

DEPARTAMENTO BIOLOGÍA VEGETAL

EFFECTOS DE LA INTENSIDAD Y EVOLUCION A CORTO  
PLAZO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS,  
EROSIONABILIDAD, HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL  
SUELO

JOSEP VICENT LLINARES PALACIOS

UNIVERSITAT DE VALENCIA  
Servei de Publicacions  
2002

Aquesta Tesi Doctoral va ser presentada a València el dia 19 de  
Decembre de 2001 , davant un Tribunal format per:

- Juan Sánchez Díaz
- Vicente Pons Marti
- Juan Albaladejo Montoro
- Jose Luís Arrue Ugarte
- Florencio Ingelmo Sanchez

Va ser dirigida per:

Prof. Dr. M<sup>o</sup> José Molina Donate, José Luís Rubio Delgado

©Copyright: Servei de Publicacions  
José Vicent Llinares Palacios

---

Depòsit legal:

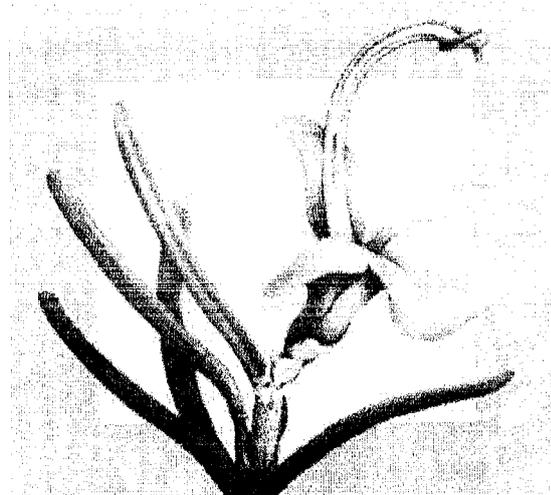
I.S.B.N.: 84-370-5552-0

Edita: Universitat de València  
Servei de Publicacions  
C/ Artes Gráficas, 13 bajo  
46010 València  
Spain  
Telèfon: 963864115

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA  
Facultat de Farmàcia  
Departament de Biologia Vegetal



**EFFECTOS DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO  
Y EVOLUCIÓN A CORTO PLAZO DE LAS  
PROPIEDADES FÍSICAS,  
EROSIONABILIDAD, HUMEDAD Y  
TEMPERATURA DEL SUELO**



**CIDE** Centro de Estudios e Investigaciones Científicas de la Universidad de Valencia  
**TESIS DOCTORAL**  
Sobre Desertificación  
Presentada por:

**Josep Vicent Llinares Palacios**

Dirigida por:

**Maria José Molina Donate**

**José Luís Rubio Delgado**

València, 2001

Dña. Maria José Molina Donate, Científico Titular del CSIC del Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-UV-GV), y D. José Luís Rubio Delgado, Investigador Científico del CSIC del Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-UV-GV)

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada "Efectos de la intensidad del fuego y evolución a corto plazo de las propiedades físicas, erosionabilidad, humedad y temperatura del suelo", presentada por D. Josep Vicent Llinares Palacios para optar al grado de Doctor en Farmàcia, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Universitat de València, Generalitat Valenciana).

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

Y para que conste, firmamos el presente escrito en Albal, a 26 de Septiembre de 2001

Fdo. Maria José Molina Donate  
Rubio Delgado

Fdo. José Luís

Als meus Pares i a Linda

## Agradecimientos

Nombrar, aunque sea brevemente, a todas las personas que de alguna manera han contribuido y me han ayudado se hace muy difícil. Quisiera agradecer a todo aquel que se ha interesado por mi trabajo en los años que ha durado, pues la gran mayoría se han convertido en amigos a lo largo de este tiempo.

Este trabajo ha sido realizado gracias a una beca del proyecto *Post-fire soil and vegetation dynamics in natural and afforested areas in Southern Europe: The role of fire intensity (EV5V-91-0017)* financiado por la Unión Europea y también al proyecto *El balance hídrico y térmico del suelo incendiado en relación a sus propiedades físicas (IVEI-082)* financiado por el Institut Valencià d'Estudis i Investigació.

