 89-93.
248. Rasmussen, P.E., Rickman, R.W. y Douglas, C.L. 1986. Air and soil temperatures during spring burning of standing wheat stubble. Agron. J. 78: 261-263.
249. Reyna Doménech, S. 1987. Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana. Riesgo, evolución y líneas de actuación. Revista Valenciana d'Estudis Autònomicos.
250. Reynolds, J.F., Virginia, R.A. y Cornelius, J.M. 1990. Resource island formation associated with the desert shrubs, creosote bush (*Larrea tridentata*) and mesquite (*Prosopis glandulosa*) and its role in the stability of desert ecosystems: A simulation analysis. Suppl. Bull. Ecol. Soc. Am., 70 (2): 299-300.
251. Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agriculture Handbook 6.
252. Riha, S.J., James, B.R., Senesac, G.P. y Pallant, E. 1986. Spatial variability of soil pH and organic matter in forest plantations. Soil Science Society American Journal, 50: 1347-1352.
253. Ritcher, G. Y Negendank, J.F.W. 1977. Soil erosion processes and their measurement in the German area of the Moselle river. Earth Surface Processes, 2: 261-278.
254. Rivas-Martínez, S. 1981. Les étages bioclimatiques de la végétation de la Péninsule Ibérique. Anal. Jar. Bot., 37: 251-268.
255. Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. Madrid.
256. Rivoirard, J. 1994. Introduction to disjunctive kriging and non-linear geostatistics. Oxford Univ. Press, New York.
257. Robertson, G.P.: 1987. Geostatistics in ecology: Interpolating with known variance. Ecology, 68: 744-748.
258. Romanyà, J., Khanna, P.K. y Raison, R.J. 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. For. Ecol. Manage, 65: 89-103.
259. Rose, C.W. 1966. The physical environment of agriculture. En: Agricultural Physics. Pergamon Press, London,
260. Rothermel, R.C. y Deeming, J.E. 1980. Measuring and interpreting fire behaviour for correlation with fire effects. USDA Forest Service, General Technical Report, INT-93
261. Rozé, F. y Foregard, F. 1982. Evolution de la minéralisation de l'azote dans des sols de landes incendiées et non incendiées de la région de Paimpont (Bretagne, France).
262. Rubio, J.L. 1979. Inhibidores de la nitrificación. Rev. Agroquím. Tecnol. Aliment., 19 (4): 435-442.
263. Rubio, J.L. y Calvo, A. 1996. Mechanisms and processes of soil erosion by water in Mediterranean Spain. En: J.L. Rubio and A. Calvo (Editores), Soil degradation and desertification in Mediterranean environments. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 37-48.
264. Rubio, J.L. y Sanroque, P. 1990. Water erosion and desertification in Spanish Mediterranean Region. En: Strategies to combat desertification in Mediterranean Europe. Editores: J.L. Rubio y R.J. Rickson. Commission of the European Communities.
265. Rubio, J.L., Forteza, J., Andreu, V. y Cerni, R. 1993. Effect of forest fires on runoff and soil erosion. En: Proceedings of the International Workshop on Soil Erosion Processes on Steep

- Lands. Evaluation and Modelling. Editores: Pla Sentís, López Falcón y Lobo Luján. Mérida, Venezuela, Mayo 16-20, 1993.
266. Rubio, J.L., Forteza, J., Andreu, V. y Cerni, R. 1995. Soil erosion effects on burned areas. En: R. Fantechi, D. Peter, P. Balabanis y J.L. Rubio (Editores): desertification in a European context: Physical and socio-economic aspects. Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards Course. European Commission, Directorate-General Science, research and development, EUR 15415 EN, pp. 307-319. El Campello, Pueblo Acanilado (Alicante, España).
267. Rubio, J.L., Forteza, J., Andreu, V. y Cerni, R. 1997. Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: A case study (Valencia, Spain). *Soil Technology*, 11: 67-78.
268. Rundel, P. W. 1981. Structural and chemical components of flammability. En: H.A. Mooney, T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen, J.E. Iotan y W.A. Reiners (Editores): Fire regimes and ecosystem properties. Gen, Tech, Rep. WO-U.S. For. Serv. GTR-WO-2, pp. 183-207.
269. Rundel, P.W. 1983. Impact of Fire on Nutrient Cycles in Mediterranean-Type Ecosystems with Reference to Chaparral. En: F.J. Kruger, D.T. Mitchell and J.U.M. Jarvis (Editores), Mediterranean-Type Ecosystems. The Role of Nutrients. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 192-207.
270. Russell, J.D., Fraser, A.R., Watson, J.R. y Parsons, J.W. 1974. Thermal decomposition of protein in soil organic matter. *Geoderma*, 11: 63-66.
271. Sala, M. 1988. Humedad en el suelo. En: Métodos y técnicas para la medición en el campo de procesos geomorfológicos. Monografía nº 1, Sociedad Española de Geomorfología. Editores: M.Sala y F. Gallart. 103 pp.
272. Sampson, A.V. 1944. Plant succession on burned chaparral lands in northern California. *Univ. Calif. Agr. Expt. Stn. Bull*, 685: 144.
273. Sanroque, P. y Rubio, J.L. 1982. El suelo y los incendios forestales. Diputación de Valencia, Valencia, 63 pp.
274. Sanroque, P., Rubio, J.L. y Mansanet, J. 1985. Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de las zonas forestales de Valencia (España). *Rev. Écol. Biol. Sol*, 22: 131-147.
275. Savage, S.M. 1969. Contribution of some soil fungi to water repellency in soil materials. California,
276. Savage, S.M. 1974. Mechanism of fire-induced water repellency in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 38: 652-657.
277. Savage, S.M., Osborn, J., Letey, J. y Heaton, C. 1972. Substances contributing to fire-induced water repellency. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 674-678.
278. Schlesinger, W.H., Reynolds, J.F., Cunningham, G.N., Huennke, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A., Whitford, W.G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247: 1043-1048.
279. Schnitzer, M. y Hoffman, I. 1964. Pyrolysis of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28: 520-525.
280. Scholl, D.G. 1971. Soil wettability in Utah Juniper stands. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 344-345.
281. Sertsu, S.M. y Sánchez, P.A. 1978. Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 940-944.
282. Shaefer, R. 1973. Microbial activity under seasonal conditions of drought in Mediterranean climates. En: F. Di Castri and H.A. Money (Editores), Mediterranean-type ecosystems: Origin and Structure. Springer, Berlin, pp. 191-198.
283. Shakesby, A., Walsh, R.P.D. y Coelho, C. 1989. The impact of forest fire on soil erosion, Agueda Basin, Portugal: New developments in techniques and some provisional results. Second International Conference on Geomorphology, Frankfurt.
284. Shakesby, R.A., Coelho, C de O.A., Ferreira, A.D., Terry, J.P. y Walsh, R.P.D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in west Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 3: 95-110.
285. Sharrow, J.H. y Wright, H.A. 1977. Effects of fire, ash and litter on soil nitrate, temperature, moisture and Tobosagrass production in the Rolling Plains. *J. Range. Manag.*, 30: 266-270.
286. Shearer, R.C. 1975. Seedbed Characteristics in Western Larch Forests after prescribed Burns. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-167, Ogden, Utah.

287. Singh, B.R. y Kanehiro, Y. 1970. Changes in available nitrogen content of soils during storage. *J. Sci. Food Agric.* 21: 489-491.
288. Smith, D.W. 1970. Concentrations of soil nutrients before and after the fire. *Can. J. Soil Sci.* 50: 17-29.
289. Soil Survey Staff. 1951. *Soil Survey Manual*. U.S. Dept. of agriculture Handbook 18. Washington.
290. Soler, M. 1991. Pèrdua de sòl i de nutrients posterior a un incendi forestal. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona, 177 pp., Barcelona.
291. Soler, M., Sala, M. y Gallart, F. 1994. Post fire evolution of runoff and erosion during a eighteen month period. En: M. Sala and J.L. Rubio (Editores), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 149-161.
292. Soto, B. 1993. Influencia de los incendios forestales en la fertilidad y erosionabilidad de los suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago
293. Soto, B. Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *Int. J. Wildland Fire*, 1 (3): 147-152.
294. Soto, B. y Díaz-Fierros, F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. *Int. J. Wildland Fire* 3(4): 207-216.
295. 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 (editores): *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*, pp. 91-98. Geoforma Ediciones, Logroño.
296. Soto, B., Basanta, R., Pérez, R. y Díaz-Fierros, F. 1995. An experimental study of the influence of traditional slash-and-burn practices on soil erosion. *Catena*, 24: 13-23.
297. Soto, B., Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1990. Heat-induced degradation processes on forest soils. En: D.X. Viegas (Editor) *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra,
298. SPSS. 1993. *SPSS for Windows: Base System User's Guide*, Release 6.0. SPSS Inc, USA.
299. Stanners, D. y Bourdeau, Ph. 1995. *Europe's Environment. The DOBRIS Assesment*. Editado por D. Stanners y Ph, Bourdeau. European Environment Agency. Copenhagen.
300. Stark, N.M. 1977. Fire and nutrient cycling in a Douglas fir/larch forest. *Ecology*, 58: 16-30.
301. Stock, W.D. y Lewis, O.A.M. 1986. Soil Nitrogen and the role of Fire as a Mineralizing Agent in a South African Coastal Fynbos Ecosystem. *Journal of ecology*, 74, 317-328.
302. Susmel, L. 1973. *Sviluppi e problemi attuali del controllo degli incendi nella foresta mediterranea*. For. Res. Div. FAO, Roma, 92 pp.
303. Swanson, F.J. 1981. Fire and geomorphic processes. En: H.A. Mooney, T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen, J.E. Lotan and W.A. Reiners (Editores), U.S.D.A. Forest Service, pp. 421-444.
304. Tamés, C. 1949. Bosquejo del clima de la Península Ibérica, según la clasificación de Thornthwaite. Cuaderno n.º 108, Boletín 20, INIA.
305. Terry, J. P. y Shakesby, R.A. 1993. Soil hydrophobicity effects on rainsplash: simulated rainfall and photographic evidence. *Earth Surface Processes and Landforms*, 18: 519-525.
306. Terry, J.P. 1994. Soil loss from erosion plots of differing post-fire forest cover, Portugal. En: M. Sala y J.L. Rubio (editores): *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*, pp. 133-148. Geoforma Ediciones. Logroño.
307. Tiedemann, A.R. y Klemmedson, J.O. 1973. Effect of Mesquite on physical and chemical properties of the soil. *Journal of Range Management* 26(1), 27-29.
308. Tiedemann, A.R., Helvey, J.D. y Anderson, T.D. 1978. Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *Journal of Environmental Quality*, 7: 580-588.
309. Trabaud, L. 1979. Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chenes kermes a partir des temperatures et des vitesses de propagation. *Annales des Sciences forestières*, 36: 13-38.
310. Trabaud, L. 1981. Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation. En: *Mediterranean-Type shrublands. Ecosystems of the World 11*. Editores: F. Di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 643 pp.
311. Trabaud, L. 1983. The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. En: F.J. Kruger, D.T. Mitchell and J.U.M. Jarvis (Editores), *Mediterranean-Type Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 233-243.

312. Trabaud, L. 1989. Les feux de fôrets: Mécanismes, comportement et environnement. Aubervilliers, 278 pp.
313. Trabaud, L. y Lepart, J. 1980. Diversity and stability in *garrigue* ecosystems after fire. *Vegetation*, 43: 49-57.
314. Trabaud, L. y Lepart, J. 1981. Changes in the floristic composition of *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to diferents fires regimes. *Vegetatio*, 46: 105-116.
315. Trangmar, B.B., Yost, R.S. y Uehara, G. 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. En: N.C. Brady (editor): *Advances in Agronomy*, 38: 45-94.
316. Trollope, W.S.W. 1984. Fire in savanna. En: P.D. Booyesen and N.M. Tainton (Editores), *Ecological effects of fire in South African ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 199-218.
317. Turner, M.G. 1987. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New York.
318. Turner, M.G. y Romme, W.H. 1994. *Landscape dynamics in crown fire ecosystems*. *Landscape Ecology*,
319. Ubeda, X. Sala, M. y Imeson, A. 1990. Variaciones en la estabilidad y consistencia de un suelo forestal antes y después de ser sometido a un incendio. *Proceedings I Reunión Nacional de Geomorfología, Sociedad Española de Geomorfología*, pp. 677-685. (Teruel, España).
320. Ulery, A.L. y Graham, R.C. 1993. Forest Fire Effects on Soil Color and Texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 135-140.
321. UNECE/FAO. 1990. *Forest fire statistics 1985-1988*. UNECE and FAO, United Nations, New York.
322. Vaughan, D. y Malcom, R.E. (Editores). 1985. *Soil Organic Matter and Biological Activity*. Martinus Nijhoff/Junk Publishers. *Development in Plant and Soil Sciences*, Vol. 16.
323. Vauclin, M. Vieira, S.R., Vachaud, G. y Nielsen, D.R. 1983. The use of cokriging with limited field soil observations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 175-184.
324. Vega, J.A., Bará, S., Villanueva, M.A. y Alonso, M. 1983. Erosión después de un incendio forestal. Dpto. Forestal de Zonas Húmedas. INIA. Lourizán (Pontevedra).
325. Vélez, R. 1994. Coordination between researchers and managers to improve forest fire management. *Proceedings 2<sup>nd</sup> International Conference on Forest Fire Research*, Vol I, pp 41-47, Coimbra, Nov, 1994.
326. Viegas, D.X., Figueiredo, A.R., Costa, S. Y Borges, C.M. 1994. On the use of water containers for the evaluation of the heat release of a spreading fire. *Proceedings 2<sup>nd</sup> International conference on Forest Fire Research*, Vol., II, pp. 817-832. Coimbra, Portugal.
327. Vieira, S.R., Hatfield, J.L., Nielsen, D.R. y Biggar, J.W. 1983. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. *Hilgardia*, 51: 1-75.
328. Viro, P.J. 1974. Effects of forest fire on soil. En: T.T. Kozlowski and C.E. Ahlgren (Editores), *Fire and Ecosystems*. Academic Press,
329. Vogel, A.I. 1961. *A text-book of quantitative inorganic analysis including elementary instrumental analysis*, 3<sup>rd</sup> edition. John Wiley & Sons, Inc. New York, N.Y.
330. Walkley, A. y Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjaredd method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.
331. Weast, R.C. (Editor). 1980. *Handbook of chemistry and physics*, 60<sup>th</sup> ed. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.
332. Webster, R. 1985. *Quantitative Spatial Analysis of Soil in the Field*. *Advances in Soil Science*, Vol. 3, pp 1-70. Springer-Verlag, New York Inc.
333. Webster, R. y Olivier, M.A. 1990. *Statistical Methods in Soil Land Resource Survey*. 316 pp. Oxford Univ. Press, New York.
334. Wells, C.G. 1971. Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. *Proc. Prescribed Burning Symposium*. Southeast For. Exp. Sta. Asheville, NC, pp. 86-97.
335. Wells, C.G., Campbell, R.E., De Bano, L.F., Lewis, C.E., Predriksen, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C. y Dunn, P.H. 1979. Effects of fire on soil. *General Technical Report*. Department of Agriculture, Forest Service, U.S.A. pp. 1-33.
336. Wells, S.G. 1987. The effects of fire on the generation of debris flows in southern California. *Geological Society of America, Reviews in Engineering Geology*, 7: 105-114.
337. Wells, W.G. 1981. Some effects of bushfire on erosion processes in coastal Southern California. *International Association of Hydrological Sciences Publication 132*, Christchurch, N.Z. pp. 305-342.

338. Wells, W.G. 1984. Fire dominants sediment production in California chaparral. Proceedings of IV International Conference on Mediterranean Ecosystems. Nedlands (Australia).
339. Wells, W.G. 1987. Effects of fire on the generation of debris flows in sothern California. Geological Society of America. Reviews in Engineering Geology, Vol VII, 105-114.
340. West, N.E. 1981. Nutrient cycling in desert ecosystems. En: D.W. Goodall y R.A. Perry (Editores): Arid land ecosystems: structure, function and management, pp 301-324. Cambridge Univ. Press, Cambridge, England.
341. Whelan, R.J. 1997. The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge,UK, 346 pp.
342. White, E.M., Thompson, W.W. y Gartner, F.R. 1973. Heat effects on nutrient release from soils under Ponderosa Pine. J. Range Manag. 26: 22-24.
343. White, J.G., Welch, R.M. y Norvell, W.A. 1997. Soil Zinc Map of the USA using Geostatistics Information Systems. Soil Sci. Soc. Am. J., 61: 185-194.
344. White, P.S. y Pickett, S.T.A. 1985. Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. En: S.T.A. Pickett and P.S. White (Editores), The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, INC, San Diego, California, pp. 3-13.
345. White, W.D. y Wells, S.G. 1981. Geomorphic effects of the La Mesa Fire. The La Mesa Fire Symposium, Los Alamos National Laboratory LA-9236-NERP, pp. 73-90.
346. Whitford, W.G. 1986. Decomposition and nutrient cycling in deserts. En: W.G. Whitford (editor): Patterns and processes in desert ecosystems, pp 93-117. Univ. Of New Mexico Press, Albuquerque.
347. Wienhold. B.J. y Klemmedson, J.O. 1992. Effect of Prescribed Fire on Nitrogen and Phosphorus in Arizona Chaparral Soil-Plant Systems. Arid Soil research and rehabilitation, 6: 285-296.
348. Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transactions of the American Geophysical Union, 39: 285-291.
349. Wright, H.A. 1974. Range burning. J. Range Management, 27: 5-11.
350. Wright, H.A. y Bailey, A.W. 1982. Fire Ecology: United States and Southern Canada. Jonh Wiley & Sons, New York. 582 pp.
351. Wright, H.A., Churchill, F.M. y Stevens, W.C. 1976. Effect of prescribed burning on sediment, water yield and water quality from dozed juniper lands in Central Texas. J. Range. Manag., 29(4): 294-298.
352. Wright, R.F. 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in north-eastern Minnesota. Ecology, 57: 649-663.
353. WWF. 1992. Forests in trouble: a review of the status of temperate forests worldwide. Gland, Switzerland.
354. Yost, R.S., Uehara, G. y Fox, R.L. 1982a. Geostatistical Analysis of Soil Chemical Properties of Large Land Areas. I. Semi-variogram. Soil Sci. Soc. Am. J., 46: 1028-1032.
355. Yost, R.S., Uehara, G. y Fox, R.L. 1982b. Geostatistical Analysis of Soil Chemical Properties of Large Land Areas. II. Kriging. Soil Sci. Soc. Am. J., 46: 1033-1037.
356. Young, R.S. y Gollledge, A. 1948. Composition of woodland soils and wood ash in northern Rhodesia. Emp. J. Expt. Agric. 16: 76-78.
357. Zhou, D. y Ripley, E.A. 1997. Environmental changes following burning in a Songnen grassland, China. Journal of Arid Environments, 36: 53-65.
358. Zinke, P.J. 1962. The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology* 43, No.1, 130-133.
359. Zohar, Y. Midani, E. Kutiel, P. y Israeli, A. 1992. Prescribed burning as a tool in forest management. En: A. Gasith, A. Adin y Y. Steninberger (Editores): Environmental Quality and Ecosystem Stability. Proceeding of the Fifth International Conference of The Israel Society for Ecology and Environmental Quality Sciences, Jerusalem, Vol V/B, pp. 779-787.