---

# INDICE

---

<b>1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS</b>	<b>1</b>
1.1. Introducción	1
1.1.1. Determinación de la Intensidad del fuego	2
1.1.2. Determinación de los efectos en las propiedades físicas del suelo y su evolución	4
1.1.3. Determinación de la erosionabilidad del suelo	5
1.1.4. Humedad y Temperatura del suelo	6
1.2. Objetivos	8
1.3. Referencias bibliográficas	9
<b>2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO EXPERIMENTAL</b>	<b>13</b>
2.1. Descripción del área de estudio	13
2.1.1. Localización	13
2.1.2. Clima	15
2.1.2.1. Temperaturas	15
<i>Variabilidad estacional</i>	15
<i>Variabilidad interanual</i>	16
2.1.2.2. Precipitaciones registradas	16
<i>Variabilidad estacional</i>	16
<i>Variabilidad interanual</i>	17
2.1.2.3. Ficha climática de la zona de estudio	17
2.1.3. Geología	24
2.1.4. Suelos	24
2.1.5. Vegetación	25
2.1.6. Historia de usos del suelo	25
2.2. Diseño experimental	26
2.3. Referencias bibliográficas	31
<b>3. DETERMINACIÓN DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO</b>	<b>33</b>
3.1. Estimación de la cantidad de biomasa de la vegetación, del combustible añadido y de la biomasa consumida por el fuego en las parcelas de La Concordia	33
3.1.1. Introducción	33
3.1.2. Estimación de la cantidad de combustible natural en las parcelas	34

3.1.2.1. Determinación de la biomasa a partir de las especies dominantes	35
<i>Rosmarinus officinalis</i>	36
<i>Ulex parviflorus</i>	36
<i>Globularia alypum, Anthyllis cytisoides y Thymus vulgaris</i>	37
3.1.2.2. Medidas y resultados	37
3.1.3. Cantidad y distribución del combustible añadido a las parcelas	41
3.1.4. Biomasa consumida por el fuego en las parcelas de La Concordia	43
3.1.5. Conclusiones	44
3.1.6. Referencias bibliográficas	45
3.2. Elevación de temperatura y duración del calor en la superficie del suelo en fuegos experimentales de matorral mediterráneo	47
3.2.1. Introducción	47
3.2.2. Materiales y métodos	48
3.2.2.1. Área de estudio	48
3.2.2.2. Diseño experimental	49
3.2.2.3. Muestreo y Análisis	51
3.2.3. Resultados	54
3.2.3.1. El Efecto de la carga de combustible en las curvas de temperatura-tiempo	56
3.2.3.2. El efecto de la estructura del combustible en las curvas de temperatura-tiempo	57
3.2.3. Discusión	59
3.2.4. Conclusiones	61
3.2.5. Referencias bibliograficas	62
3.3. Variabilidad de la velocidad de propagación del fuego y su relación con los parámetros de intensidad que afectan al suelo en matorrales tridimensionalmente heterogéneos	67
3.3.1. Introducción	67
3.3.2. Métodos	68
3.3.2.1. Los parámetros climáticos	68
3.3.2.2. Velocidad de propagación del fuego: $R_s$ ( $m s^{-1}$ )	68
3.3.2.3. La severidad del fuego en el suelo	69
3.3.2.4. Análisis de datos a escalas distintas	69
3.3.3. Resultados y discusión	70
3.3.3.1. La velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a escala de ladera: el papel de la carga y de la densidad aparente del combustible	70

3.3.3.2. La Velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a escala de Parcela: el papel de las condiciones climáticas y de la heterogeneidad 3D del combustible	72
3.3.3.3. La velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a microescala: el papel de la altura y la densidad aparente del combustible	78
3.3.4. Discusión	81
3.3.5. Conclusiones	85
3.3.6. Referencias bibliográficas	86
<hr/>	
<b>4. EFECTOS DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO</b>	<b>91</b>
<hr/>	
4.1. Efectos inmediatos de la intensidad del fuego en las propiedades físicas de los suelos calcáreos bajo matorral mediterráneo	91
4.1.1. Introducción	91
4.1.2. Material y métodos	94
4.1.3. Resultados y discusión	96
4.1.3.1. Medidas de intensidad a nivel del suelo	96
4.1.3.2. Efectos, a escala de parcela, de la intensidad media sobre las propiedades físicas del suelo	97
<i>Distribución del Tamaño de Agregados</i>	97
<i>Retención de Agua a Capacidad de Campo</i>	100
<i>Contenido de Materia Orgánica y Densidad de las partículas de suelo</i>	101
<i>Estabilidad de los Agregados al agua</i>	102
<i>Densidad Aparente y Porosidad del Suelo</i>	103
4.1.3.3. Efectos de la intensidad a microescala: el papel de la densidad aparente del combustible y las características del suelo	105
4.1.4. Conclusiones	110
4.1.5. Referencias bibliográficas	111
4.2. Evolución temporal de las propiedades físicas del suelo incendiado	119
4.2.1. Introducción	119
4.2.2. Métodos	120
4.2.3. Resultados y Discusión	121
4.2.3.1 Variaciones temporales de las propiedades del suelo no incendiado	121
<i>Variaciones de la estabilidad y distribución de los agregados del suelo no incendiado</i>	122
<i>Variaciones de la densidad de las partículas del suelo no incendiado</i>	123