## VII. ANEXOS

ANEXO 1. ANOVA de las propiedades del suelo antes de las quemas en las parcelas de la estación de La Concordia

ANEXO 2. ANOVA de las propiedades del suelo antes de las quemas en la estación de La Concordia. Agrupación de las parcelas en bloques de tratamiento de fuego

ANEXO 3. Regresión múltiple para las variables del suelo estudiadas en la experiencia de mufla

ANEXO 4. ANOVA y Test de Tukey para la variable temperatura en La Concordia. Pinturas termosensibles.

ANEXO 5. ANOVA para las variables porcentaje de agua evaporada y temperatura calculada

ANEXO 6. ANOVA para las muestras de cenizas

ANEXO 7. ANOVA variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo en La Concordia. Factores considerados: Tratamiento de fuego, microentorno (U: Ulex, R: Rosmarinus, B: Suelo desnudo); muestreo (antes del fuego e inmediatamente después)

ANEXO 8. ANOVA variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo en Porta-Coeli antes del fuego e inmediatamente después

ANEXO 9. MANOVA variaciones temporales de las propiedades químicas del suelo en La Concordia. Factores considerados: Tratamiento de fuego, microentorno (U: Ulex, R: Rosmarinus, B: Suelo desnudo); muestreos

ANEXO 10. EROSION HÍDRICA. ESTACIÓN EXPERIMENTAL LA CONCORDIA

Anexo10.1. Valores medios de los parámetros erosivos considerados en función del tratamiento de intensidad de fuego

Anexo 10.2. ANOVAs y Test de Tukey de los parámetros erosivos para cada uno de los rangos de  $I_{30}$

Anexo 10.3. MANOVAs de los parámetros erosivos para los episodios de lluvia agrupados en función de la  $I_{30}$

ANEXO 11. ANOVAs de los parámetros erosivos para cada uno de los rangos de  $I_{30}$  en las parcelas de Porta-Coeli





ANEXO 1. ANOVA de las propiedades del suelo antes de las quemas en las parcelas de la estación de La Concordia

ANEXO 2. ANOVA de las propiedades del suelo antes de las quemas en la estación de La Concordia. Agrupación de las parcelas en bloques de tratamiento de fuego



## ANEXO 1

Cuadro resumen del análisis de la varianza de las propiedades del suelo en la estación experimental de La Concordia.

	Origen de la varianza	Suma de cuadrados	G.L.	Cuadrados medios	F experimental	F Tablas (95%)
Arcilla	Parcela	126.116	8	15.764	2.39	2.13
	Posición ladera	17.895	3	5.965	0.61	2.79
	Microentorno	17.283	2	8.642	1.31	3.18
	Posición x micro.	15.340	6	2.556	0.39	2.29
	Varianza residual	342.635	52	6.589		
E.E.	Parcela	490.895	8	61.361	2.16	2.13
	Posición ladera	45.216	3	15.072	0.53	2.79
	Microentorno	717.759	2	358.879	12.62	3.18
	Posición x micro.	62.978	6	15.496	0.55	2.29
	Varianza residual	1478.423	52	28.431		
pH	Parcela	0.292	8	0.036	3.90	2.13
	Posición ladera	0.052	3	0.017	1.86	2.79
	Microentorno	0.510	2	0.255	27.19	3.18
	Posición x micro.	0.063	6	0.010	1.12	2.29
	Varianza residual	0.488	52	0.009		
C.E.	Parcela	1.376	8	0.172	1.28	2.13
	Posición ladera	0.331	3	0.110	0.82	2.79
	Microentorno	4.506	2	2.253	16.79	3.18
	Posición x micro.	1.107	6	0.184	1.38	2.29
	Varianza residual	6.980	52	0.134		
M.O.	Parcela	81.426	8	10.178	2.47	2.13
	Posición ladera	28.410	3	9.470	2.29	2.79
	Microentorno	155.545	2	77.772	18.84	3.18
	Posición x micro.	85.476	6	14.246	3.45	2.29
	Varianza residual	214.623	52	4.127		
CO <sub>3</sub> Ca	Parcela	972.505	8	121.563	6.22	2.13
	Posición ladera	43.912	3	14.603	0.75	2.79
	Microentorno	683.758	2	341.879	17.50	3.18
	Posición x micro	292.085	6	48.681	2.49	2.29
	Varianza residual	292.085	52	19.541		

	Origen de la varianza	Suma de cuadrados	G.L.	Cuadrados medios	F experimental	F Tablas (95%)
N total	Parcela	0.192	8	0.024	3.49	2.13
	Posición ladera	0.0659	3	0.022	3.18	2.79
	Microentorno	0.318	2	0.159	23.10	3.18
	Posición x micro	0.150	6	0.025	3.62	2.29
	Varianza residual	0.359	52	0.007		
N mineral	Parcela	16.465	8	2.058	2.65	2.13
	Posición ladera	4.867	3	1.622	2.09	2.79
	Microentorno	5.959	2	2.979	3.83	3.18
	Posición x micro	10.043	6	1.673	2.15	2.29
	Varianza residual	40.416	52	0.777		
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Parcela	4.237	8	0.529	6.22	2.13
	Posición ladera	0.089	3	0.029	0.35	2.79
	Microentorno	0.033	2	0.016	0.20	3.18
	Posición x micro	0.672	6	0.112	1.32	2.29
	Varianza residual	4.427	52	0.085		
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Parcela	4.057	8	0.507	1.63	2.13
	Posición ladera	0.817	3	0.272	0.87	2.79
	Microentorno	0.142	2	0.071	0.23	3.18
	Posición x micro	1.518	6	0.253	0.81	2.29
	Varianza residual	16.218	52	0.311		
ClC	Parcela	741.145	8	92.643	1.68	2.13
	Posición ladera	568.23	3	189.411	3.43	2.79
	Microentorno	1254.116	2	627.058	11.36	3.18
	Posición x micro	575.341	6	95.890	1.74	2.29
	Varianza residual	2869.917	52	55.190		
Ca	Parcela	663.381	8	82.922	1.67	2.13
	Posición ladera	545.186	3	181.728	3.66	2.79
	Microentorno	907.539	2	453.769	9.13	3.18
	Posición x micro	526.263	6	87.710	1.76	2.29
	Varianza residual	2584.130	52	49.694		
Mg	Parcela	22.472	8	2.809	5.76	2.13
	Posición ladera	0.389	3	0.129	0.27	2.79
	Microentorno	27.639	2	13.819	28.35	3.18
	Posición x micro	3.279	6	0.546	1.12	2.29
	Error residual	25.349	52	0.487		
Na	Parcela	5.489	8	0.686	15.79	2.13
	Posición ladera	0.048	3	0.016	0.37	2.79
	Microentorno	0.012	2	0.006	0.14	3.18
	Posición x micro	0.275	6	0.045	1.06	2.29
	Varianza residual	2.259	52	0.043		
K	Parcela	1.662	8	0.207	1.98	2.13
	Posición ladera	0.045	3	0.015	0.15	2.79
	Microentorno	3.006	2	1.503	14.29	3.18
	Posición x micro	0.847	6	0.142	1.34	2.29
	Varianza residual	5.471	52	0.105		

ANEXO 2

Cuadro resumen del análisis de la varianza de las propiedades del suelo en la estación experimental de La Concordia. Agrupamiento de las parcelas en bloques.

	Origen de la varianza	Suma de cuadrados	G.L.	Cuadrados medios	F experimental	Nivel sig. (95%)
Arcilla	Tratamiento	22.845	2	11.423	1.585	0.213
	Microentorno	19.692	2	9.846	1.366	0.262
	Posición ladera	10.892	3	3.631	0.504	0.681
	Varianza residual	461.29	64	7.207		
E.E.	Tratamiento	40.123	2	20.062	0.624	0.539
	Microentorno	826.04	2	413.02	12.838	0.000
	Posición ladera	86.136	3	28.712	0.892	0.450
	Varianza residual	2058.9	64	32.171		
pH	Tratamiento	0.009	2	0.004	0.368	0.694
	Microentorno	0.716	2	0.358	28.89	0.000
	Posición ladera	0.091	3	0.031	2.462	0.071
	Varianza residual	0.794	64	0.012		
C.E.	Tratamiento	0.296	2	0.148	1.042	0.358
	Microentorno	5.936	2	2.968	20.89	0.000
	Posición ladera	0.147	3	0.049	0.343	0.792
	Varianza residual	9.094	64	0.142		
M.O.	Tratamiento	3.378	2	1.689	0.289	0.750
	Microentorno	216.04	2	108.02	18.461	0.000
	Posición ladera	30.91	3	10.302	1.761	0.164
	Varianza residual	374.48	64	5.851		
CO <sub>3</sub> Ca	Tratamiento	3.449	2	1.725	0.050	0.952
	Microentorno	764.30	2	382.15	10.973	0.000
	Posición ladera	13.807	3	4.602	0.132	0.941
	Varianza residual	2228.93	64	34.827		

ANEXO 2 (Continuación)

	Origen de la varianza	Suma de cuadrados	G.L.	Cuadrados medios	F experimental	Nivel sig. (95%)
N total	Tratamiento	0.009	2	0.005	0.472	0.626
	Microentorno	0.363	2	0.181	17.373	0.000
	Posición ladera	0.025	3	0.008	0.823	0.486
	Varianza residual	0.669	64	0.104		
N mineral	Tratamiento	0.507	2	0.253	0.259	0.773
	Microentorno	1.998	2	0.999	1.019	0.367
	Posición ladera	5.870	3	1.957	1.995	0.124
	Varianza residual	62.760	64	0.981		
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Tratamiento	1.975	2	0.987	8.108	0.001
	Microentorno	0.029	2	0.015	0.123	0.885
	Posición ladera	0.136	3	0.045	0.373	0.773
	Varianza residual	7.793	64	0.122		
P asimilable	Tratamiento	0.605	2	0.303	0.940	0.396
	Microentorno	0.459	2	0.229	0.713	0.494
	Posición ladera	2.170	3	0.723	2.246	0.091
	Varianza residual	20.617	64	0.322		
CIC	Tratamiento	50.706	2	25.353	0.400	0.672
	Microentorno	1231.9	2	615.95	9.709	0.000
	Posición ladera	247.46	3	82.486	1.300	0.282
	Varianza residual	4060.34	64	63.443		
Ca <sup>2+</sup> <sub>i</sub>	Tratamiento	49.592	2	24.796	0.430	0.652
	Microentorno	859.76	2	429.88	7.463	0.001
	Posición ladera	243.55	3	81.184	1.409	0.248
	Varianza residual	3686.71	64	57.605		
Mg <sup>2+</sup> <sub>i</sub>	Tratamiento	0.322	2	0.161	0.201	0.818
	Microentorno	32.81	2	16.41	20.446	0.000
	Posición ladera	0.354	3	0.118	0.147	0.931
	Error residual	51.36	64	0.802		
Na <sup>+</sup> <sub>i</sub>	Tratamiento	0.047	2	0.023	0.173	0.841
	Microentorno	0.005	2	0.003	0.022	0.978
	Posición ladera	0.094	3	0.031	0.232	0.874
	Varianza residual	8.678	64	0.135		
K <sub>i</sub>	Tratamiento	0.161	2	0.081	0.647	0.527
	Microentorno	4.554	2	2.277	18.213	0.000
	Posición ladera	0.151	3	0.050	0.403	0.751
	Varianza residual	8.002	64	0.125		

### ANEXO 3. Regresión múltiple para las variables del suelo estudiadas en la experiencia de mufla



\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. CARBONAT Carbonatos  
 Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT FOSFORO MO N-AMONIA N-MINERAL NITRATOS N-TOTAL CIC

Variable(s) Entered on Step Number 1.. TEMPERAT Temperatura

Multiple R	.39412	Analysis of Variance			
R Square	.15533		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.13697	Regression	1	3091.95630	3091.95630
Standard Error	19.11863	Residual	46	16814.00730	365.52190
		F =	8.45902	Signif F =	.0056

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
 Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	TEMPERAT
TEMPERAT	8.036E-05

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.026072	.008964	-.044115	-.008028	-.394117	-2.908	.0056
(Constant)	65.382587	4.713248	55.895311	74.869863		13.872	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
F_SFORO	.498421	.445037	.673424	3.334	.0017
MO	-1.236734	-.751418	.311816	-7.639	.0000
N_AMONIA	.054714	.054961	.852293	.369	.7137
N_MINERA	-.019957	-.017996	.686811	-.121	.9044
NITRATOS	-.229800	-.208769	.697141	-1.432	.1590
N_TOTAL	-1.432818	-.629622	.163104	-5.437	.0000
CIC	-1.111875	-.401950	.110388	-2.945	.0051

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. MO

Multiple R	.79514	Analysis of Variance			
R Square	.63225		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.61591	Regression	2	12585.63734	6292.81867
Standard Error	12.75437	Residual	45	7320.32625	162.67392
		F =	38.68364	Signif F =	.0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
 Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	TEMPERAT	MO
TEMPERAT	1.147E-04	.82957
MO	.00576	.42088

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.093940	.010709	-.115510	-.072371	-1.420072	-8.772	.0000
MO	-4.956083	.648754	-6.262742	-3.649425	-1.236734	-7.639	.0000
(Constant)	117.252411	7.482501	102.181880	132.322942		15.670	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
F_SFORO	.184722	.228041	.259506	1.554	.1274
N_AMONIA	.076484	.116388	.298828	.777	.4411
N_MINERA	.037450	.051058	.282710	.339	.7361
NITRATOS	-.144064	-.197246	.288842	-1.335	.1889
N_TOTAL	.179439	.060079	.041225	.399	.6916
CIC	.769634	.294544	.053862	2.044	.0469

\*\*\*\*\*



Variable(s) Entered on Step Number 3.. CIC

Multiple R	.81496	Analysis of Variance			
R Square	.66416		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.64126	Regression	3	13220.72284	4406.90761
Standard Error	12.32628	Residual	44	6685.24075	151.93729

F = 29.00478 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	TEMPERAT	MO	CIC
TEMPERAT	3.230E-04	-.25129	.81752
MO	-.00405	.80565	-.71559
CIC	.01262	-.55190	.73833

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.063902	.017972	-.100122 - .027683	-.965997	-3.556	.0009
MO	-6.269253	.897581	-8.078208 -4.460298	-1.564420	-6.985	.0000
CIC	1.756744	.859260	.025019 3.488468	.769634	2.044	.0469
(Constant)	80.168794	19.526723	40.815269 119.522319		4.106	.0002

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
F_SFORO	.171780	.221554	.053689	1.490	.1436
N_AMONIA	.076996	.122606	.053861	.810	.4223
N_MINERA	.060229	.085475	.053296	.563	.5767
NITRATOS	-.091633	-.126175	.049752	-.834	.4089
N_TOTAL	.157966	.055328	.041200	.363	.7181

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. F\_SFORO Fösforo

Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT MO N\_AMONIA N\_MINERA NITRATOS N\_TOTAL CIC CARBONAT

Variable(s) Entered on Step Number 1.. MO

Multiple R	.66176	Analysis of Variance			
R Square	.43793		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.42571	Regression	1	887.33411	887.33411
Standard Error	4.97576	Residual	46	1138.87609	24.75818

F = 35.84004 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	MO
MO	.01997

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
MO	-.846086	.141329	-1.130565 - .561606	-.661761	-5.987	.0000
(Constant)	14.531363	.971468	12.575900 16.486826		14.958	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.072134	.053727	.311816	.361	.7198
N_AMONIA	.390338	.490789	.888588	3.779	.0005
N_MINERA	.329462	.381575	.753948	2.769	.0081
NITRATOS	-.291830	-.335798	.744199	-2.391	.0210
N_TOTAL	1.001731	.401217	.090167	2.938	.0052
CIC	-.021220	-.011406	.162401	-.077	.9393
CARBONAT	.071834	.095650	.996556	.645	.5225

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. MO

Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT N\_AMONIA N\_MINERA NITRATOS N\_TOTAL CIC CARBONAT F\_SFORO

Variable(s) Entered on Step Number 1.. N\_TOTAL N total

		Analysis of Variance			
Multiple R	.95385	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.90983	1	1127.76918	1127.76918	
Adjusted R Square	.90787	46	111.76515	2.42968	
Standard Error	1.55874				
F = 464.16419		Signif F = .0000			

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL
N_TOTAL	1.58202

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	27.098246	1.257782	24.566462 29.630030	.953852	21.544	.0000
(Constant)	-1.101771	.348379	-1.803022 -.400521		-3.163	.0028