4.2.3.2. Variaciones temporales de las propiedades en el suelo afectado por la intensidad del fuego	125
<i>Variaciones temporales de la densidad de las partículas del suelo incendiado en función de la intensidad del fuego y del tipo de microambiente de suelo</i>	127
<i>Variaciones temporales de la distribución de agregados en el suelo incendiado en función de la intensidad del fuego y del tipo de microambiente</i>	129
4.2.4. Conclusiones	132
4.2.5. Referencias bibliográficas	133
<hr/>	
<b>5. MOVILIZACIÓN DEL SUELO INCENDIADO POR IMPACTO DE LAS GOTAS DE LLUVIA (LA MEDIDA DEL SPLASH)</b>	<b>135</b>
<hr/>	
5.1. Introducción	135
5.2. Material y Métodos	137
5.2.1. 1º Parte: Diseño de una nueva cápsula de splash y experimento de validación	137
5.2.2. 2ª Parte: Instalación de cápsulas de splash en las parcelas experimentales de La Concordia	140
5.2.3. 3ª Parte: Recogida de datos, cálculos de la tasa de splash y determinación del tamaño de partícula de los sedimentos movilizados por salpicadura y escorrentía	141
<i>Descripción del equipo Coulter LS130</i>	142
<i>Determinación de la distribución por tamaños</i>	144
<i>Expresión de los resultados de la medida con el Coulter LS130</i>	145
5.3. Resultados y Discusión	146
5.3.1. 1ª Parte: Resultados y Discusión del ensayo de un nuevo diseño de cápsula de splash y su comparación con la cápsula convencional	147
5.3.1.1. Fuentes de variación de las tasas de splash	148
5.3.1.2. Variación de las tasas de splash con la elevación de las cápsulas sobre la superficie del suelo	149
5.3.1.3. Variación de las tasa de splash en función del tipo de cápsula	152
5.3.1.4. Variaciones temporales de las tasas de splash. El papel de la intensidad de la lluvia y de la humedad del suelo	153
5.3.2. 2ª Parte: Resultados y Discusión de la evolución espacial y temporal de las tasa de splash en las parcelas de La Concordia	155
5.3.2.1. Variaciones de las tasas de splash en función del tratamiento, el microambiente y el episodio de lluvia	156

5.3.2.2. Variaciones temporales de la tasa de splash. Papel de la intensidad de lluvia	163
Modelos de regresión lineal de entre la tasa de splash y la intensidad de lluvia	164
Utilidad del modelo y significado de los parámetros	166
<i>El término independiente</i>	166
<i>La pendiente de la recta</i>	168
5.3.3. 3ª Parte: Resultados y Discusión de la relación existente entre el tamaño medio geométrico (GMD) de los sedimentos movilizados por splash y escorrentía con la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ), y su relación con la erosionabilidad del suelo	170
5.3.3.1. GMD de los sedimentos movilizados por splash	171
Significado de los parámetros	173
<i>El término independiente</i>	173
<i>La pendiente de la recta</i>	173
5.3.3.2. GMD de los sedimentos del agua de escorrentía	176
<i>Significado de los parámetros del modelo</i>	179
5.3.3.3. Relación entre las tasas de movilización por splash y la producción de sedimentos por escorrentía en las parcelas de La Concordia	180
Significado de los parámetros del modelo	182
<i>El término independiente</i>	182
<i>La pendiente de la recta</i>	184
Erosión del suelo incendiado en episodios de lluvia de gran intensidad	185
5.4. Conclusiones	188
5.5. Referencia bibliográficas	190

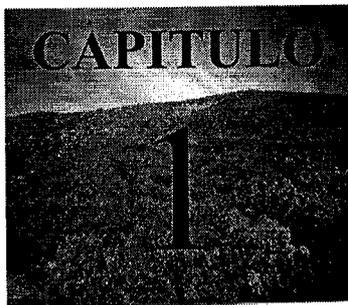
---

**6. HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL SUELO INCENDIADO** **193**

6.1. Introducción	193
6.2. Objetivo	195
6.3. Requerimientos de la instrumentación	195
6.3.1. Justificación del método usado	196
6.4. Time Domain Reflectometry (TDR)	196
6.4.1. Partes del instrumento TDR y Método de medida	196
6.4.2. Cálculo de la constante dieléctrica (K) con el TDR	200
6.4.3. Cálculo de la humedad volumétrica ( $\Theta_v$ )	201
<i>Modelos Empíricos</i>	202
<i>Modelos mixtos o modelo físico</i>	203
6.4.4. Cálculo de la conductividad eléctrica (CE) con el TDR	206