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.263845	.354860	.163104	2.546	.0144
N_AMONIA	-.150555	-.441879	.776716	-3.304	.0019
N_MINERA	-.177957	-.459246	.600492	-3.468	.0012
NITRATOS	.012255	.034840	.728690	.234	.8162
CIC	.115326	.123364	.103174	.834	.4087
CARBONAT	-.182619	-.603253	.983910	-5.074	.0000
F_SFORO	-.206132	-.577382	.707428	-4.744	.0000

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. N\_AMONIA N amoniactal

		Analysis of Variance			
Multiple R	.75718	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.57332	2	1161.65940	580.82970	
Adjusted R Square	.55435	45	864.55080	19.21224	
Standard Error	4.38318				
F = 30.23227		Signif F = .0000			

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	MO	N_AMONIA
MO	.01744	-.33378
N_AMONIA	-.00950	.04648

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
MO	-1.012664	.132072	-1.278670 -.746658	-.792050	-7.668	.0000
N_AMONIA	.814667	.215594	.380439 1.248895	.390338	3.779	.0005
(Constant)	13.302579	.915473	11.458721 15.146437		14.531	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.215598	.180427	.298828	1.217	.2302
N_MINERA	-.563644	-.260124	.090878	-1.787	.0808
NITRATOS	-.202659	-.260124	.624966	-1.787	.0808
N_TOTAL	.475405	.183292	.063426	1.237	.2227
CIC	-.177045	-.107722	.157960	-.719	.4761
CARBONAT	-.014193	-.021102	.841035	-.140	.8893

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. CARBONAT Carbonatos

		Analysis of Variance			
Multiple R	.97090	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.94265	2	1168.44205	584.22102	
Adjusted R Square	.94010	Residual	45	71.09229	
Standard Error	1.25691			1.57983	

F = 369.80025 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	CARBONAT
N_TOTAL	1.04548	-.12685
CARBONAT	-.00116	8.066E-05

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	27.756339	1.022488	25.696941	29.815736	.977016	27.146	.0000
CARBONAT	-.045570	.008981	-.063660	-.027481	-.182619	-5.074	.0000
(Constant)	1.232148	.538978	.146591	2.317705		2.286	.0270

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	-.091669	-.111278	.084514	-.743	.4616
N_AMONIA	-.121096	-.440033	.757315	-3.250	.0022
N_MINERA	-.143325	-.457420	.584182	-3.412	.0014
NITRATOS	.009905	.035305	.719188	.234	.8158
CIC	.410584	.503636	.086297	3.867	.0004
F_SFORO	-.167635	-.575026	.672188	-4.662	.0000

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 3.. F\_SFORO Fosforo

		Analysis of Variance			
Multiple R	.98062	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.96161	3	1191.94905	397.31635	
Adjusted R Square	.95899	Residual	44	47.58528	
Standard Error	1.03994			1.08148	

F = 367.38079 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	CARBONAT	F_SFORO
N_TOTAL	1.04759	-.22319	.56287
CARBONAT	-.00174	5.788E-05	-.21459
F_SFORO	.01620	-4.592E-05	7.909E-04

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	25.070439	1.023518	23.007673	27.133204	.882473	24.494	.0000
CARBONAT	-.037959	.007608	-.053292	-.022625	-.152115	-4.989	.0000
F_SFORO	-.131115	.028123	-.187794	-.074437	-.167635	-4.662	.0000
(Constant)	2.778845	.555808	1.658687	3.899003		5.000	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.224427	.281792	.060523	1.926	.0607
N_AMONIA	-.056161	-.216229	.402752	-1.452	.1537
N_MINERA	-.087413	-.315327	.354765	-2.179	.0349
NITRATOS	-.060758	-.244530	.575957	-1.654	.1055
CIC	.235383	.305930	.064850	2.107	.0410

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 4.. N\_MINERA N mineral

		Analysis of Variance			
Multiple R	.98256	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.96543	4	1196.68051	299.17013	
Adjusted R Square	.96221	Residual	43	.99660	
Standard Error	.99830	Regression	4		

F = 300.19056 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	CARBONAT	F_SFORO	N_MINERA
N_TOTAL	1.82912	-.10117	.63968	-.68719
CARBONAT	-.00100	5.376E-05	-.16425	-.08782
F_SFORO	.02526	-3.516E-05	8.523E-04	-.38060
N_MINERA	-.05729	-3.969E-05	-6.849E-04	.00380

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_MINERA	-.134315	.061643	-.258630 - .009999	-.087413	-2.179	.0349
N_TOTAL	27.095469	1.352449	24.367994 29.822943	.953754	20.034	.0000
CARBONAT	-.036556	.007332	-.051342 - .021770	-.146494	-4.986	.0000
F_SFORO	-.106905	.029194	-.165780 - .048029	-.136681	-3.662	.0007
(Constant)	2.455965	.553746	1.339229 3.572701		4.435	.0001

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.238603	.315241	.060348	2.153	.0371
N_AMONIA	.124758	.198465	.076803	1.312	.1965
NITRATOS	-.047655	-.198465	.351472	-1.312	.1965
CIC	.181305	.238193	.059580	1.589	.1195

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 5.. TEMPERAT Temperatura

		Analysis of Variance			
Multiple R	.98431	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.96886	5	1200.93918	240.18784	
Adjusted R Square	.96516	Residual	42	.91893	
Standard Error	.95861	Regression	5		

F = 261.37707 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	CARBONAT	F_SFORO	N_MINERA	TEMPERAT
N_TOTAL	7.84112	.66245	-.17584	-.36582	.88595
CARBONAT	.02090	1.270E-04	-.47229	-.09672	.78082
F_SFORO	-.01584	-1.712E-04	.00103	-.30490	-.49032
N_MINERA	-.06072	-6.461E-05	-5.814E-04	.00351	-.05371
TEMPERAT	.00454	1.610E-05	-2.886E-05	-5.825E-06	3.347E-06

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	.003939	.001830	2.46407E-04 .007631	.238603	2.153	.0371
N_MINERA	-.141168	.059278	-.260796 - .021540	-.091873	-2.381	.0219
N_TOTAL	32.436110	2.800199	26.785079 38.087141	1.141743	11.583	.0000
CARBONAT	-.017614	.011269	-.040355 .005127	-.070586	-1.563	.1255
F_SFORO	-.140857	.032165	-.205769 - .075944	-.180090	-4.379	.0001
(Constant)	-.997511	1.690037	-4.408144 2.413122		-5.90	.5582

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
N_AMONIA	.097864	.162281	.059057	1.053	.2985
NITRATOS	-.037382	-.162281	.059057	-1.053	.2985
CIC	.269581	.358281	.045762	2.457	.0183

\*\*\*\*\*

Variable(s) Removed on Step Number 6.. CARBONAT Carbonatos

Multiple R	.98339	Analysis of Variance			
R Square	.96705		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.96399	Regression	4	1198.69404	299.67351
Standard Error	.97456	Residual	43	40.84029	.94977

F = 315.52077 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	F_SFORO	N_MINERA	TEMPERAT
N_TOTAL	4.54781	.20753	-.40471	.78780
F_SFORO	.01276	8.308E-04	-.39961	-.22073
N_MINERA	-.05177	-6.909E-04	.00360	.03508
TEMPERAT	.00195	-7.393E-06	2.445E-06	1.350E-06

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	.006172	.001162	.003828 .008515	.373875	5.311	.0000
N_MINERA	-.150130	.059982	-.271095 -.029164	-.097705	-2.503	.0162
N_TOTAL	35.335598	2.132559	31.034884 39.636313	1.243804	16.570	.0000
F_SFORO	-.164602	.028824	-.222731 -.106473	-.210449	-5.711	.0000
(Constant)	-3.237083	.911193	-5.074679 -1.399487		-3.553	.0009

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
N_AMONIA	.086205	.139371	.075886	.912	.3669
NITRATOS	-.032928	-.139371	.135690	-.912	.3669
CIC	.221871	.292866	.057407	1.985	.0537
CARBONAT	-.070586	-.234464	.060348	-1.563	.1255

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. N\_AMONIA N amoniacal

Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT NITRATOS N\_TOTAL CIC CARBONAT F\_SFORO MO

Variable(s) Entered on Step Number 1.. N\_TOTAL N total

Multiple R	.47253	Analysis of Variance			
R Square	.22328		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.20640	Regression	1	103.86330	103.86330
Standard Error	2.80256	Residual	46	361.29927	7.85433

F = 13.22370 Signif F = .0007

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL
N_TOTAL	5.11413

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	8.223603	2.261443	3.671554 12.775652	.472529	3.636	.0007
(Constant)	.715719	.626372	-.545103 1.976541		1.143	.2591

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.293996	.134723	.163104	.912	.3666
NITRATOS	-.368782	-.357198	.728690	-2.565	.0137
CIC	-.767552	-.279745	.103174	-1.955	.0569
CARBONAT	.140423	.158046	.983910	1.074	.2887
F_SFORO	.539355	.514736	.707428	4.027	.0002
MO	-1.296914	-.441879	.090167	-3.304	.0019

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. F\_SFORO Fósforo

		Analysis of Variance			
		DF	Sum of Squares	Mean Square	
Multiple R	.65504				
R Square	.42908				
Adjusted R Square	.40370	Regression	2	199.59065	99.79533
Standard Error	2.42932	Residual	45	265.57193	5.90160

F = 16.90988 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	F_SFORO
N_TOTAL	5.43187	.54090
F_SFORO	.08089	.00412

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	13.300800	2.330637	8.606656 17.994945	.764266	5.707	.0000
F_SFORO	.258425	.064165	.129189 .387661	.539355	4.027	.0002
(Constant)	-3.101157	1.092223	-5.301007 -.901308		-2.839	.0068

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	.042725	.022248	.154801	.148	.8833
NITRATOS	-.196676	-.205868	.607285	-1.395	.1699
CIC	-.299750	-.118955	.089913	-.795	.4311
CARBONAT	.044322	.056829	.672188	.378	.7076
MO	-.636988	-.206685	.060108	-1.401	.1682

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. NITRATOS

Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT N\_TOTAL CIC CARBONAT F\_SFORO MO N\_AMONIA

Variable(s) Entered on Step Number 1.. F\_SFORO Fósforo

		Analysis of Variance			
		DF	Sum of Squares	Mean Square	
Multiple R	.55188				
R Square	.30457				
Adjusted R Square	.28945	Regression	1	20.67137	20.67137
Standard Error	1.01296	Residual	46	47.19977	1.02608

F = 20.14592 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	F_SFORO
F_SFORO	5.064E-04

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
F_SFORO	-.101005	.022503	-.146302 -.055708	-.551877	-4.488	.0000
(Constant)	1.882016	.280067	1.318270 2.445761		6.720	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	-.348882	-.343317	.673424	-2.452	.0181
N_TOTAL	.314329	.317028	.707428	2.242	.0299
CIC	.239515	.227789	.629006	1.569	.1236
CARBONAT	.119082	.141923	.987807	.962	.3413
MO	.250069	.224817	.562072	1.548	.1287
N_AMONIA	.047674	.056713	.984133	.381	.7050

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. TEMPERAT Temperatura

Multiple R	.62172	Analysis of Variance			
R Square	.38654		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.35927	Regression	2	26.23466	13.11733
Standard Error	.96190	Residual	45	41.63648	.92526

F = 14.17699 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	F_SFORO	TEMPERAT
F_SFORO	6.781E-04	-.57147
TEMPERAT	-8.179E-06	3.020E-07

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.001348	5.4959E-04	-.002455	-2.40708E-04	-.348882	-2.452	.0181
F_SFORO	-.064515	.026040	-.116963	-.012067	-.352501	-2.478	.0171
(Constant)	2.069105	.276679	1.511845	2.626366		7.478	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
N_TOTAL	.067904	.034961	.154801	.232	.8176
CIC	-.552598	-.226532	.103093	-1.543	.1301
CARBONAT	-.061836	-.064978	.461793	-.432	.6679
MO	-.065224	-.042422	.259506	-.282	.7795
N_AMONIA	-.166359	-.174495	.461846	-1.176	.2461

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1 Dependent Variable.. N\_TOTAL N total

Block Number 1. Method: Stepwise Criteria PIN .0500 POUT .1000

TEMPERAT CIC CARBONAT F\_SFORO MO N\_AMONIA NITRATOS N\_MINERA

Variable(s) Entered on Step Number 1.. MO

Multiple R	.95385	Analysis of Variance			
R Square	.90983		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.90787	Regression	1	1.39733	1.39733
Standard Error	.05487	Residual	46	.13848	.00301

F = 464.16419 Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	MO
MO	2.429E-06

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
MO	.033575	.001558	.030438	.036712	.953852	21.544	.0000
(Constant)	.056060	.010712	.034498	.077623		5.233	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	-.396178	-.736744	.311816	-7.309	.0000
CIC	.455906	.611850	.162401	5.189	.0000
CARBONAT	.183458	.609906	.996556	5.163	.0000
F_SFORO	.160697	.401217	.562072	2.938	.0052
N_AMONIA	.173476	.544586	.888588	4.356	.0001
NITRATOS	.051663	.148422	.744199	1.007	.3194
N_MINERA	.210786	.609522	.753948	5.158	.0000

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. TEMPERAT Temperatura

Multiple R	.97917	Analysis of Variance			
R Square	.95877		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.95694	Regression	2	1.47250	.73625
Standard Error	.03751	Residual	45	.06331	.00141
		F =	523.28299	Signif F =	.0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	MO	TEMPERAT
MO	3.640E-06	.82957
TEMPERAT	4.985E-08	9.919E-10

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-2.30203E-04	3.1495E-05	-2.93637E-04 -1.66768E-04	-.396178	-7.309	.0000
MO	.022007	.001908	.018164 .025849	.625195	11.534	.0000
(Constant)	.207733	.022006	.163412 .252055		9.440	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CIC	.021448	.024516	.053862	.163	.8715
CARBONAT	.020116	.060079	.115065	.399	.6916
F_SFORO	.177062	.652847	.259506	5.717	.0000
N_AMONIA	.131036	.595555	.298828	4.918	.0000
NITRATOS	-.019374	-.079225	.288842	-5.527	.0007
N_MINERA	.146632	.597089	.282710	4.937	.0000

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 3.. F\_SFORO F6sforo

Multiple R	.98810	Analysis of Variance			
R Square	.97635		DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.97473	Regression	3	1.49948	.49983
Standard Error	.02873	Residual	44	.03633	.00083
		F =	605.36737	Signif F =	.0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	MO	TEMPERAT	F_SFORO
MO	2.567E-06	.73369	.40959
TEMPERAT	2.840E-08	5.838E-10	-.05373
F_SFORO	5.595E-07	-1.107E-09	7.271E-07

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-2.37624E-04	2.4162E-05	-2.86319E-04 -1.88929E-04	-.408951	-9.835	.0000
F_SFORO	.004875	8.5269E-04	.003156 .006593	.177062	5.717	.0000
MO	.025758	.001602	.022529 .028987	.731772	16.077	.0000
(Constant)	.141786	.020426	.100620 .182953		6.941	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CIC	-.010882	-.016394	.053689	-.108	.9149
CARBONAT	-.031362	-.120397	.109771	-.795	.4308
N_AMONIA	.077806	.400649	.241159	2.867	.0064
NITRATOS	.038259	.194662	.259039	1.301	.2001
N_MINERA	.096416	.470712	.243319	3.498	.0011

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 4.. N\_MINERA N mineralai



Multiple R	.99075	Analysis of Variance			
R Square	.98159	Regression	DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.97987	Residual	4	1.50753	.37688
Standard Error	.02564		43	.02828	.00066

F = 573.06175      Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
 Below Diagonal: Covariance    Above: Correlation

	MO	TEMPERAT	F_SFORO	N_MINERA
MO	2.181E-06	.57643	.46473	-.24975
TEMPERAT	1.962E-08	5.313E-10	-.19350	.35322
F_SFORO	5.751E-07	-3.737E-09	7.022E-07	-.41858
N_MINERA	-5.497E-07	1.214E-08	-5.228E-07	2.222E-06

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-2.09140E-04	2.3050E-05	-2.55625E-04	-1.62656E-04	-.359930	-9.073	.0000
F_SFORO	.003648	8.3795E-04	.001958	.005338	.132491	4.353	.0001
MO	.024468	.001477	.021490	.027446	.695116	16.570	.0000
N_MINERA	.005215	.001491	.002209	.008221	.096416	3.498	.0011
(Constant)	.131619	.018460	.094390	.168848		7.130	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CIC	.033241	.056209	.052650	.365	.7171
CARBONAT	-.025269	-.109813	.102565	-.716	.4780
N_AMONIA	-.052387	-.112911	.076891	-.736	.4655
NITRATOS	.020011	.112911	.241155	.736	.4655

End Block Number 1    PIN = .050 Limits reached.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Equation Number 1    Dependent Variable..    CIC

Block Number 1. Method: Stepwise    Criteria    PIN .0500    POUT .1000

TEMPERAT CARBONAT F\_SFORO MO    N\_AMONIA NITRATOS N\_MINERA N\_TOTAL

Variable(s) Entered on Step Number 1..    N\_TOTAL    N total

Multiple R	.94701	Analysis of Variance			
R Square	.89683	Regression	DF	Sum of Squares	Mean Square
Adjusted R Square	.89458	Residual	1	3426.44163	3426.44163
Standard Error	2.92735		46	394.19162	8.56938

F = 399.84695      Signif F = .0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
 Below Diagonal: Covariance    Above: Correlation

	N_TOTAL
N_TOTAL	5.57971

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
N_TOTAL	47.233784	2.362141	42.479041	51.988528	.947009	19.996	.0000
(Constant)	7.292326	.654263	5.975363	8.609290		11.146	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
TEMPERAT	-.471172	-.592415	.163104	-4.933	.0000
CARBONAT	.130973	.404458	.983910	2.967	.0048
F_SFORO	-.136914	-.358512	.707428	-2.576	.0133
MO	.131963	.123364	.090167	.834	.4087
N_AMONIA	-.101957	-.279745	.776716	-1.955	.0569
NITRATOS	-.008882	-.023605	.728690	-.158	.8749
N_MINERA	-.128010	-.308825	.600492	-2.178	.0347

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 2.. TEMPERAT Temperatura

		Analysis of Variance			
Multiple R	.96594				
R Square	.93304	DF	Sum of Squares	Mean Square	
Adjusted R Square	.93006	Regression	2	3564.78514	1782.39257
Standard Error	2.38443	Residual	45	255.84811	5.68551
		F =	313.49720	Signif F =	.0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	TEMPERAT
N_TOTAL	22.69690	.91482
TEMPERAT	.01206	7.663E-06

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.013655	.002768	-.019231	-.008080	-.471172	-4.933	.0000
N_TOTAL	25.735020	4.764126	16.139577	35.330463	.515972	5.402	.0000
(Constant)	17.659272	2.168145	13.292403	22.026140		8.145	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CARBONAT	-.004227	-.011664	.084514	-.077	.9387
F_SFORO	-.090473	-.286477	.154801	-1.983	.0536
MO	.408249	.442894	.041225	3.277	.0021
N_AMONIA	-.074216	-.250452	.145943	-1.716	.0932
NITRATOS	-.059334	-.191189	.155626	-1.292	.2031
N_MINERA	-.113822	-.340243	.142102	-2.400	.0207

\*\*\*\*\*

Variable(s) Entered on Step Number 3.. MO

		Analysis of Variance			
Multiple R	.97271	DF	Sum of Squares	Mean Square	
R Square	.94617	Regression	3	3614.97112	1204.99037
Adjusted R Square	.94250	Residual	44	205.66212	4.67414
Standard Error	2.16198	F =	257.79942	Signif F =	.0000

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	N_TOTAL	TEMPERAT	MO
N_TOTAL	73.82463	.73674	-.86443
TEMPERAT	.01699	7.208E-06	-.35486
MO	-1.62464	-2.084E-04	.04785

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce	Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.016777	.002685	-.022188	-.011366	-.578886	-6.249	.0000
MO	.716744	.218738	.275907	1.157580	.408249	3.277	.0021
N_TOTAL	1.397688	8.592126	-15.918604	18.713980	.028023	.163	.8715
(Constant)	20.818947	2.189627	16.406044	25.231851		9.508	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CARBONAT	.112567	.293690	.041076	2.015	.0502
F_SFORO	.021902	.053534	.023655	.352	.7269
N_AMONIA	-.006720	-.021471	.026603	-.141	.8887
NITRATOS	-.077150	-.275224	.040966	-1.877	.0673
N_MINERA	-.051103	-.146084	.026528	-.968	.3383

\*\*\*\*\*

Variable(s) Removed on Step Number 4.. N\_TOTAL N total

		Analysis of Variance			
Multiple R	.97270	Regression	DF	Sum of Squares	Mean Square
R Square	.94614	2		3614.84744	1807.42372
Adjusted R Square	.94374	Residual	45	205.78581	4.57302
Standard Error	2.13846	F = 395.23652 Signif F = .0000			

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	TEMPERAT	MO
TEMPERAT	3.224E-06	.82957
MO	1.620E-04	.01183

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.017099	.001796	-.020715 -.013482	-.589988	-9.523	.0000
MO	.747502	.108773	.528421 .966583	.425769	6.872	.0000
(Constant)	21.109294	1.254554	18.582493 23.636095		16.826	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
CARBONAT	.112724	.294544	.115065	2.044	.0469
F_SFORO	.017529	.056544	.259506	.376	.7090
N_AMONIA	-6.645E-04	-.002642	.298828	-.018	.9861
NITRATOS	-.077209	-.276219	.288842	-1.906	.0631
N_MINERA	-.028775	-.102511	.282710	-.684	.4978
N_TOTAL	.028023	.024516	.041225	.163	.8715

\* \* \* \* \*

Variable(s) Entered on Step Number 5.. CARBONAT Carbonatos

		Analysis of Variance			
Multiple R	.97510	Regression	DF	Sum of Squares	Mean Square
R Square	.95081	3		3632.70068	1210.90023
Adjusted R Square	.94746	Residual	44	187.93256	4.27119
Standard Error	2.06669	F = 283.50387 Signif F = .0000			

Var-Covar Matrix of Regression Coefficients (B)  
Below Diagonal: Covariance Above: Correlation

	TEMPERAT	MO	CARBONAT
TEMPERAT	8.160E-06	.92940	.79434
MO	4.230E-04	.02538	.75142
CARBONAT	5.481E-05	.00289	5.835E-04

----- Variables in the Equation -----

Variable	B	SE B	95% Confdnce Intrvl B	Beta	T	Sig T
TEMPERAT	-.012459	.002857	-.018217 -.006702	-.429912	-4.362	.0001
CARBONAT	.049385	.024155	7.03333E-04 .098066	.112724	2.044	.0469
MO	.992257	.159319	.671172 1.313343	.565179	6.228	.0000
(Constant)	15.318806	3.080853	9.109755 21.527856		4.972	.0000

----- Variables not in the Equation -----

Variable	Beta In	Partial	Min Toler	T	Sig T
F_SFORO	-.003474	-.011418	.109771	-.075	.9407
N_AMONIA	-.009414	-.038902	.114929	-.255	.7997
NITRATOS	-.063438	-.232821	.103481	-1.570	.1238
N_MINERA	-.033083	-.123168	.112381	-.814	.4202
N_TOTAL	.007824	.007150	.041076	.047	.9628

End Block Number 1 PIN = .050 Limits reached.

\* \* \* \* MULTIPLE REGRESSION \* \* \* \*

N of Cases = 48

Correlation, 1-tailed Sig:

	CARBONAT	TEMPERAT	FOSFORO	MO	N-AMONIA	N-MINERAL	NITRATOS	N-TOTAL	CIC
CARBONAT	1.000	-.394 .003	.110 .227	-.059 .346	.198 .089	.207 .079	.057 .351	.127 .195	.249 .044
TEMPERAT	-.394 .003	1.000	.571 .000	-.830 .000	-.384 .003	-.560 .000	-.550 .000	-.915 .000	-.943 .000
FOSFORO	.110 .227	.571 .000	1.000	-.662 .000	.126 .197	-.080 .295	-.552 .000	-.541 .000	-.609 .000
MO	-.059 .346	-.830 .000	-.662 .000	1.000	.334 .010	.496 .000	.506 .000	.954 .000	.915 .000
N-AMONIA	.198 .089	-.384 .003	.126 .197	.334 .010	1.000	.933 .000	-.023 .439	.473 .000	.368 .005
N-MINERAL	.207 .079	-.560 .000	-.080 .295	.496 .000	.933 .000	1.000	.338 .009	.632 .000	.522 .000
NITRATOS	.057 .351	-.550 .000	-.552 .000	.506 .000	-.023 .439	.338 .009	1.000	.521 .000	.487 .000
N-TOTAL	.127 .195	-.915 .000	-.541 .000	.954 .000	.473 .000	.632 .000	.521 .000	1.000	.947 .000
CIC	.249 .044	-.943 .000	-.609 .000	.915 .000	.368 .005	.522 .000	.487 .000	.947 .000	1.000

\* \* \* \* MULTIPLE REGRESSION \* \* \* \*

Correlation, 1-tailed Sig:

	FOSFORO	TEMPERAT	MO	N-AMONIA	N-MINERA	NITRATOS	N-TOTAL	CIC	CARBONAT
FOSFORO	1.000	.571 .000	-.662 .000	.126 .197	-.080 .295	-.552 .000	-.541 .000	-.609 .000	.110 .227
TEMPERAT	.571 .000	1.000	-.830 .000	-.384 .003	-.560 .000	-.550 .000	-.915 .000	-.943 .000	-.394 .003
MO	-.662 .000	-.830 .000	1.000	.334 .010	.496 .000	.506 .000	.954 .000	.915 .000	-.059 .346
N-AMONIA	.126 .197	-.384 .003	.334 .010	1.000	.933 .000	-.023 .439	.473 .000	.368 .005	.198 .089
N-MINERA	-.080 .295	-.560 .000	.496 .000	.933 .000	1.000	.338 .009	.632 .000	.522 .000	.207 .079
NITRATOS	-.552 .000	-.550 .000	.506 .000	-.023 .439	.338 .009	1.000	.521 .000	.487 .000	.057 .351
N-TOTAL	-.541 .000	-.915 .000	.954 .000	.473 .000	.632 .000	.521 .000	1.000	.947 .000	.127 .195
CIC	-.609 .000	-.943 .000	.915 .000	.368 .005	.522 .000	.487 .000	.947 .000	1.000	.249 .044
CARBONAT	.110 .227	-.394 .003	-.059 .346	.198 .089	.207 .079	.057 .351	.127 .195	.249 .044	1.000

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Correlation, 1-tailed Sig:

	MO	TEMPERAT	N-AMONIA	N-MINERA	NITRATOS	N-TOTAL	CIC	CARBONAT	FOSFORO
MO	1.000 .000	-.830 .000	.334 .010	.496 .000	.506 .000	.954 .000	.915 .000	-.059 .346	-.662 .000
TEMPERAT	-.830 .000	1.000 .000	-.384 .003	-.560 .000	-.550 .000	-.915 .000	-.943 .000	-.394 .003	.571 .000
N-AMONIA	.334 .010	-.384 .003	1.000 .000	.933 .000	-.023 .439	.473 .000	.368 .005	.198 .089	.126 .197
N-MINERA	.496 .000	-.560 .000	.933 .000	1.000 .000	.338 .009	.632 .000	.522 .000	.207 .079	-.080 .295
NITRATOS	.506 .000	-.550 .000	-.023 .439	.338 .009	1.000 .000	.521 .000	.487 .000	.057 .351	-.552 .000
N-TOTAL	.954 .000	-.915 .000	.473 .000	.632 .000	.521 .000	1.000 .000	.947 .000	.127 .195	-.541 .000
CIC	.915 .000	-.943 .000	.368 .005	.522 .000	.487 .000	.947 .000	1.000 .000	.249 .044	-.609 .000
CARBONAT	-.059 .346	-.394 .003	.198 .089	.207 .079	.057 .351	.127 .195	.249 .044	1.000 .000	.110 .227
FOSFORO	-.662 .000	.571 .000	.126 .197	-.080 .295	-.552 .000	-.541 .000	-.609 .000	.110 .227	1.000 .000

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Correlation, 1-tailed Sig:

	N_AMONIA	TEMPERAT	NITRATOS	N_TOTAL	CIC	CARBONAT	F_SFORO	MO
N_AMONIA	1.000 .000	-.384 .003	-.023 .439	.473 .000	.368 .005	.198 .089	.126 .197	.334 .010
TEMPERAT	-.384 .003	1.000 .000	-.550 .000	-.915 .000	-.943 .000	-.394 .003	.571 .000	-.830 .000
NITRATOS	-.023 .439	-.550 .000	1.000 .000	.521 .000	.487 .000	.057 .351	-.552 .000	.506 .000
N_TOTAL	.473 .000	-.915 .000	.521 .000	1.000 .000	.947 .000	.127 .195	-.541 .000	.954 .000
CIC	.368 .005	-.943 .000	.487 .000	.947 .000	1.000 .000	.249 .044	-.609 .000	.915 .000
CARBONAT	.198 .089	-.394 .003	.057 .351	.127 .195	.249 .044	1.000 .000	.110 .227	-.059 .346
F_SFORO	.126 .197	.571 .000	-.552 .000	-.541 .000	-.609 .000	.110 .227	1.000 .000	-.662 .000
MO	.334 .010	-.830 .000	.506 .000	.954 .000	.915 .000	-.059 .346	-.662 .000	1.000 .000

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Correlation, 1-tailed Sig:

	NITRATOS	TEMPERAT	N_TOTAL	CIC	CARBONAT	F_SFORO	MO	N_AMONIA
NITRATOS	1.000	-.550	.521	.487	.057	-.552	.506	-.023
	.000	.000	.000	.000	.351	.000	.000	.439
TEMPERAT	-.550	1.000	-.915	-.943	-.394	.571	-.830	-.384
	.000	.000	.000	.000	.003	.000	.000	.003
N_TOTAL	.521	-.915	1.000	.947	.127	-.541	.954	.473
	.000	.000	.000	.000	.195	.000	.000	.000
CIC	.487	-.943	.947	1.000	.249	-.609	.915	.368
	.000	.000	.000	.000	.044	.000	.000	.005
CARBONAT	.057	-.394	.127	.249	1.000	.110	-.059	.198
	.351	.003	.195	.044	.000	.227	.346	.089
F_SFORO	-.552	.571	-.541	-.609	.110	1.000	-.662	.126
	.000	.000	.000	.000	.227	.000	.000	.197
MO	.506	-.830	.954	.915	-.059	-.662	1.000	.334
	.000	.000	.000	.000	.346	.000	.000	.010
N_AMONIA	-.023	-.384	.473	.368	.198	.126	.334	1.000
	.439	.003	.000	.005	.089	.197	.010	.000

ANEXO 4. ANOVA y Test de Tukey para la variable temperatura en la producción de Punturas de arañas.

\*\*\*\*\* MULTIPLE REGRESSION \*\*\*\*\*

Correlation, 1-tailed Sig:

	N_TOTAL	TEMPERAT	CIC	CARBONAT	F_SFORO	MO	N_AMONIA	NITRATOS	N_MINERA
N_TOTAL	1.000	-.915	.947	.127	-.541	.954	.473	.521	.632
	.000	.000	.000	.195	.000	.000	.000	.000	.000
TEMPERAT	-.915	1.000	-.943	-.394	.571	-.830	-.384	-.550	-.560
	.000	.000	.000	.003	.000	.000	.003	.000	.000
CIC	.947	-.943	1.000	.249	-.609	.915	.368	.487	.522
	.000	.000	.000	.044	.000	.000	.005	.000	.000
CARBONAT	.127	-.394	.249	1.000	.110	-.059	.198	.057	.207
	.195	.003	.044	.000	.227	.346	.089	.351	.079
F_SFORO	-.541	.571	-.609	.110	1.000	-.662	.126	-.552	-.080
	.000	.000	.000	.227	.000	.000	.197	.000	.295
MO	.954	-.830	.915	-.059	-.662	1.000	.334	.506	.496
	.000	.000	.000	.346	.000	.000	.010	.000	.000
N_AMONIA	.473	-.384	.368	.198	.126	.334	1.000	-.023	.933
	.000	.003	.005	.089	.197	.010	.000	.439	.000
NITRATOS	.521	-.550	.487	.057	-.552	.506	-.023	1.000	.338
	.000	.000	.000	.351	.000	.000	.439	.000	.009
N_MINERA	.632	-.560	.522	.207	-.080	.496	.933	.338	1.000
	.000	.000	.000	.079	.295	.000	.000	.009	.000

\* \* \* \* MULTIPLE REGRESSION \* \* \* \*

Correlation, 1-tailed Sig:

	CIC	TEMPERAT	CARBONAT	F_SFORO	MO	N_AMONIA	NITRATOS	N_MINERA	N_TOTAL
CIC	1.000 .000	-.943 .000	.249 .044	-.609 .000	.915 .000	.368 .005	.487 .000	.522 .000	.947 .000
TEMPERAT	-.943 .000	1.000 .000	-.394 .003	.571 .000	-.830 .000	-.384 .003	-.550 .000	-.560 .000	-.915 .000
CARBONAT	.249 .044	-.394 .003	1.000 .000	.110 .227	-.059 .346	.198 .089	.057 .351	.207 .079	.127 .195
F_SFORO	-.609 .000	.571 .000	.110 .227	1.000 .000	-.662 .000	.126 .197	-.552 .000	-.080 .295	-.541 .000
MO	.915 .000	-.830 .000	-.059 .346	-.662 .000	1.000 .000	.334 .010	.506 .000	.496 .000	.954 .000
N_AMONIA	.368 .005	-.384 .003	.198 .089	.126 .197	.334 .010	1.000 .000	-.023 .439	.933 .000	.473 .000
NITRATOS	.487 .000	-.550 .000	.057 .351	-.552 .000	.506 .000	-.023 .439	1.000 .000	.338 .009	.521 .000
N_MINERA	.522 .000	-.560 .000	.207 .079	-.080 .295	.496 .000	.933 .000	.338 .009	1.000 .000	.632 .000
N_TOTAL	.947 .000	-.915 .000	.127 .195	-.541 .000	.954 .000	.473 .000	.521 .000	.632 .000	1.000 .000

**ANEXO 4. ANOVA y Test de Tukey para la variable temperatura en La Concordia. Pinturas termosensibles.**





ANEXO 4 . ANOVA de un factor y Test de Tukey para la variable Temperatura  
 medida con las pinturas termosensibles en las parcelas de La Concordia

----- O N E W A Y -----

Variable TPINT  
 By Variable PARCELA

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	5	4925492.560	985098.5121	77.0822	.0000
Within Groups	474	6057643.138	12779.8378		
Total	479	10983135.70			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
9.7658	5	474	.000

----- O N E W A Y -----

Variable TPINT  
 By Variable PARCELA

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

The difference between two means is significant if  
 $|\text{MEAN}(J) - \text{MEAN}(I)| \geq 79.9370 * \text{RANGE} * \text{SQRT}(1/N(I) + 1/N(J))$   
 with the following value(s) for RANGE: 4.05

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	PARCELA	7	6	2	1	8	4
217.5375	Grp 7						
239.4625	Grp 6						
239.9000	Grp 2						
417.7875	Grp 1	*	*	*			
434.9125	Grp 8	*	*	*	*		
448.0875	Grp 4	*	*	*	*	*	

Homogeneous Subsets (highest and lowest means are not significantly different)