6.4.5. Limitaciones y ventajas del método	207
6.4.6. Instrumentación utilizada	209
6.4.7. Metodología para el seguimiento de la humedad del suelo	211
6.5. Verificaciones sobre el instrumento de medida TDR en el campo	211
6.6. Resultados y Discusión	215
6.6.1. Humedad del suelo	215
6.6.1.1. Variación anual de la humedad del suelo	215
Efecto de la profundidad de muestreo	218
Efecto del tratamiento	218
<i>El suelo superficial</i>	218
<i>El suelo subsuperficial</i>	220
Efecto del microambiente	220
Interacción tratamiento-microambiente-fecha de medida	222
Resumen	224
6.6.1.2. Variaciones estacionales de la humedad del suelo	225
6.6.1.2.1. Variaciones de la humedad del suelo a finales de verano de 1995 (primer verano posterior al incendio)	226
Efecto de la profundidad de muestreo	228
Efecto del tratamiento	229
<i>El suelo superficial</i>	229
<i>El suelo subsuperficial</i>	230
Efecto del microambiente	231
<i>El suelo superficial</i>	231
<i>El suelo subsuperficial</i>	231
Efecto de la fecha de medida	232
<i>El suelo superficial</i>	232
<i>El suelo subsuperficial</i>	234
Interacción tratamiento-microambiente-fecha de medida en el primer verano tras el incendio	234
<i>El suelo superficial</i>	234
<i>El suelo subsuperficial</i>	238
Discusión y conclusiones	241
6.6.1.2.2. Variaciones de la humedad del suelo en otoño-invierno del 95	244
<i>El suelo superficial</i>	245
<i>El suelo subsuperficial</i>	250

<i>Resumen</i>	255
6.6.1.2.3. Variaciones de la humedad del suelo en la primavera del 96	256
<i>El suelo superficial</i>	256
<i>El suelo subsuperficial</i>	261
<i>Resumen</i>	263
6.6.2. Temperatura del suelo	265
6.6.2.1. Variación anual de la temperatura del suelo	266
<i>Temperatura de la superficie del suelo</i>	270
<i>Temperatura del suelo subsuperficial</i>	275
6.6.2.2. Variaciones estacionales de la temperatura del suelo	279
<i>Variaciones de la temperatura del suelo a finales de verano de 1995</i>	279
<i>Variaciones de la temperatura del suelo en otoño-invierno de 1995</i>	283
<i>Variaciones de la temperatura del suelo en primavera de 1996</i>	287
<i>Resumen</i>	290
6.6.3. Relaciones entre la humedad del suelo, la temperatura ambiente y la temperatura del suelo	291
Influencia de las variables y significado de los parámetros del modelo	293
<i>La constante (parámetro a)</i>	293
<i>La cantidad de lluvia y el parámetro c</i>	295
<i>La temperatura del suelo y el parámetro d</i>	296
6.7. Referencias bibliográficas	295
<b>7. SINTESIS Y CONCLUSIONES FINALES</b>	<b>305</b>



# INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

## 1.1. INTRODUCCIÓN

No son frecuentes los estudios de campo en incendios experimentales realizados en verano que integren tanto el comportamiento y la intensidad del fuego como los efectos del mismo en el suelo (sobre las propiedades físicas del suelo, las propiedades hídricas y térmicas, y la erosión producida por el impacto de las gotas de lluvia) en zonas de matorrales semiáridos mediterráneos. Una de las principales razones de la escasez de dicho tipo de estudios en las condiciones más secas del suelo y del combustible es el riesgo de causar grandes incendios incontrolables. Normalmente, la mayoría de los estudios relacionados con el tema se han realizado pasado algún tiempo después del incendio y han habido pocos intentos de medir el comportamiento del fuego, su intensidad y relacionarlos con sus efectos en el momento, bajo condiciones de

campo. Gran parte de los trabajos que relacionan la intensidad del fuego con las propiedades del suelo están basados en la aplicación, en el laboratorio, de temperaturas máximas estándar (usualmente con una mufla) a una muestra homogénea de suelo (Kang & Sajjapongse, 1980; Giovannini et al., 1988, 1990 a, b). Los suelos y los matorrales mediterráneos son altamente heterogéneos, luego el proceso de simulación en el laboratorio pueden tener limitadas aplicaciones ya que, en condiciones de campo, la intensidad y las interacciones complejas entre la intensidad y las condiciones pre-fuego del suelo pueden dar resultados muy diferentes a los obtenidos en el laboratorio.