Subset 1

Group	Grp 7	Grp 6	Grp 2
Mean	217.5375	239.4625	239.9000

Subset 2

Group	Grp 1	Grp 8	Grp 4
Mean	417.7875	434.9125	448.0875

ANEXO 4 . ANOVA de un factor y Test de Tukey para la variable Temperatura transformada a ln en las parcelas de La Concordia

----- O N E W A Y -----

Variable LNTPINT  
By Variable PARCELA

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	5	48.0056	9.6011	89.4668	.0000
Within Groups	474	50.8673	.1073		
Total	479	98.8730			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.7886	5	474	.558

----- O N E W A Y -----

Variable LNTPINT  
By Variable PARCELA

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

The difference between two means is significant if  
 $MEAN(J) - MEAN(I) \geq .2316 * RANGE * \sqrt{1/N(I) + 1/N(J)}$   
 with the following value(s) for RANGE: 4.05

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	PARCELA	G G G G G G	r r r r r r	p p p p p p
5.3289	Grp 7			
5.4231	Grp 2			
5.4233	Grp 6			
5.9922	Grp 1		*	*
6.0114	Grp 8		*	*
6.0562	Grp 4		*	*

Homogeneous Subsets (highest and lowest means are not significantly different)

Subset 1

Group	Grp 7	Grp 2	Grp 6
Mean	5.3289	5.4231	5.4233

Subset 2

Group	Grp 1	Grp 8	Grp 4
Mean	5.9922	6.0114	6.0562

ANEXO 5. ANOVA para las variables porcentaje de agua evaporada y temperatura calculada



ANEXO 5. ANOVA para las variables: porcentaje de agua evaporada y temperatura calculada a partir de este porcentaje

----- O N E W A Y -----

Variable PORCENTAJE EVAPORACION  
By Variable TRATAMIENTO

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	8872.9592	8872.9592	67.2077	.0000
Within Groups	118	15578.7129	132.0230		
Total	119	24451.6721			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
37.5092	1	118	.000

----- O N E W A Y -----

Variable LN PORCENTAJE EVAPORACION  
By Variable TRATAMIENTO

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	129.2666	129.2666	239.8977	.0000
Within Groups	118	63.5832	.5388		
Total	119	192.8497			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0927	1	118	.761

----- O N E W A Y -----

Variable TEMPERATURA  
By Variable TRATAMIENTO

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	799639.7107	799639.7107	241.4772	.0000
Within Groups	118	390751.0699	3311.4497		
Total	119	1190390.781			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.1209	1	118	.729



## ANEXO 6. ANOVA para las muestras de cenizas





ANEXO 6. ANALISIS DE LA VARIANZA PARA LAS MUESTRAS DE CENIZAS

EFFECT .. TRATAM BY URB

Univariate F-tests with (2,18) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
PH	1.87694	6.00468	.93847	.33359	2.81322	.086
LNCE	.24799	1.81215	.12399	.10067	1.23161	.315
LNMO	.17564	1.03530	.08782	.05752	1.52686	.244
NH4	2.84069	21.79833	1.42034	1.21102	1.17285	.332
NO3	.43787	3.12472	.21893	.17360	1.26117	.307
NTOT	.00456	.16516	.00228	.00918	.24838	.783
LNFOSF	.37466	3.10277	.18733	.17238	1.08676	.358
LNNA	.11499	2.86872	.05750	.15937	.36077	.702
K	917.77607	5212.82982	458.88804	289.60166	1.58455	.232
CA	40.58091	219.29630	20.29046	12.18313	1.66546	.217
LNMG	.34261	2.04161	.17131	.11342	1.51033	.248

EFFECT .. URB

Univariate F-tests with (2,18) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
PH	.86349	6.00468	.43175	.33359	1.29423	.298
LNCE	.13639	1.81215	.06820	.10067	.67739	.520
LNMO	.22164	1.03530	.11082	.05752	1.92674	.174
NH4	1.75815	21.79833	.87908	1.21102	.72590	.498
NO3	.00712	3.12472	.00356	.17360	.02050	.980
NTOT	.05399	.16516	.02700	.00918	2.94228	.078
LNFOSF	.03689	3.10277	.01844	.17238	.10699	.899
LNNA	.02424	2.86872	.01212	.15937	.07606	.927
K	868.44014	5212.82982	434.22007	289.60166	1.49937	.250
CA	60.78755	219.29630	30.39377	12.18313	2.49474	.111
LNMG	.02096	2.04161	.01048	.11342	.09239	.912

EFFECT .. TRATAM

Univariate F-tests with (1,18) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
PH	3.12360	6.00468	3.12360	.33359	9.36350	.007
LNCE	2.72783	1.81215	2.72783	.10067	27.09543	.000
LNMO	1.65510	1.03530	1.65510	.05752	28.77593	.000
NH4	13.76454	21.79833	13.76454	1.21102	11.36609	.003
NO3	.45938	3.12472	.45938	.17360	2.64623	.121
NTOT	.04423	.16516	.04423	.00918	4.82006	.041
LNFOSF	1.82051	3.10277	1.82051	.17238	10.56126	.004
LNNA	1.44593	2.86872	1.44593	.15937	9.07264	.007
K	7835.72248	5212.82982	7835.72248	289.60166	27.05690	.000
CA	153.34411	219.29630	153.34411	12.18313	12.58660	.002
LNMG	6.57633	2.04161	6.57633	.11342	57.98067	.000

(1) URB define el microentorno. U: Ulex sp., R: Rosmarinus sp. y B: suelo desnudo

(2) Las variables Conductividad Eléctrica, Materia orgánica, Fósforo, Na y Mg han sido transformadas a ln debido a que su varianza no es homogénea



ANEXO 7. ANOVA variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo en La Concordia. Factores considerados: Tratamiento de fuego, microentorno (U: Ulex, R: Rosmarinus, B: Suelo desnudo); muestreo (antes del fuego e inmediatamente después)



\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

pH agua

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. PHH2OAF

Cochrans C(2,9) = .26505, P = .766 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .77155, P = .628

Variable .. PHH2ODF

Cochrans C(2,9) = .32601, P = .383 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.63383, P = .115

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.76	18	.04		
TRATM	.15	2	.07	1.71	.209
URB	.26	2	.13	3.10	.070
TRATM BY URB	.04	4	.01	.22	.926

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.24	18	.01		
MUESTREO	.03	1	.03	2.53	.129
TRATM BY MUESTREO	.06	2	.03	2.10	.151
URB BY MUESTREO	.05	2	.02	1.81	.192
TRATM BY URB BY MUES TREO	.11	4	.03	2.00	.138

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

pH KCl

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. PHKCLAF

Cochrans C(2,9) = .30082, P = .514 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .93703, P = .486

Variable .. PHKCLDF

Cochrans C(2,9) = .22971, P = 1.000 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.02366, P = .418

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.24	18	.01		
TRATM	.04	2	.02	1.62	.226
URB	.01	2	.00	.21	.811
TRATM BY URB	.02	4	.01	.45	.771

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.23	18	.01		
MUESTREO	.23	1	.23	18.19	.000
TRATM BY MUESTREO	.19	2	.09	7.41	.004
URB BY MUESTREO	.01	2	.01	.48	.626
TRATM BY URB BY MUES TREO	.14	4	.04	2.83	.055

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Conductividad eléctrica

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. CEAF

Cochrans C(2,9) = .62830, P = .003 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 2.23948, P = .025

Variable .. CEDF

Cochrans C(2,9) = .47645, P = .051 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.57122, P = .133

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	3.21	18	.18		
TRATM	14.02	2	7.01	39.35	.000
URB	5.56	2	2.78	15.60	.000
TRATM BY URB	3.35	4	.84	4.70	.009

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	7.65	18	.43		
MUESTREO	17.23	1	17.23	40.53	.000
TRATM BY MUESTREO	11.85	2	5.92	13.94	.000
URB BY MUESTREO	1.27	2	.64	1.50	.250
TRATM BY URB BY MUES	.74	4	.18	.43	.782
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Carbonatos totales

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. CO3TOTAF

Cochrans C(2,9) = .36113, P = .250 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .95434, P = .472

Variable .. CO3TOTDF

Cochrans C(2,9) = .33614, P = .339 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.13386, P = .340

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	646.76	18	35.93		
TRATM	16.44	2	8.22	.23	.798
URB	171.29	2	85.65	2.38	.121
TRATM BY URB	23.84	4	5.96	.17	.953

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	34.34	18	1.91		
MUESTREO	.10	1	.10	.05	.822
TRATM BY MUESTREO	2.13	2	1.07	.56	.582
URB BY MUESTREO	18.01	2	9.00	4.72	.023
TRATM BY URB BY MUES	13.89	4	3.47	1.82	.169
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Materia orgánica

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. MOAF

Cochrans C(2,9) = .36368, P = .242 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.29456, P = .246

Variable .. MODF

Cochrans C(2,9) = .36543, P = .237 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .79522, P = .607

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	106.75	18	5.93		
TRATM	22.47	2	11.24	1.89	.179
URB	129.51	2	64.75	10.92	.001
TRATM BY URB	47.52	4	11.88	2.00	.137

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	43.20	18	2.40		
MUESTREO	3.63	1	3.63	1.51	.234
TRATM BY MUESTREO	18.70	2	9.35	3.90	.039
URB BY MUESTREO	6.59	2	3.30	1.37	.279
TRATM BY URB BY MUES TREO	5.03	4	1.26	.52	.719

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

N total

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. NTOTAF

Cochrans C(2,9) = .36756, P = .230 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.33854, P = .224

Variable .. NTOTDF

Cochrans C(2,9) = .40105, P = .149 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.53511, P = .145

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.13	18	.01		
TRATM	.04	2	.02	2.58	.104
URB	.18	2	.09	12.42	.000
TRATM BY URB	.06	4	.01	1.94	.148

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.04	18	.00		
MUESTREO	.00	1	.00	.25	.623
TRATM BY MUESTREO	.01	2	.00	1.35	.285
URB BY MUESTREO	.01	2	.00	1.58	.232
TRATM BY URB BY MUES TREO	.01	4	.00	.80	.543



\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

N amoniacal

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. NAMONAF

Cochrans C(2,9) = .42067, P = .114 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.48536, P = .162

Variable .. NAMONDF

Cochrans C(2,9) = .75105, P = .000 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 6.55566, P = .000

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	54.65	18	3.04		
TRATM	187.16	2	93.58	30.82	.000
URB	10.04	2	5.02	1.65	.219
TRATM BY URB	15.72	4	3.93	1.29	.309

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	51.56	18	2.86		
MUESTREO	283.59	1	283.59	99.00	.000
TRATM BY MUESTREO	172.95	2	86.47	30.19	.000
URB BY MUESTREO	9.24	2	4.62	1.61	.227
TRATM BY URB BY MUES	18.21	4	4.55	1.59	.220
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Nitratos

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. NITRATAF

Cochrans C(2,9) = .60467, P = .005 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.90236, P = .059

Variable .. NITRATDF

Cochrans C(2,9) = .33154, P = .359 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.87762, P = .063

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	55.15	18	3.06		
TRATM	.91	2	.46	.15	.863
URB	45.86	2	22.93	7.48	.004
TRATM BY URB	3.82	4	.95	.31	.867

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	11.79	18	.66		
MUESTREO	18.86	1	18.86	28.79	.000
TRATM BY MUESTREO	10.12	2	5.06	7.72	.004
URB BY MUESTREO	5.21	2	2.60	3.97	.037
TRATM BY URB BY MUES	5.60	4	1.40	2.14	.118
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Fósforo asimilable

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. FOFSFAF

Cochrans C(2,9) = .45997, P = .065 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.22267, P = .285

Variable .. FOSFDF

Cochrans C(2,9) = .40179, P = .148 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 3.09890, P = .002

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	47.40	18	2.63		
TRATM	87.14	2	43.57	16.54	.000
URB	20.71	2	10.35	3.93	.038
TRATM BY URB	27.67	4	6.92	2.63	.069

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	69.73	18	3.87		
MUESTREO	130.99	1	130.99	33.81	.000
TRATM BY MUESTREO	71.71	2	35.85	9.25	.002
URB BY MUESTREO	12.56	2	6.28	1.62	.225
TRATM BY URB BY MUES TREO	33.50	4	8.37	2.16	.115

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Bicarbonatos solubles

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. BICSOLAF

Cochrans C(2,9) = .27421, P = .693 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.12814, P = .344

Variable .. BICSOLDF

Cochrans C(2,9) = .38018, P = .196 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.63840, P = .114

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	639.04	18	35.50		
TRATM	702.39	2	351.20	9.89	.001
URB	381.53	2	190.76	5.37	.015
TRATM BY URB	203.14	4	50.78	1.43	.264

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	457.15	18	25.40		
MUESTREO	1314.68	1	1314.68	51.77	.000
TRATM BY MUESTREO	817.84	2	408.92	16.10	.000
URB BY MUESTREO	91.39	2	45.69	1.80	.194
TRATM BY URB BY MUES TREO	66.28	4	16.57	.65	.633

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

CIC

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. CICAL

Cochrans C(2,9) = .23321, P = 1.000 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .65573, P = .730

Variable .. CICDF

Cochrans C(2,9) = .24622, P = .938 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .56015, P = .810

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	470.60	18	26.14		
TRATM	62.41	2	31.20	1.19	.326
URB	141.27	2	70.63	2.70	.094
TRATM BY URB	45.83	4	11.46	.44	.779

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	52.91	18	2.94		
MUESTREO	45.93	1	45.93	15.62	.001
TRATM BY MUESTREO	23.03	2	11.51	3.92	.039
URB BY MUESTREO	11.93	2	5.97	2.03	.160
TRATM BY URB BY MUES	17.51	4	4.38	1.49	.247
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

Na intercambiable

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. NAPORAF

Cochrans C(2,9) = .37803, P = .202 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 2.35039, P = .018

Variable .. NAPORDF

Cochrans C(2,9) = .25002, P = .901 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.48159, P = .163

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	24.00	18	1.33		
TRATM	69.86	2	34.93	26.19	.000
URB	3.46	2	1.73	1.30	.298
TRATM BY URB	22.19	4	5.55	4.16	.015

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	33.33	18	1.85		
MUESTREO	70.43	1	70.43	38.04	.000
TRATM BY MUESTREO	35.43	2	17.71	9.57	.001
URB BY MUESTREO	5.43	2	2.72	1.47	.257
TRATM BY URB BY MUES	3.68	4	.92	.50	.738
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

% K intercambiable

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. KPORAF

Cochrans C(2,9) = .68214, P = .001 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 2.46102, P = .014

Variable .. KPORDF

Cochrans C(2,9) = .54353, P = .017 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 3.31610, P = .001

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	74.71	18	4.15		
TRATM	36.12	2	18.06	4.35	.029
URB	38.61	2	19.30	4.65	.024
TRATM BY URB	18.58	4	4.65	1.12	.378

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	38.74	18	2.15		
MUESTREO	71.74	1	71.74	33.34	.000
TRATM BY MUESTREO	35.91	2	17.95	8.34	.003
URB BY MUESTREO	4.43	2	2.22	1.03	.377
TRATM BY URB BY MUES	19.66	4	4.91	2.28	.100
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

% Mg intercambiable

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. MGPORAF

Cochrans C(2,9) = .24671, P = .933 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .84018, P = .568

Variable .. MGPORDF

Cochrans C(2,9) = .26459, P = .770 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .77254, P = .627

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	135.03	18	7.50		
TRATM	125.28	2	62.64	8.35	.003
URB	201.10	2	100.55	13.40	.000
TRATM BY URB	82.11	4	20.53	2.74	.061

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	153.13	18	8.51		
MUESTREO	81.36	1	81.36	9.56	.006
TRATM BY MUESTREO	40.99	2	20.49	2.41	.118
URB BY MUESTREO	6.41	2	3.21	.38	.691
TRATM BY URB BY MUES	56.88	4	14.22	1.67	.200
TREO					

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

‡ Ca intercambiable

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. CAPORAF

Cochrans C(2,9) = .39321, P = .165 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = 1.54861, P = .140

Variable .. CAPORDF

Cochrans C(2,9) = .24024, P = .999 (approx.)  
 Bartlett-Box F(8,292) = .80096, P = .602

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	330.98	18	18.39		
TRATM	495.70	2	247.85	13.48	.000
URB	437.35	2	218.67	11.89	.001
TRATM BY URB	287.34	4	71.83	3.91	.019

-----  
 \*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

Tests involving 'MUESTREO' Within-Subject Effect.

Tests of Significance for T2 using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	365.42	18	20.30		
MUESTREO	719.69	1	719.69	35.45	.000
TRATM BY MUESTREO	288.52	2	144.26	7.11	.005
URB BY MUESTREO	31.42	2	15.71	.77	.476
TRATM BY URB BY MUES TREO	175.20	4	43.80	2.16	.115

-----

ANEXO 8. ANOVA variaciones espaciales de las propiedades químicas del suelo en Porta-Coeli  
.antes del fuego e inmediatamente después



ANEXO 8. ANOVAs para las variables analizadas en la parcela de Porta-Coeli, para analizar las diferencias entre antes y después del fuego experimental. AF: Antes del fuego; DF: Después del fuego.