Por otro lado no conviene olvidar que, hoy en día, tanto el fuego como sus consecuencias en el medio son un problema ambiental de primera magnitud en la Península Ibérica y se ha considerado uno de los agentes de degradación más importantes del bosque y del matorral en la Comunitat Valenciana (Rubio y Sanroque, 1990; Le Houerou, 1990). Gran parte de los incendios intensos de la región mediterránea española ocurren en verano y muchos de éstos son inducidos por la abundancia de matorrales y pinares derivados de zonas antiguas de cultivo y pasto. Las predicciones del cambio de clima global junto a las actividades humanas sugieren una mayor frecuencia e intensidad de los incendios en este tipo de ecosistemas (Moreno & Oechel, 1992; Peñuelas, 1996; Espejo, 1997).

Los incendios pueden cambiar las propiedades físicas, hidrológicas y térmicas del suelo e incrementar los procesos erosivos según la intensidad del fuego. Todos estos aspectos junto con la medida de la intensidad de fuego y su comportamiento los iremos desarrollando a lo largo del presente trabajo. No obstante, realizaremos previamente una pequeña reseña de cada uno de los aspectos que se tratarán más ampliamente en los capítulos posteriores.

### ***1.1.1. Determinación de la Intensidad del fuego***

El matorral mediterráneo se caracteriza por su heterogeneidad, tanto en términos de la masa y de la estructura del combustible, como en términos de la naturaleza del fuego mismo. Esta heterogeneidad puede reducir la capacidad predictiva de los modelos de intensidad de fuego basados en características del combustible. Para mejorarlos es necesario diseñar experimentos que permitan estudiar las relaciones entre descriptores pre-fuego tales como la carga y la estructura del combustible, la velocidad

de propagación del fuego, el comportamiento del frente de avance del fuego y los parámetros de intensidad tales como la temperatura máxima y la duración. A pesar de la enorme extensión de los matorrales y la frecuencia del fuego en nuestra zona, se ha realizado poco esfuerzo de campo para obtener información precisa sobre las condiciones climáticas, el comportamiento del fuego y los parámetros de intensidad del fuego en este tipo de ecosistemas.

En la literatura se sugiere que la severidad del fuego, la cual depende de la elevación de la temperatura y la duración del calor, es una medida cualitativa de los efectos del fuego sobre el ecosistema (Brown & DeByle, 1989). La carga de combustible es la variable más utilizada para predecir el consumo de hojarasca y arbustos (Botelho et al., 1994). Sin embargo, otros estudios (Forgeard, 1989; Whelan, 1995) han demostrado que las temperaturas en la superficie del suelo no siguen un gradiente paralelo a la cantidad de combustible, puesto que dependen también de la estructura del combustible y de la velocidad de propagación. Hay una falta de conocimiento a escala real sobre las relaciones entre el comportamiento del fuego, la velocidad de propagación, los parámetros de intensidad y la severidad de sus efectos en los suelos desarrollados sobre matorrales mediterráneos heterogéneos. Los mecanismos de propagación del fuego en lechos de combustible heterogéneos se han investigado en condiciones de laboratorio (Nahmias et al., 1989), pero existen pocos experimentos a escala real (Nahmias et al., 1994).

La severidad del fuego es generalmente calibrada por la elevación máxima de la temperatura durante un incendio (DeBano et al., 1979; Moreno & Oechel, 1994). Es de igual importancia, sin embargo, la duración del incendio, pero en muy pocos casos se ha medido la duración de ciertos niveles de temperatura sobre el suelo (Trabaud, 1979; Jacoby et al., 1992; Ventura et al., 1994).

Las temperaturas elevadas y el prolongado tiempo de residencia pueden tener un profundo impacto sobre las propiedades de la superficie del suelo (Giovinnini et al., 1990b; Tomkins et al., 1991). Estos cambios, inducidos por la intensidad del fuego a nivel del suelo, son más o menos significativos para la comunidad biótica en su totalidad según su variabilidad espacial (Moreno & Oechel, 1994, pág. 29).

Una cuestión de interés para la gestión de los matorrales mediterráneos es conocer las cargas y la densidades aparentes del combustible que generan ciertos umbrales de temperatura y duración a nivel del suelo. También es de interés conocer, bajo las condiciones climáticas mediterráneas características del verano, los factores que

influyen en la velocidad de propagación del fuego, cual es su variabilidad, y cómo influyen en la severidad del fuego en el suelo. Otra cuestión de interés es proporcionar datos de campo sobre como la heterogeneidad de la estructura de lechos de combustible espacialmente continuos puede influir en los parámetros de propagación e intensidad del fuego.

### ***1.1.2. Determinación de los efectos en las propiedades físicas del suelo y su evolución***

Los incendios pueden cambiar las propiedades físicas del suelo según la intensidad del fuego. Sin embargo, se sabe muy poco sobre algunas de las alteraciones básicas en las propiedades físicas de los suelos más representativos bajo matorrales mediterráneos, especialmente de aquellos inducidos por uno de los aspectos más críticos del fuego, es decir, la intensidad, un parámetro difícil de medir.