----- O N E W A Y -----

Variable Capacidad de retención de agua  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	314.0482	314.0482	34.7323	.0000
Within Groups	158	1428.6320	9.0420		
Total	159	1742.6802			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
1.0993	1	158	.296

----- O N E W A Y -----

Variable Materia orgánica  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	15.7001	15.7001	3.2266	.0744
Within Groups	158	768.7923	4.8658		
Total	159	784.4924			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.4988	1	158	.481

----- O N E W A Y -----

Variable N total  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	.0235	.0235	4.5426	.0346
Within Groups	158	.8173	.0052		
Total	159	.8408			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.3550	1	158	.552

----- O N E W A Y -----



Variable NH4  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	24.0498	24.0498	37.9592	.0000
Within Groups	158	100.1040	.6336		
Total	159	124.1538			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
32.1537	1	158	.000

- - - - - O N E W A Y - - - - -

Variable NO3  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	.0489	.0489	.2494	.6182
Within Groups	158	30.9945	.1962		
Total	159	31.0435			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
7.3160	1	158	.008

- - - - - O N E W A Y - - - - -

Variable P asimilable  
By Variable AF/DF

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	20.2351	20.2351	15.7938	.0001
Within Groups	158	202.4305	1.2812		
Total	159	222.6656			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
11.0883	1	158	.001

ANEXO 9. MANOVA variaciones temporales de las propiedades químicas del suelo en La Concordia. Factores considerados: Tratamiento de fuego, microentorno (U: Ulex, R: Rosmarinús, B: Suelo desnudo); muestreos



MANOVA del pH para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	1.2832	2	0.6416	33.88	0.0000 *
Tratamiento (T)	0.0063	2	0.0032	0.17	0.8468
E x T	0.2361	4	0.0590	3.12	0.0410 *
Varianza residual 1	0.3409	18	0.0189		
Estación (S)	10.9616	8	1.3702	83.84	0.0000 *
S x E	0.1689	16	0.0105	0.65	0.8414
S x T	1.0167	16	0.0635	3.89	0.0000 *
S x E x T	0.5372	32	0.0168	1.03	0.4380
Varianza residual 2	2.3535	144	0.0163		

MANOVA de la conductividad eléctrica para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	13.8231	2	6.9115	31.06	0.0000 *
Tratamiento (T)	14.8898	2	7.4449	33.45	0.0000 *
E x T	0.7261	4	0.1815	0.82	0.5317
Varianza residual 1	4.0057	18	0.2225		
Estación (S)	63.3018	8	7.9127	41.10	0.0000 *
S x E	3.5751	16	0.2234	1.16	0.3066
S x T	31.8873	16	1.9929	10.35	0.0000 *
S x E x T	7.4709	32	0.2334	1.21	0.2211
Varianza residual 2	27.7201	144	0.1925		

MANOVA de los bicarbonatos solubles para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia  
TRANSFORMACION LOGARITMICA

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	559.46	2	279.73	30.35	0.000 *
Tratamiento (T)	784.66	2	392.33	42.57	0.000 *
E x T	64.45	4	16.11	1.75	0.183
Varianza residual 1	165.90	18	9.22		
Estación (S)	10727.35	7	1532.48	94.05	0.000 *
S x E	464.47	14	33.18	2.04	0.020 *
S x T	2808.49	14	200.61	12.31	0.000 *
S x E x T	265.30	28	9.48	0.58	0.952
Varianza residual 2	2052.98	126	16.29		

MANOVA de los bicarbonatos solubles para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	1.1079	2	0.5539	3.47	0.0530
Tratamiento (T)	0.9538	2	0.4769	2.99	0.0756
E x T	1.7769	4	0.4442	2.79	0.0581
Varianza residual 1	2.8704	18	0.1595		
Estación (S)	47.012	7	6.7160	25.46	0.0000 *
S x E	2.4393	14	0.1742	0.66	0.8086
S x T	8.1607	14	0.5829	2.21	0.0106 *
S x E x T	3.6580	28	0.1414	0.54	0.9714
Varianza residual 2	33.241	126	0.2638		

MANOVA de los carbonatos totales para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	1031.09	2	515.54	6.69	0.0067 *
Tratamiento (T)	207.06	2	103.53	1.34	0.2858
E x T	198.21	4	49.55	0.64	0.6387
Varianza residual 1	1386.90	18	77.05		
Estación (S)	865.91	8	108.24	10.03	0.000 *
S x E	108.75	16	6.79	0.63	0.8555
S x T	310.10	16	19.38	1.80	0.0367 *
S x E x T	233.01	32	7.28	0.67	0.9031
Varianza residual 2	1553.48	144	10.78		

MANOVA de la materia orgánica para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	620.83	2	310.42	13.30	0.0003 *
Tratamiento (T)	17.03	2	8.51	0.36	0.6993
E x T	97.38	4	24.32	1.04	0.4125
Varianza residual 1	420.08	18	23.34		
Estación (S)	190.67	8	23.83	7.36	0.0000 *
S x E	31.00	16	1.93	0.60	0.8811
S x T	91.66	16	5.72	1.77	0.0406 *
S x E x T	97.63	32	3.05	0.94	0.5608
Varianza residual 2	466.13	144	3.23		

MANOVA de la relación C/N para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	119.64	2	59.82	6.72	0.07 *
Tratamiento (T)	21.72	2	10.86	1.22	0.319
E x T	57.60	4	14.40	1.62	0.213
Varianza residual 1	160.35	18	8.91		
Estación (S)	483.64	8	60.45	8.33	0.000 *
S x E	110.33	16	6.90	0.95	0.514
S x T	243.84	16	15.24	2.10	0.011 *
S x E x T	242.90	32	7.59	1.05	0.412
Varianza residual 2	1045.01	144	7.26		

MANOVA del porcentaje de **Nitrógeno total** para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	0.6631	2	0.3315	14.74	0.0002 *
Tratamiento (T)	0.0216	2	0.0108	0.48	0.6257
E x T	0.0755	4	0.0188	0.84	0.5181
Varianza residual 1	0.4048	18	0.0224		
Estación (S)	0.0816	8	0.0102	2.49	0.0145 *
S x E	0.0582	16	0.0036	0.89	0.5818
S x T	0.1018	16	0.0006	1.56	0.0885
S x E x T	0.1468	32	0.0046	1.12	0.3167
Varianza residual 2	0.5891	144	0.0041		

MANOVA del Nitrógeno amoniacal para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	6.4468	2	3.2234	2.97	0.0768
Tratamiento (T)	150.49	2	75.235	69.31	0.0000 *
E x T	5.3545	4	1.3386	1.23	0.3319
Varianza residual 1	19.538	18	1.0855		
Estación (S)	472.67	8	59.0838	57.60	0.0000 *
S x E	18.563	16	1.1602	1.13	0.3321
S x T	351.12	16	21.9449	21.40	0.0000 *
S x E x T	36.152	32	1.1297	1.10	0.3406
Varianza residual 2	147.69	144	1.0256		

MANOVA de los Nitratos para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	160.903	2	80.452	8.63	0.0024 *
Tratamiento (T)	72.983	2	36.492	3.91	0.0388 *
E x T	13.643	4	3.411	0.37	0.8298
Varianza residual 1	167.86	18	9.326		
Estación (S)	308.55	8	38.569	12.44	0.0000 *
S x E	25.018	16	1.563	0.50	0.9418
S x T	188.40	16	11.775	3.80	0.0000 *
S x E x T	124.63	32	3.895	1.26	0.1840
Varianza residual 2	446.52	144	3.101		

MANOVA del Fósforo disponible para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	41.339	2	20.669	5.81	0.0113 *
Tratamiento (T)	544.92	2	272.46	76.58	0.0000 *
E x T	25.595	4	6.398	1.80	0.1731
Varianza residual 1	64.038	18	3.557		
Estación (S)	722.57	8	90.321	36.19	0.0000 *
S x E	46.62	16	2.914	1.17	0.3009
S x T	432.78	16	27.048	10.84	0.0000 *
S x E x T	82.18	32	2.568	1.03	0.4356
Varianza residual 2	359.38	144	2.496		

MANOVA de la Capacidad de Intercambio Catiónico para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	632.50	2	316.25	3.91	0.039 *
Tratamiento (T)	28.63	2	14.32	0.18	0.839
E x T	63.68	4	15.92	0.20	0.937
Varianza residual 1	1456.33	18	80.91		
Estación (S)	329.13	7	47.02	3.40	0.002 *
S x E	272.98	14	19.50	1.41	0.158
S x T	327.64	14	23.40	1.69	0.065
S x E x T	690.88	28	24.67	1.78	0.017 *
Varianza residual 2	1743.74	126	13.84		

MANOVA del % Na de cambio con respecto a la CIC para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	0.23	2	0.12	0.06	0.945
Tratamiento (T)	16.95	2	8.47	4.21	0.032 *
E x T	8.20	4	2.05	1.02	0.425
Varianza residual 1	36.27	18	2.02		
Estación (S)	199.99	7	28.57	16.37	0.000 *
S x E	19.34	14	4.38	0.79	0.677
S x T	77.52	14	5.54	3.17	0.000 *
S x E x T	40.98	28	1.46	0.84	0.699
Varianza residual 2	219.97	126	1.75		

MANOVA del % K de cambio con respecto a la CIC para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	22.69	2	11.35	21.76	0.000 *
Tratamiento (T)	87.11	2	43.55	83.51	0.000 *
E x T	12.19	4	3.05	5.84	0.003 *
Varianza residual 1	9.39	18	0.52		
Estación (S)	531.84	7	75.98	101.82	0.000 *
S x E	15.82	14	1.13	1.51	0.115
S x T	144.60	14	10.33	13.84	0.000 *
S x E x T	27.11	28	0.97	1.30	0.167
Varianza residual 2	94.02	126	0.75		

MANOVA del % Ca de cambio con respecto a la CIC para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	808.75	2	404.38	18.44	0.000 *
Tratamiento (T)	1665.52	2	832.76	37.97	0.000 *
E x T	135.97	4	33.99	1.55	0.230
Varianza residual 1	394.79	18	21.93		
Estación (S)	2797.55	7	399.65	17.87	0.000 *
S x E	219.86	14	15.70	0.70	0.769
S x T	1228.59	14	87.76	3.92	0.000 *
S x E x T	727.82	28	25.99	1.16	0.281
Varianza residual 2	2817.25	126	22.36		

MANOVA del % Mg de cambio con respecto a la CIC para todas los muestreos en la Estación Experimental de La Concordia

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	G.L.	Cuadrado Medio	F	Probabilidad
Especie (E)	450.34	2	225.17	16.14	0.000 *
Tratamiento (T)	697.91	2	348.95	25.01	0.000 *
E x T	28.03	4	7.01	0.50	0.735
Varianza residual 1	251.16	18	13.95		
Estación (S)	913.15	7	130.45	11.60	0.000 *
S x E	71.88	14	5.13	0.46	0.951
S x T	332.01	14	23.72	2.11	0.015 *
S x E x T	333.38	28	11.91	1.06	0.399
Varianza residual 2	1417.23	126	11.25		

## ANEXO 10. EROSION HÍDRICA. ESTACIÓN EXPERIMENTAL LA CONCORDIA

Anexo10.1. Valores medios de los parámetros erosivos considerados en función del tratamiento de intensidad de fuego

Anexo 10.2. ANOVAs y Test de Tukey de los parámetros erosivos para cada uno de los rangos de  $I_{30}$

Anexo 10.3. MANOVAs de los parámetros erosivos para los episodios de lluvia agrupados en función de la  $I_{30}$





Anexo 10.1. Valores medios de los parámetros erosivos considerados en función de los tratamientos de intensidad de fuego (alta, moderada y control) en las parcelas experimentales de La Concordia. Los episodios de lluvia están ordenados en función de los valores de la  $I_{30}$  en orden creciente. Los episodios de lluvia anteriores a la quema quedan excluidos

N° episodio lluvia	Fecha	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Rango $I_{30}$	Escorrentía (l)			Producción escorrentía (l m <sup>-2</sup> )			Coeficiente escorrentía (%)		
				Alta	Moderada	Control	Alta	Moderada	Control	Alta	Moderada	Control
13	15-XII-95	1.4	1	7.02	7.17	4.83	0.09	0.09	0.06	0.99	1.01	0.68
8	11-X-95	1.6	1	0.28	0.59	0.41	0.00	0.01	0.01	0.08	0.17	0.12
32	16-XI-96	1.8	1	52.33	57.67	26.00	0.65	0.72	0.33	10.90	12.01	5.42
16	22-I-96	2.6	1	3.60	3.83	3.50	0.05	0.05	0.04	0.60	0.64	0.58
18	14-II-96	2.6	1	1.30	1.12	1.18	0.02	0.01	0.01	0.37	0.32	0.33
19	27-II-96	2.6	1	12.43	7.60	3.77	0.16	0.10	0.05	2.11	1.29	0.64
10	29-XI-95	4.16	1	0.88	1.17	0.98	0.01	0.01	0.01	0.33	0.43	0.36
22	22-IV-96	4.16	1	1.28	1.02	1.34	0.02	0.01	0.02	0.25	0.20	0.26
9	25-XI-95	5.2	1	0.95	1.14	1.03	0.01	0.01	0.01	0.46	0.55	0.50
15	9-I-96	5.72	2	65.33	47.67	24.83	0.82	0.60	0.31	3.24	2.36	1.23
25	10-V-96	5.72	2	11.58	12.75	7.75	0.14	0.16	0.10	1.80	1.98	1.20
30	11/12-IX-96	5.72	2	45.17	46.67	17.83	0.56	0.58	0.22	2.48	2.57	0.98
11	9-XII-95	6.4	2	90.29	46.73	19.17	1.13	0.58	0.24	6.11	3.16	1.30
12	11-XII-95	7.8	2	156.51	107.22	43.46	1.96	1.34	0.54	5.83	4.00	1.62
17	31/I-I-96	7.8	2	39.00	31.00	15.00	0.49	0.39	0.19	2.59	2.06	1.00
31	11-XI-96	9.3	2	51.50	38.67	14.17	0.64	0.48	0.18	2.48	1.86	0.68
14	6-I-96	9.8	2	26.83	21.60	8.33	0.34	0.27	0.10	2.15	1.73	0.67
20	1-IV-96	9.88	2	5.61	5.33	3.24	0.07	0.07	0.04	0.90	0.85	0.52
28	3-IX-96	9.88	2	3.55	3.67	1.82	0.04	0.05	0.02	0.90	0.93	0.46
27	14/28-VIII	10.4	3	37.50	28.17	10.08	0.47	0.35	0.13	2.73	2.05	0.73
5	18-IXM-95	10.92	3	8.93	12.17	3.79	0.11	0.15	0.05	1.48	2.02	0.63
21	7-IV-96	10.92	3	51.00	21.00	5.83	0.64	0.26	0.07	7.66	3.16	0.88
24	9-V-96	10.92	3	38.83	33.17	14.50	0.49	0.41	0.18	3.39	2.90	1.27
29	8-IX-96	10.92	3	14.83	17.33	5.50	0.19	0.22	0.07	1.49	1.74	0.55
4	31-VIII-95	14.56	3	6.73	10.60	3.63	0.08	0.13	0.05	0.90	1.42	0.49
26	3-VI-96	19.76	4	158.33	67.33	19.00	1.98	0.84	0.24	10.43	4.43	1.25
3	23-VIII-95	20.8	4	16.40	28.20	15.23	0.21	0.35	0.19	0.78	1.34	0.73
7	4-X-95	22.4	4	249.21	242.76	36.85	3.12	3.03	0.46	13.77	13.42	2.04
23	6-V-96	26	4	289.57	198.81	46.17	3.62	2.49	0.58	16.00	10.99	2.55
33	6-XII-96	30.2	4	350.90	210.17	44.33	4.39	2.63	0.55	16.81	10.07	2.12
6	18-IXT-95	35.36	4	312.23	267.63	21.42	3.90	3.35	0.27	20.85	17.87	1.43

Anexo 10.1. (Continuación) Valores medios de los parámetros erosivos considerados en función de los tratamientos de intensidad de fuego (alta, moderada y control) en las parcelas experimentales de La Concordia. Los episodios de lluvia están ordenados en función de los valores de la  $I_{30}$  en orden creciente. Los episodios de lluvia anteriores a la quema quedan excluidos

Nº episodio lluvia	Fecha	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Rango $I_{30}$	Sedimento (g)			Producción sedimento (g m <sup>-2</sup> )			Descarga sedimentos (g l <sup>-1</sup> )		
				Alta	Moderada	Control	Alta	Moderada	Control	Alta	Moderada	Control
13	15-XII-95	1.4	1	lp*	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp
8	11-X-95	1.6	1	0.95	1.91	0.37	0.01	0.02	0.005	3.42	3.76	0.63
32	16-XI-96	1.8	1	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp
16	22-I-96	2.6	1	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp	lp
18	14-II-96	2.6	1	1.11	1.00	0.40	0.01	0.01	0.005	1.03	0.93	0.40
19	27-II-96	2.6	1	8.94	4.95	1.64	0.11	0.06	0.02	0.67	0.63	0.40
10	29-XI-95	4.16	1	1.04	1.33	0.55	0.01	0.02	0.01	1.47	1.03	0.63
22	22-IV-96	4.16	1	1.54	0.91	0.31	0.02	0.01	lp	1.03	1.03	0.27
9	25-XI-95	5.2	1	7.26	9.81	3.23	0.09	0.12	0.04	8.73	8.53	4.00
15	9-I-96	5.72	2	79.37	34.60	6.07	0.99	0.43	0.08	1.07	0.67	0.23
25	10-V-96	5.72	2	9.33	12.65	3.19	0.12	0.16	0.04	0.73	0.93	0.40
30	11/12-IX-96	5.72	2	39.80	80.07	3.57	0.50	1.00	0.04	0.70	1.67	0.20
11	9-XII-95	6.4	2	83.43	44.52	10.60	1.04	0.56	0.13	0.92	0.93	0.49
12	11-XII-95	7.8	2	69.96	59.34	17.65	0.87	0.74	0.22	0.45	0.56	0.35
17	31/1-I-96	7.8	2	141.33	88.73	13.37	1.77	1.11	0.17	3.20	2.53	0.83
31	11-XI-96	9.3	2	186.26	147.33	22.42	2.33	1.84	0.28	3.15	3.94	1.57
14	6-I-96	9.8	2	33.27	34.37	9.53	0.42	0.43	0.12	1.16	1.63	1.13
20	1-IV-96	9.88	2	6.96	26.28	4.41	0.09	0.33	0.06	1.23	4.00	1.10
28	3-IX-96	9.88	2	8.55	13.01	0.86	0.11	0.16	0.01	2.37	3.87	0.43
27	14/28-VIII	10.4	3	284.38	205.02	19.53	3.55	2.56	0.24	6.20	8.00	2.00
5	18-IXM-95	10.92	3	41.30	82.39	7.95	0.52	1.03	0.10	4.43	6.17	1.93
21	7-IV-96	10.92	3	960.38	239.63	15.78	12.00	3.00	0.20	15.93	11.17	2.70
24	9-V-96	10.92	3	125.98	119.05	6.73	1.57	1.49	0.08	2.23	3.37	0.43
29	8-IX-96	10.92	3	126.60	69.40	5.12	1.58	0.87	0.06	3.73	4.20	1.30
4	31-VIII-95	14.56	3	79.18	190.18	32.33	0.99	2.38	0.40	12.20	17.87	9.10
26	3-VI-96	19.76	4	8388.32	1923.73	50.80	104.85	24.05	0.64	39.56	23.13	1.97
3	23-VIII-95	20.8	4	267.53	891.44	210.48	3.34	11.14	2.63	16.00	29.86	15.15
7	4-X-95	22.4	4	4812.21	4728.63	30.67	60.15	59.11	0.38	18.50	19.47	2.54
23	6-V-96	26	4	7426.27	4988.09	148.60	92.83	62.35	1.86	18.51	23.52	2.80
33	6-XII-96	30.2	4	5054.42	2763.31	76.86	63.18	34.54	0.96	13.87	13.50	1.61
6	18-IXT-95	35.36	4	14943.33	12609.61	78.47	186.79	157.62	0.98	46.23	242.27	3.31