Temperaturas elevadas y gran tiempo de residencia pueden tener un profundo impacto sobre las propiedades del suelo superficial (Tomkins et al., 1991). Estos cambios inducidos por el fuego a nivel del suelo ejercen una gran influencia en la sostenibilidad de la comunidad biótica (Bradstock & Auld, 1995; Neary et al., 1999), y son más o menos significativos según su variabilidad espacial (Moreno & Oechel, 1994). La intensidad, su variabilidad y los cambios inducidos sobre las propiedades físicas del suelo pueden jugar un papel crucial en los primeros episodios de erosión post-fuego y, consecuentemente en la recuperación de la vegetación. Sin embargo, la mayoría de los estudios relacionados con el tema se han realizado pasado algún tiempo después del incendio. Han habido pocos intentos para medirlos y relacionarlos en el momento bajo condiciones de campo, y éste es uno de los principales objetivos de este trabajo.

Los estudios de campo en los que la intensidad es variada experimentalmente, medida, y relacionada con las condiciones pre-fuego del suelo y del combustible son muy raros. Son aún más raros los estudios en los que la intensidad se relaciona con las propiedades físicas e hidrológicas de los suelos representativos bajo matorrales mediterráneos en las condiciones más secas y de mayor riesgo del suelo y del combustible, como son las de verano.

La carga de combustible se ha reconocido como la principal variable que afecta a la intensidad. Sin embargo, para una carga dada, la estructura del combustible (altura y densidad aparente) es un factor principal a tener en cuenta, debido a su influencia sobre la propagación del fuego (Hely & Forgeard, 1998), y la influencia de este último sobre el proceso de recuperación (Bradstock & Auld, 1995). También se reconoce que las condiciones pre-fuego del suelo influyen en la intensidad a nivel de microescala (Rice, 1993).

Para las condiciones más secas de combustible y de suelo en nuestro experimento la hipótesis de trabajo es que las características del combustible (cantidad y densidad aparente) y las características del suelo de las parcelas influyen en el patrón de intensidades que afecta al suelo y por lo tanto, en los efectos sobre sus propiedades físicas.

### ***1.1.3. Determinación de la erosionabilidad del suelo***

La medida de la cantidad de suelo movilizado por impacto de las gotas de lluvia en laderas escarpadas es compleja, puesto que a la gran variabilidad espacial de las propiedades edáficas se añade la variabilidad entre episodios de lluvia y la interferencia de otros procesos de ladera como es la generación de escorrentía.

Conocer la masa de suelo movilizado por el impacto de la gota de lluvia ("splash") en áreas forestales afectadas por incendios permite determinar los cambios en la erosionabilidad del suelo inducidos por la elevación de la temperatura (modificación de la agregación, combustión de la materia orgánica, elevación del pH etc.) así como los efectos de la desaparición de la cubierta vegetal.

Este capítulo se subdividirá en tres partes. La primera parte consiste en el diseño de un instrumento de medida de la cantidad de suelo que se moviliza por acción de la lluvia, que pueda adaptarse a nuestras laderas y que resuelva algunos de los problemas que plantea su determinación en las habituales condiciones de campo, especialmente en lo que se refiere a la interferencia del proceso de escorrentía y al efecto de la alteración del suelo en su instalación y en la recogida de datos. La segunda parte consiste en la medida de las tasas de movilización de suelo por impacto de la gota de lluvia en las parcelas de La Concordia, tanto incendiadas como no incendiadas, lo que nos permitirá determinar los cambios en la erosionabilidad del suelo. Finalmente, la

tercera parte consiste en el estudio de las relaciones existentes entre la tasa de splash y la tasa de erosión por escorrentía.

#### ***1.1.4. Humedad y Temperatura del suelo***

En áreas mediterráneas, donde el fuego es un proceso recurrente, la disponibilidad de agua en el suelo puede ser una de las principales razones por las que se generan determinados patrones espaciales y temporales que influyen en la recuperación de la vegetación después del fuego, ya que el agua es el factor más limitante para el crecimiento de las plantas en los ambientes semiáridos (Nobel et al., 1992).

Los estudios sobre el contenido de humedad del suelo en zonas semiáridas y más especialmente en zonas recientemente quemadas, no son frecuentes. En los últimos años, los estudios sobre el contenido de humedad del suelo en estas zonas se han incrementado (Albaladejo & Díaz, 1990; López-Bermúdez et al., 1991; Molina & Llinares, 1998; Gómez-Plaza, et al., 2000). El estudio de la dinámica del agua en el suelo en los ambientes semiáridos recientemente quemados o no, es importante, en primer lugar, por su papel como factor regulador de la generación de escorrentía (Cerdá, 1993; Karnieli & Ben-Asher, 1993; Ceballos & Schnable, 1998; Fitzjohn et al., 1998), y, en segundo lugar, por su papel en el desarrollo de la vegetación en zonas degradadas por erosión como consecuencia del fuego (Molina & Llinares, 1998).

Para poder explicar la dinámica de la humedad del suelo es necesario realizar un seguimiento paralelo de su régimen térmico. Esto es debido a que la temperatura del suelo está influenciada por la radiación solar, el color y la composición del suelo, la presencia de cobertura vegetal, etc, y sus variaciones afectan al contenido de humedad del suelo, especialmente en el proceso de desecación. Por este motivo, en el presente trabajo hemos realizado un seguimiento paralelo de la dinámica de la temperatura del suelo. Para poder comprender el funcionamiento hídrico y térmico del suelo de una zona semiárida recientemente incendiada como es nuestra zona de estudio, y teniendo presente la enorme importancia de la variabilidad espacial y temporal de la humedad del suelo en zonas semiáridas como la nuestra, se han estudiado las variaciones de la humedad y de la temperatura del suelo del suelo natural y del afectado por distinta intensidad de fuego. La variabilidad espacial la abordaremos bajo uno de los aspectos

que más influyen en nuestro caso, la presencia o no de vegetación. En el suelo afectado por el fuego la vegetación prácticamente ha desaparecido como consecuencia del incendio, pero se estudiarán los mismos microambientes *bajo planta y entre planta* afectados por distinta intensidad de fuego para analizar cómo evoluciona cada uno de ellos durante el primer año desde la perturbación. Respecto a la variabilidad temporal, aspecto crucial en la recuperación de la vegetación de las zonas incendiadas, el estudio se abordará de forma anual y estacional. Esta segunda permitirá el análisis del estado de humedad y temperatura del suelo incendiado en los periodos críticos (secos y cálidos en verano y húmedos y fríos en otoño-invierno) y cómo afectan a los mecanismos de recuperación post-incendio. Todo ello lo abordaremos bajo el punto de vista del efecto de la intensidad del fuego sobre el suelo y de su interacción con el proceso de erosión.

La técnica usada para la medida del contenido de humedad del suelo ha sido la del TDR (Time Domain Reflectometry). Es un método no destructivo, lo que nos permitió realizar un seguimiento espacial y temporal exhaustivo sin alterar el suelo y, por tanto sin interferencias en su estado que pudieran influir en el seguimiento del proceso de erosión.

## 1.2. OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis es proporcionar datos experimentales de campo y de laboratorio sobre uno de los factores de degradación que más afectan a los ecosistemas mediterráneos, la intensidad del fuego. A pesar de la importancia de su medida y de la magnitud de los efectos ecológicos que origina, hay una escasez de conocimientos de campo sobre los niveles de intensidad que se alcanzan en los fuegos estivales de matorral mediterráneo, sobre los procesos que dicho impacto genera en el suelo de nuestras laderas y sobre cómo influyen dichos procesos en la dinámica de la recuperación post-fuego. Para contribuir al conocimiento en los aspectos mencionados, los objetivos concretos del trabajo que se aborda son los siguientes:

- Determinar la intensidad del fuego y caracterizar los factores que la inducen, así como estudiar el comportamiento del fuego en incendios experimentales de matorral mediterráneo en el periodo estival
- Estudiar los efectos de la intensidad del fuego sobre el suelo y su evolución a corto plazo, en los siguientes aspectos:
  - Medir los efectos inmediatos y la evolución de las propiedades físicas inducidas por las intensidades de fuego medidas, teniendo en cuenta las características pre-fuego del suelo y del combustible.
  - Diseño de un instrumento de medida de la tasa de movilización de suelo por impacto de la gota de lluvia adaptado a nuestras laderas, medir dichas tasas con el objetivo de determinar si la intensidad del fuego afecta a la erosionabilidad del suelo, y establecer las relaciones existentes entre la movilización de suelo por impacto de lluvia y la movilización por ecorrentía.

- Estudiar la dinámica de la humedad y la temperatura del suelo incendiado, y sus repercusiones en la recuperación de la vegetación.