\* lp: inapreciable

ANEXO 10.2 ANOVAS de los parámetros erosivos en la estación de La Concordia para cada uno de los rangos de I<sub>30</sub>

1. I<sub>30</sub> < 5 mm h<sup>-1</sup>

Variable	ESCORR					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	105.0653	52.5327	.2295	.7967	
Within Groups	24	5493.5173	228.8966			
Total	26	5598.5826				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.7700	2	24	.474

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 1	Grp 2
Mean	4.7828	8.8981	9.0333

Variable	RUNOFFY					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	.0164	.0082	.2295	.7967	
Within Groups	24	.8584	.0358			
Total	26	.8748				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.7700	2	24	.474

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 1	Grp 2
Mean	.0598	.1112	.1129

Variable	RCOEFFI					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	4.1379	2.0690	.2102	.8119	
Within Groups	24	236.2232	9.8426			
Total	26	240.3612				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.7337	2	24	.491

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 1	Grp 2
Mean	.9874	1.7868	1.8457

Variable	SEDIMEN					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	14.2953	7.1477	.9369	.4057	
Within Groups	24	183.0965	7.6290			
Total	26	197.3918				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
2.8998	2	24	.074

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.7234	2.2123	2.3163

Variable	SEDIMYI					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	.0022	.0011	.9369	.4057	
Within Groups	24	.0286	.0012			
Total	26	.0308				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
2.8998	2	24	.074

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.0090	.0277	.0290

Variable	CONCENTR					
By Variable	TRATAMQ					
		Analysis of Variance			F	F
		Sum of	Mean	Ratio	Prob.	
Source	D.F.	Squares	Squares			
Between Groups	2	7.1403	3.5701	.6212	.5457	
Within Groups	24	137.9238	5.7468			
Total	26	145.0640				

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
1.5230	2	24	.238

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.7036	1.7701	1.8173

2. 5 < I<sub>30</sub> < 10 mm h<sup>-1</sup>

Variable ESCORR  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	5857.9234	2928.9617	2.7242	.0836
Within Groups	27	29028.9917	1075.1478		
Total	29	34886.9152			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.1596	2	27	.058

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	15.5600	36.1303	49.5377

Variable RUNOFFY  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	.9153	.4577	2.7242	.0836
Within Groups	27	4.5358	.1680		
Total	29	5.4511			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.1596	2	27	.058

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.1945	.4516	.6192

Variable RCOEFFI  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	18.1117	9.0558	6.3226	.0056
Within Groups	27	38.6722	1.4323		
Total	29	56.7839			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
4.7108	2	27	.018

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ
.9656	Grp 3
2.1499	Grp 2
2.8481	Grp 1

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 2
Mean	.9656	2.1499

Subset 2		
Group	Grp 2	Grp 1
Mean	2.1499	2.8481

Variable SEDIMEN  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	17887.3475	8943.6737	4.9829	.0144
Within Groups	27	48461.3780	1794.8659		
Total	29	66348.7254			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
6.9082	2	27	.004

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ
9.1663	Grp 3
54.0907	Grp 2
65.8258	Grp 1

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 2
Mean	9.1663	54.0907

Subset 2		
Group	Grp 2	Grp 1
Mean	54.0907	65.8258

Variable SEDIMYI  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	2.7949	1.3974	4.9829	.0144
Within Groups	27	7.5721	.2804		
Total	29	10.3670			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
6.9082	2	27	.004

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ
.1146	Grp 3
.6761	Grp 2

.8228 Grp 1 \*

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 2
Mean	.1146	.6761
-----		
Subset 2		
Group	Grp 2	Grp 1
Mean	.6761	.8228
-----		

Variable CONCENTRACION  
By Variable TRATAMQ

Source	D.F.	Analysis of Variance		F Ratio	F Prob.
		Sum of Squares	Mean Squares		
Between Groups	2	9.8826	4.9413	4.5686	.0195
Within Groups	27	29.2023	1.0816		
Total	29	39.0849			

Levene Test for Homogeneity of Variances  
Statistic df1 df2 2-tail Sig.  
7.7524 2 27 .002

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	3 1 2	
		Grp 3	Grp 1
.6740	Grp 3		
1.4975	Grp 1		
2.0725	Grp 2	*	

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 1
Mean	.6740	1.4975
-----		
Subset 2		
Group	Grp 1	Grp 2
Mean	1.4975	2.0725
-----		

3. 10 < I<sub>30</sub> < 15 mm h<sup>-1</sup>

Variable ESCORR  
By Variable TRATAMQ

Source	D.F.	Analysis of Variance		F Ratio	F Prob.
		Sum of Squares	Mean Squares		
Between Groups	2	1145.4244	572.7122	3.9117	.0429
Within Groups	15	2196.1625	146.4108		
Total	17	3341.5869			

Levene Test for Homogeneity of Variances  
Statistic df1 df2 2-tail Sig.  
14.5191 2 15 .000

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	3 2 1	
		Grp 3	Grp 2
7.2233	Grp 3		
20.4056	Grp 2		
26.3056	Grp 1	*	

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 2
Mean	7.2233	20.4056
-----		
Subset 2		
Group	Grp 2	Grp 1
Mean	20.4056	26.3056

Variable RUNOFFY  
By Variable TRATAMQ

Source	D.F.	Analysis of Variance		F Ratio	F Prob.
		Sum of Squares	Mean Squares		
Between Groups	2	.1790	.0895	3.9117	.0429
Within Groups	15	.3432	.0229		
Total	17	.5221			

Levene Test for Homogeneity of Variances  
Statistic df1 df2 2-tail Sig.  
14.5191 2 15 .000

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	3 2 1	
		Grp 3	Grp 2
.0903	Grp 3		
.2551	Grp 2		
.3288	Grp 1	*	

Subset 1  
 Group Grp 3 Grp 2  
 Mean .0903 .2551

Subset 2  
 Group Grp 2 Grp 1  
 Mean .2551 .3288

Variable RCOEFFI  
 By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	14.8522	7.4261	3.3101	.0645
Within Groups	15	33.6524	2.2435		
Total	17	48.5046			

Levene Test for Homogeneity of Variances				
Statistic	df1	df2	2-tail Sig.	
4.1328	2	15	.037	

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.7571	2.2125	2.9424

Variable SEDIMEN  
 By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	195485.4120	97742.7060	2.3195	.1325
Within Groups	15	632087.9709	42139.1981		
Total	17	827573.3829			

Levene Test for Homogeneity of Variances				
Statistic	df1	df2	2-tail Sig.	
4.5808	2	15	.028	

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	14.5738	150.9456	269.6378

Variable SEDIMYI  
 By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	30.5446	15.2723	2.3195	.1325
Within Groups	15	98.7637	6.5842		
Total	17	129.3083			

Levene Test for Homogeneity of Variances				
Statistic	df1	df2	2-tail Sig.	
4.5808	2	15	.028	

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 2	Grp 1
Mean	.1822	1.8868	3.3705

Variable CONCENTRACION  
 By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	104.9312	52.4656	2.3115	.1333
Within Groups	15	340.4594	22.6973		
Total	17	445.3907			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
1.4212	2	15	.272

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 1	Grp 2
Mean	2.9111	7.4556	8.4611

4.  $I_{30} > 15 \text{ mm h}^{-1}$

Variable ESCORR  
 By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	124874.8890	62437.4445	7.4988	.0055
Within Groups	15	124894.6943	8326.3130		
Total	17	249769.5833			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
5.7236	2	15	.014

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	
30.4994	Grp 3	
169.1506	Grp 2	*
229.4422	Grp 1	*

Subset 1  
 Group Grp 3  
 Mean 30.4994

Subset 2  
 Group Grp 2 Grp 1  
 Mean 169.1506 229.4422

Variable RUNOFFY  
By Variable TRATAMQ

		Analysis of Variance			
		Sum of	Mean	F	F
Source	D.F.	Squares	Squares	Ratio	Prob.
Between Groups	2	19.5117	9.7559	7.4988	.0055
Within Groups	15	19.5148	1.3010		
Total	17	39.0265			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
5.7236	2	15	.014

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	
.3812	Grp 3	
2.1144	Grp 2	*
2.8680	Grp 1	*

Subset 1

Group	Grp 3
Mean	.3812

Subset 2

Group	Grp 2	Grp 1
Mean	2.1144	2.8680

Variable RCOEFFI  
By Variable TRATAMQ

		Analysis of Variance			
		Sum of	Mean	F	F
Source	D.F.	Squares	Squares	Ratio	Prob.
Between Groups	2	412.2124	206.1062	7.2962	.0061
Within Groups	15	423.7260	28.2484		
Total	17	835.9384			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.6210	2	15	.052

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	
1.6862	Grp 3	
9.6858	Grp 2	*
13.1061	Grp 1	*

Subset 1

Group	Grp 3
Mean	1.6862

Subset 2

Group	Grp 2	Grp 1
Mean	9.6858	13.1061

Variable SEDIMEN  
By Variable TRATAMQ

		Analysis of Variance			
		Sum of	Mean	F	F
Source	D.F.	Squares	Squares	Ratio	Prob.
Between Groups	2	141012888.1	70506444.03	5.0964	.0205
Within Groups	15	207516370.3	13834424.68		
Total	17	348529258.3			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.2322	2	15	.068

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	
99.3119	Grp 3	
4650.8017	Grp 2	*
6815.3471	Grp 1	*

Subset 1

Group	Grp 3	Grp 2
Mean	99.3119	4650.8017

Subset 2

Group	Grp 2	Grp 1
Mean	4650.8017	6815.3471

Variable SEDIMYI  
By Variable TRATAMQ

		Analysis of Variance			
		Sum of	Mean	F	F
Source	D.F.	Squares	Squares	Ratio	Prob.
Between Groups	2	22029.2678	11014.6339	5.0959	.0205
Within Groups	15	32422.3118	2161.4875		
Total	17	54451.5796			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.2306	2	15	.068

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAMQ	
1.2414	Grp 3	
58.1350	Grp 2	*
85.1828	Grp 1	*

Subset 1

Group	Grp 3	Grp 2
Mean	1.2414	58.1350

Subset 2

Group	Grp 2	Grp 1
Mean	58.1350	85.1828



Variable CONCENTRACION  
By Variable TRATAMQ

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	8919.2761	4459.6380	1.6042	.2337
Within Groups	15	41700.8820	2780.0588		
Total	17	50620.1581			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
4.7881	2	15	.025

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

Group	Grp 3	Grp 1	Grp 2
Mean	4.5648	25.4456	58.6265

ANEXO . ANOVAS y test de Tukey para los valores totales de los parámetros erosivos en La Concordia. Los grupos corresponden a: 1. Alta intensidad. 2. Moderada. 3. Control

Variable SEDIMENT Sedimento  
By Variable TRATAM

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	2995451721	1497725860	6.4159	.0323
Within Groups	6	1400645039	233440839.8		
Total	8	4396096760			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.8172	2	6	.085

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050

(\*) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAM	3	2	1
1133.9521	Grp 3			
30726.3855	Grp 2			
44929.1649	Grp 1	*		

Subset 1		
Group	Grp 3	Grp 2
Mean	1133.9521	30726.3855

Subset 2		
Group	Grp 2	Grp 1
Mean	30726.3855	44929.1649

Variable ESCORREN Escorren  
By Variable TRATAM

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	4453942.870	2226971.435	10.1361	.0119
Within Groups	6	1318246.949	219707.8248		
Total	8	5772189.819			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
2.3373	2	6	.178

Variable SEDYIELD  
By Variable TRATAM

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	438506.8597	219253.4299	6.3145	.0334
Within Groups	6	208333.0503	34722.1750		
Total	8	646839.9100			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.8537	2	6	.084

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAM	
9.7686	Grp 3	
367.1413	Grp 2	
539.8337	Grp 1	*

Subset 1  
Group Grp 3 Grp 2  
Mean 9.7686 367.1413

Subset 2  
Group Grp 2 Grp 1  
Mean 367.1413 539.8337

Variable RUNYIELD  
By Variable TRATAM

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	695.9286	347.9643	10.1361	.0119
Within Groups	6	205.9761	34.3293		
Total	8	901.9047			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
2.3373	2	6	.178

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAM	
5.3123	Grp 3	
19.7493	Grp 2	
26.3743	Grp 1	*

Subset 1  
Group Grp 3 Grp 2  
Mean 5.3123 19.7493

Subset 2  
Group Grp 2 Grp 1  
Mean 19.7493 26.3743

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAM	
424.9817	Grp 3	
1579.9400	Grp 2	
2109.9467	Grp 1	*

Subset 1  
Group Grp 3 Grp 2  
Mean 424.9817 1579.9400

Subset 2  
Group Grp 2 Grp 1  
Mean 1579.9400 2109.9467

Variable COCENTRA  
By Variable TRATAM

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	582.6507	291.3254	21.3993	.0019
Within Groups	6	81.6829	13.6138		
Total	8	664.3336			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3.4131	2	6	.102

Multiple Range Tests: Tukey-HSD test with significance level .050  
(\* ) Indicates significant differences which are shown in the lower triangle

Mean	TRATAM	
2.6495	Grp 3	
19.3819	Grp 2	*
20.0348	Grp 1	*

Subset 1  
Group Grp 3  
Mean 2.6495

Subset 2  
Group Grp 2 Grp 1  
Mean 19.3819 20.0348

ANEXO 10.3. La Concordia. ANOVA para los episodios de lluvia  $5 < I_{30} < 10 \text{ mm h}^{-1}$

1. ESCORRENTIA

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.05018, P = .135
Variable .. S2	
Bartlett-Box F(2,81) =	3.48593, P = .035
Variable .. S3	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.91450, P = .154
Variable .. S4	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.91791, P = .154
Variable .. S5	
Bartlett-Box F(2,81) =	.94033, P = .395
Variable .. S6	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.56385, P = .216
Variable .. S7	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.71026, P = .073
Variable .. S8	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.00272, P = .142
Variable .. S9	
Bartlett-Box F(2,81) =	.91495, P = .405
Variable .. S10	
Bartlett-Box F(2,81) =	.99893, P = .373

-----  
Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	14022.23	6	2337.04		
TRATAM	17573.77	2	8786.89	3.76	.087

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

EFFECT .. TRATAM BY LLUVIA  
EFFECT .. LLUVIA

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for ESCORREN using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	15164.29	54	280.82		
LLUVIA	69956.75	9	7772.97	27.68	.000
TRATAM BY LLUVIA	17130.22	18	951.68	3.39	.000

2. PRODUCCION DE ESCORRENTIA

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.05018, P = .135
Variable .. S2	
Bartlett-Box F(2,81) =	3.48593, P = .035
Variable .. S3	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.91450, P = .154
Variable .. S4	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.91791, P = .154
Variable .. S5	
Bartlett-Box F(2,81) =	.94033, P = .395
Variable .. S6	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.56385, P = .216
Variable .. S7	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.71026, P = .073
Variable .. S8	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.00272, P = .142
Variable .. S9	
Bartlett-Box F(2,81) =	.91495, P = .405
Variable .. S10	
Bartlett-Box F(2,81) =	.99893, P = .373

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	2.19	6	.37		
TRATAM	2.75	2	1.37	3.76	.087

EFFECT .. TRATAM BY LLUVIA  
EFFECT .. LLUVIA

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for PRODESC using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	2.37	54	.04		
LLUVIA	10.93	9	1.21	27.68	.000
TRATAM BY LLUVIA	2.68	18	.15	3.39	.000

3. SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.63719,	P =	.012		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	6.37290,	P =	.003		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.01144,	P =	.140		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.76720,	P =	.177		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	.39246,	P =	.677		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.81814,	P =	.066		
Variable .. S7					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.84150,	P =	.064		
Variable .. S8					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.89545,	P =	.157		
Variable .. S9					
Bartlett-Box F(2,81) =	5.87806,	P =	.004		
Variable .. S10					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.33150,	P =	.041		

-----  
Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	51359.67	6	8559.94		
TRATAM	53662.04	2	26831.02	3.13	.117

EFFECT .. TRATAM BY LLUVIA  
EFFECT .. LLUVIA  
Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for SEDIM using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	98569.11	54	1825.35		
LLUVIA	98324.32	9	10924.92	5.99	.000
TRATAM BY LLUVIA	47059.82	18	2614.43	1.43	.155

4. PRODUCCION DE SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.63719,	P =	.012		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	6.37290,	P =	.003		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.01144,	P =	.140		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.76720,	P =	.177		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	.39246,	P =	.677		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.81814,	P =	.066		
Variable .. S7					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.84150,	P =	.064		
Variable .. S8					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.89545,	P =	.157		
Variable .. S9					
Bartlett-Box F(2,81) =	5.87806,	P =	.004		
Variable .. S10					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.33150,	P =	.041		

-----  
Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	8.02	6	1.34		
TRATAM	8.38	2	4.19	3.13	.117

EFFECT .. TRATAM BY LLUVIA  
EFFECT .. LLUVIA  
Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for PRODSED using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	15.40	54	.29		
LLUVIA	15.36	9	1.71	5.99	.000
TRATAM BY LLUVIA	7.35	18	.41	1.43	.155

5. CONCENTRACION DE SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.27549, P = .109
Variable .. S2	
Bartlett-Box F(2,81) =	.00000, P = 1.000
Variable .. S3	
Bartlett-Box F(2,81) =	.90809, P = .407
Variable .. S4	
Bartlett-Box F(2,81) =	3.15820, P = .048
Variable .. S5	
Bartlett-Box F(2,81) =	.67758, P = .511
Variable .. S6	
Bartlett-Box F(2,81) =	1.15493, P = .320
Variable .. S7	
Bartlett-Box F(2,81) =	.47497, P = .624
Variable .. S8	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.85712, P = .063
Variable .. S9	
Bartlett-Box F(2,81) =	6.77708, P = .002
Variable .. S10	
Bartlett-Box F(2,81) =	3.25613, P = .044

-----  
Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	16.59	6	2.77		
TRATAM	29.65	2	14.82	5.36	.046

EFFECT .. TRATAM BY LLUVIA  
EFFECT .. LLUVIA

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for CONCENTR using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	77.67	54	1.44		
LLUVIA	59.97	9	6.66	4.63	.000
TRATAM BY LLUVIA	27.64	18	1.54	1.07	.408

10 < I<sub>30</sub> < 15 mm h<sup>-1</sup>

1. ESCORRENTIA

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.04005, P = .137
Variable .. S2	
Bartlett-Box F(2,81) =	.50585, P = .605
Variable .. S3	
Bartlett-Box F(2,81) =	2.97626, P = .057
Variable .. S4	
Bartlett-Box F(2,81) =	3.22272, P = .045
Variable .. S5	
Bartlett-Box F(2,81) =	.36282, P = .697
Variable .. S6	
Bartlett-Box F(2,81) =	.16547, P = .848

-----  
Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	2715.17	6	452.53		
TRATAM	3436.27	2	1718.14	3.80	.086

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for ESCORR using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	3619.41	30	120.65		
LLUVIA	4302.69	5	860.54	7.13	.000
TRATAM BY LLUVIA	2285.80	10	228.58	1.89	.086

## 2. PRODUCCION DE ESCORRENTIA

## Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.04005,	P =	.137		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	.50585,	P =	.605		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.97626,	P =	.057		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.22272,	P =	.045		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	.36282,	P =	.697		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	.16547,	P =	.848		

## Tests of Between-Subjects Effects.

## Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.42	6	.07		
TRATAM	.54	2	.27	3.80	.086

## Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

## AVERAGED Tests of Significance for PRODESC using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	.57	30	.02		
LLUVIA	.67	5	.13	7.13	.000
TRATAM BY LLUVIA	.36	10	.04	1.89	.086

## 3. SEDIMENTOS

## Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.16342,	P =	.001		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	12.43329,	P =	.000		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	5.89812,	P =	.004		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.32552,	P =	.001		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.30897,	P =	.066		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.57624,	P =	.213		

## Tests of Between-Subjects Effects.

## Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	495196.99	6	82532.83		
TRATAM	586456.24	2	293228.12	3.55	.096

## Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

## AVERAGED Tests of Significance for SEDIM using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	1160145.87	30	38671.53		
LLUVIA	813190.43	5	162638.09	4.21	.005
TRATAM BY LLUVIA	1083073.48	10	108307.35	2.80	.014

4. PRODUCCION DE SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.16342,	P =	.001		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	12.43329,	P =	.000		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	5.89812,	P =	.004		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.32552,	P =	.001		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.80897,	P =	.066		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.57624,	P =	.213		

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	77.37	6	12.90		
TRATAM	91.63	2	45.82	3.55	.096

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for PROSEDI using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	181.27	30	6.04		
LLUVIA	127.06	5	25.41	4.21	.005
TRATAM BY LLUVIA	169.23	10	16.92	2.80	.014

5. CONCENTRACION DE SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.03999,	P =	.053		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.69772,	P =	.073		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.61056,	P =	.031		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.23864,	P =	.044		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.15316,	P =	.048		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.56888,	P =	.215		

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	72.61	6	12.10		
TRATAM	314.79	2	157.40	13.01	.007

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for CONCEN using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	220.98	30	7.37		
LLUVIA	836.34	5	167.27	22.71	.000
TRATAM BY LLUVIA	185.04	10	18.50	2.51	.025

I<sub>30</sub> > 15 mm h<sup>-1</sup>

1. ESCORRENTIA

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1  
Bartlett-Box F(2,81) = 3.15039, P = .048

Variable .. S2  
Bartlett-Box F(2,81) = 2.09787, P = .129

Variable .. S3  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.65647, P = .197

Variable .. S4  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.00743, P = .370

Variable .. S5  
Bartlett-Box F(2,81) = 3.85739, P = .025

Variable .. S6  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.50563, P = .228

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	72022.33	6	12003.72		
TRATAM	374624.67	2	187312.33	15.60	.004

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for ESCORR using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	30045.79	30	1001.53		
LLUVIA	252166.06	5	50433.21	50.36	.000
TRATAM BY LLUVIA	122518.02	10	12251.80	12.23	.000

2. PRODUCCION ESCORRENTIA

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1  
Bartlett-Box F(2,81) = 3.15039, P = .048

Variable .. S2  
Bartlett-Box F(2,81) = 6.50037, P = .002

Variable .. S3  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.65647, P = .197

Variable .. S4  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.00743, P = .370

Variable .. S5  
Bartlett-Box F(2,81) = 3.85739, P = .025

Variable .. S6  
Bartlett-Box F(2,81) = 1.50563, P = .228

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	13.53	.6	2.26		
TRATAM	63.83	2	31.92	14.15	.005

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for PRODESC using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	6.04	30	.20		
LLUVIA	32.66	5	6.53	32.47	.000
TRATAM BY LLUVIA	14.87	10	1.49	7.39	.000



3. SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	13.03983,	P =	.000		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	.95744,	P =	.388		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.99959,	P =	.009		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.59519,	P =	.013		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.98384,	P =	.000		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	7.98122,	P =	.001		

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	304393126.1	6	50732188		
TRATAM	571150493.4	2	285575247	5.63	.042

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for SEDIM using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	286899233.8	30	9563307.8		
LLUVIA	409474693.7	5	81894939	8.56	.000
TRATAM BY LLUVIA	420566427.4	10	42056643	4.40	.001

4. PRODUCCION SEDIMENTOS

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	9.79349,	P =	.000		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	.95744,	P =	.388		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	7.77148,	P =	.001		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.59519,	P =	.013		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	8.98384,	P =	.000		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	7.98122,	P =	.001		

Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	30435.49	6	5072.58		
TRATAM	66093.19	2	33046.59	6.51	.031

Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for PROSSED using UNIQUE sums of squares					
Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	19568.35	30	652.28		
LLUVIA	59682.95	5	11936.59	18.30	.000
TRATAM BY LLUVIA	37586.86	10	3758.69	5.76	.000

5. CONCENTRACION

Univariate Homogeneity of Variance Tests

Variable .. S1					
Bartlett-Box F(2,81) =	.21664,	P =	.806		
Variable .. S2					
Bartlett-Box F(2,81) =	4.30969,	P =	.017		
Variable .. S3					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.26112,	P =	.111		
Variable .. S4					
Bartlett-Box F(2,81) =	2.55160,	P =	.084		
Variable .. S5					
Bartlett-Box F(2,81) =	3.71314,	P =	.029		
Variable .. S6					
Bartlett-Box F(2,81) =	1.79920,	P =	.172		

-----  
 Tests of Between-Subjects Effects.

Tests of Significance for T1 using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	2074.37	6	345.73		
TRATAM	5435.87	2	2717.94	7.86	.021

-----  
 Tests involving 'LLUVIA' Within-Subject Effect.

AVERAGED Tests of Significance for CONCEN using UNIQUE sums of squares

Source of Variation	SS	DF	MS	F	Sig of F
WITHIN+RESIDUAL	2823.09	30	94.10		
LLUVIA	2911.01	5	582.20	6.19	.000
TRATAM BY LLUVIA	2471.56	10	247.16	2.63	.020

-----



ANEXO 11. ANOVAs de los parámetros erosivos para cada uno de los rangos de  $I_{30}$  en las parcelas de Porta-Coeli



ANEXO . ANOVAS de los parámetros erosivos en cada uno de los rangos de I30

1. I30 < 5 mm/h

Variable ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	1876.5980	1876.5980	1.1211	.3054
Within Groups	16	26781.0680	1673.8168		
Total	17	28657.6660			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0064	1	16	.937

Variable PRODUCCION DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	.0169	.0169	1.0069	.3306
Within Groups	16	.2686	.0168		
Total	17	.2855			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0001	1	16	.992

Variable COEFICIENTE DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	3.7845	3.7845	3.2630	.0897
Within Groups	16	18.5573	1.1598		
Total	17	22.3418			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.5151	1	16	.483

2. 14 < I30 < 30 mm h<sup>-1</sup>

Variable ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	755.1060	755.1060	.2526	.6417
Within Groups	4	11958.4307	2989.6077		
Total	5	12713.5367			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0896	1	4	.780

Variable COEFICIENTE DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	.0065	.0065	.2150	.6670
Within Groups	4	.1203	.0301		
Total	5	.1268			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.1153	1	4	.751

Variable COEFICIENTE DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	.2503	.2503	.3214	.6011
Within Groups	4	3.1148	.7787		
Total	5	3.3651			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0058	1	4	.943

Variable SEDIMENTOS  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	1639082.667	1639082.667	1.3227	.3142
Within Groups	4	4956608.464	1239152.116		
Total	5	6595691.131			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
13.7897	1	4	.021

3.  $I_{30} > 30 \text{ mm h}^{-1}$

Variable PRODUCCION DE SEDIMENTOS  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	16.1190	16.1190	1.3215	.3144
Within Groups	4	48.7881	12.1970		
Total	5	64.9071			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
13.7809	1	4	.021

Variable CONCENTRACION  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	112.4493	112.4493	2.1983	.2123
Within Groups	4	204.6100	51.1525		
Total	5	317.0593			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
5.7716	1	4	.074

Variable ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	718500.7813	718500.7813	5.5175	.0571
Within Groups	6	781328.6875	130221.4479		
Total	7	1499829.469			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
1.4758	1	6	.270

Variable PRODUCCION DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	6.9636	6.9636	5.3929	.0593
Within Groups	6	7.7474	1.2912		
Total	7	14.7110			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
1.4152	1	6	.279

Variable COEFICIENTE DE ESCORRENTIA  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	165.8761	165.8761	2.9500	.1367
Within Groups	6	337.3695	56.2282		
Total	7	503.2456			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
2.5208	1	6	.163

Variable SEDIMENTOS  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	128721012.5	128721012.5	1.9260	.2145
Within Groups	6	400994875.0	66832479.17		
Total	7	529715887.5			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
7.2445	1	6	.036

Variable PRODUCCION DE SEDIMENTOS  
By Variable NATBARE

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	1262.6469	1262.6469	1.9190	.2153
Within Groups	6	3947.9157	657.9859		
Total	7	5210.5626			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
7.2289	1	6	.036

Variable CONCENTRACION DE SEDIMENTOS  
By Variable QUEMADA-DESNUDA

Analysis of Variance					
Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	10.4862	10.4862	.2375	.6433
Within Groups	6	264.9623	44.1604		
Total	7	275.4485			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
.0519	1	6	.827

No range tests performed with fewer than three non-empty groups.

ANAEXO . ANOVA parámetros erosivos en las parcelas de Porta-Coeli

\*\*\*\*\* Analysis of Variance \*\*\*\*\*

EFFECT .. QUEMADA-DESNUDA BY RANGO I30  
Univariate F-tests with (2,26) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LN ESC	1.59072	21.11835	.79536	.81224	.97921	.389
LN RY	1.59072	21.11835	.79536	.81224	.97921	.389
LN RC	1.59072	14.67830	.79536	.56455	1.40884	.262
LN IR	.01379	10.55382	.00690	.40592	.01699	.983
LN SED	8.62112	214.72305	4.31056	8.25858	.52195	.599
LN SEDY	8.49323	73.48113	4.24661	2.82620	1.50259	.241
LN CONC	4.06501	97.00199	2.03250	3.73085	.54478	.586

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

EFFECT .. RANGO I30  
Univariate F-tests with (2,26) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LN ESC	25.91025	21.11835	12.95512	.81224	15.94979	.000
LN RY	25.91025	21.11835	12.95512	.81224	15.94979	.000
LN RC	9.66665	14.67830	4.83332	.56455	8.56137	.001
LN IR	32.72059	10.55382	16.36030	.40592	40.30464	.000
LN SED	1175.80385	214.72305	587.90192	8.25858	71.18681	.000
LN SEDY	403.45677	73.48113	201.72839	2.82620	71.37803	.000
LN CONC	419.05637	97.00199	209.52818	3.73085	56.16104	.000

\*\*\*\*\* Analysis of Variance -- design 1 \*\*\*\*\*

EFFECT .. QUEMADA-DESNUDA  
Univariate F-tests with (1,26) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LN ESC	4.37137	21.11835	4.37137	.81224	5.38185	.028
LN RY	4.17208	21.11835	4.17208	.81224	5.13649	.032
LN RC	4.17208	14.67830	4.17208	.56455	7.39010	.012
LN IR	.00992	10.55382	.00992	.40592	.02443	.877
LN SED	12.75546	214.72305	12.75546	8.25858	1.54451	.225
LN SEDY	12.56485	73.48113	12.56485	2.82620	4.44585	.045
LN CONC	3.70701	97.00199	3.70701	3.73085	.99361	.328

NOTA: Variables transformadas a ln  
ESC: volumen de escorrentía; RY: producción de escorrentía;  
RC: coeficiente de escorrentía; IR: Tasa de infiltración;  
SED: cantidad de sedimentos; SEDY: producción de sedimentos;  
CONC: concentración de sedimentos



ANEXO . ANOVAs para las variables erosivas considerados en la estación experimental de Porta-Coeli considerando el factor *Rango de I<sub>30</sub>*

1. ANOVAs para la variable *ln de escorrentía* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	8.123	4.062	3.522	0.0599
	Dentro de grupos	13	14.992	1.153		
	Total	15	23.116			
Desnuda	Entre grupos	2	19.377	9.688	20.561	0.0001
	Dentro de grupos	13	6.125	0.471		
	Total	15	25.503			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	0.4944	2	13	0.621
Desnuda	0.7554	2	13	0.489

2. ANOVAs para la variable *ln producción de escorrentía* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	8.123	4.062	3.522	0.0599
	Dentro de grupos	13	14.992	1.153		
	Total	15	23.116			
Desnuda	Entre grupos	2	19.377	9.688	20.561	0.0001
	Dentro de grupos	13	6.125	0.471		
	Total	15	25.503			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	0.4944	2	13	0.621
Desnuda	0.7554	2	13	0.489

3. ANOVAs para la variable *ln coeficiente de escorrentía* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	1.708	0.854	1.117	0.3566
	Dentro de grupos	13	9.938	0.764		
	Total	15	11.646			
Desnuda	Entre grupos	2	9.549	4.774	13.094	0.0008
	Dentro de grupos	13	4.740	0.364		
	Total	15	14.289			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	1.8685	2	13	0.194
Desnuda	1.1457	2	13	0.348

4. ANOVAs para la variable *ln sedimentos* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	502.027	251.013	43.025	0.0000
	Dentro de grupos	13	75.842	5.834		
	Total	15	577.869			
Desnuda	Entre grupos	2	682.397	341.198	31.938	0.0000
	Dentro de grupos	13	138.880	10.683		
	Total	15	821.278			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	30.3726	2	13	0.000
Desnuda	27.1881	2	13	0.000

5. ANOVAs para la variable *ln producción sedimentos* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	155.282	77.641	54.409	0.0000
	Dentro de grupos	13	18.551	1.427		
	Total	15	173.833			
Desnuda	Entre grupos	2	256.667	128.333	30.372	0.0000
	Dentro de grupos	13	54.930	4.225		
	Total	15	311.597			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	15.717	2	13	0.000
Desnuda	17.113	2	13	0.255

6. ANOVAs para la variable *ln concentración de sedimentos* y el factor *Rango de I<sub>30</sub>* para cada una de las parcelas de Porta-Coeli

	Fuente de variación	g. l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Quemada	Entre grupos	2	190.952	95.476	37.783	0.0000
	Dentro de grupos	13	32.850	2.526		
	Total	15	223.803			
Desnuda	Entre grupos	2	232.168	116.084	23.524	0.0000
	Dentro de grupos	13	64.151	4.934		
	Total	15	296.320			

Test de Levene. Homogeneidad de las varianzas

	Estadístico	df 1	df 2	2- tail. Sig
Quemada	24.2153	2	13	0.000
Desnuda	29.1371	2	13	0.286



UNIVERSIDAD DE VALENCIA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

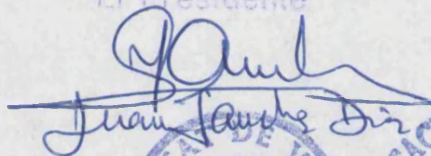
Reunido el Tribunal que suscribe en el día de la fecha,  
acordó otorgar, por unanimidad, a esta Tesis doctoral de  
D<sup>ca</sup> EUGENIA GIMENO GARCIA

la calificación de SOBRESALIENTE "CUM LAUDE"

Valencia, a 2 de Marzo de 1999

El Secretario,

El Presidente

  
Juan Jaime Díez