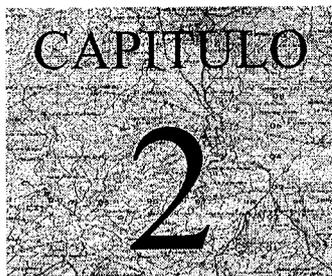
### 1.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albaladejo, J. & Díaz, E., 1990. Impact of the degradation processes on soil quality in arid mediterranean environment. En Rubio y J. Rickson (eds.) *Strategies to combat desertification in Mediterranean europe. Commission of the European Communities*. pp: 193 – 215.
- Botelho, H.S., Vega, J.A., Fernandes, P. & Rego, F.M.C., 1994. Prescribed fire behaviour and fuel consumption in Northern Portugal and Galizia maritime pine stands. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 343-353. (Coimbra).
- Bradstock, R. A. & Auld, T.D., 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity. Consequences for legume germination and fire management in SouthEastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 76-84.
- Brown, J.K. & DeByle, N.V., 1989. Effects of prescribed fire on biomass and plant succession in Western Aspen. Res. Paper INT-412. USDA/ Forest Service.
- Ceballos, A. & Schnabel, S., 1998. Hydrological behavior of a small catchment in the dehesa landuse system (Extremadura, SW Spain). *Journal of Hydrology*, **210**, 146 – 160.
- Cerdá, A. 1993. La infiltración de los suelo del País Valenciano. Factores y Variaciones Espacio-Temporales. *Tesis Doctoral. Universitat de València*. 357 pp.
- DeBano, L.F., Rice, R.N. & Conrad, C.E., 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. Res. Paper PSW-145. USDA/ Forest Service, Pacific. Southwest Forest and Range Experimental Station.
- Espejo, R., 1997. El entorno Mediterráneo y la desertificación. Tendencias pasadas y futuras. In (Eds.): In: *El paisaje Mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la Desertificación*, (eds. J:J: Ibáñez, B. Valero, C. Machado ), pp. 161-186. Geofoma. Logroño (Spain).

- Fitzjohn, C., Ternan, J.L. & Williams, A.G., 1998. Soil moisture variability in a semi-arid gully catchment: implications for runoff and erosion control. *Catena*, **32**, 55 – 70.
- Forgeard, F., 1989. Etude experimentale du role de la structure et de la biomasse vegetale sur le comportement du feu dans les landes de Bretagne. *Acta Oecologica Oecologia General* **10**, 273-294.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, **146**, 255-262.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M. 1990a. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, **149**, 344-350.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990b. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In: *Fire in Ecosystems Dynamics: Mediterranean and Northern perspectives*, (eds. J.G. Goldammer & M.J. Jenkins), pp. 95-102. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Gómez-Plaza, A., Alvarez-Rogel, J., Albaladejo, J. & Castillo, V.M., 2000. Spatial patterns and temporal stability of soil moisture across a range of scales in a semiarid environment. *Hydrological Processes*, **14**, 1261 – 1277.
- Hely, C. & Forgeard, F., 1998. Heterogeneity of a high *Ulex europaeus* heath with respect to relation to fire propagation (Brittany, France). *Canadian Journal of Botany*, **76**, 804-817.
- Jacoby, P.W., Ansley, R.J. & Trevino, B.A., 1992. Technical Note: An improved method for measuring temperatures during range fires. *Journal of Rangeland Management* **45**, 216-220.
- Kang, B.T. & Sajjapongse, A., 1980. Effects of heating on properties of some soils from Southern Nigeria and growth of rice. *Plant & Soil*, **55**, 321-331.
- Karnieli, A. & Ben-Asher, J., 1993. A daily runoff simulation in semiarid watersheds based on soil water deficit. *Journal of Hydrology*, **149**, 9 – 25.
- Le Houérou, H.N., 1990. Ecological guidelines to control land degradation in European Mediterranean countries. In 'Strategies to combat desertification in Mediterranean Europe' (Eds JL Rubio and RJ Rickson) pp. 331-36. (Commission of the European Communities. Brussels).
- López-Bermúdez, F., Alias Perez, L.J., Martínez Fernández, J., Romero Díaz, M.A. & Marín Sanlenadro, P., 1991. Escorrentías y pérdidas de suelo en calcisol pétrico

- bajo ambiente mediterráneo semiárido. *Cuaternario y Geomorfología*, **5**, 77 – 89.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998. Soil water dynamics in burned areas after a late summer rain. The role of fire intensity, microsite, sampling depth and time of measurement. In: *Ecosystems and Sustainable Development*. Advances in Ecological Sciences, Vol 1, (eds. Usó, J.L., Brebbia, C.A. & Power, H.), pp. 581-590. Computational Mechanics Publications. Southampton, U.K.
- Moreno, J.M. & Oechel, W., 1992. Sensitivity of Mediterranean-type ecosystems to global change, and relevance to global system functioning. *Report and recommendations of the symposium and workshop "Anticipated effects of changing global environment on Mediterranean-type ecosystems"*, pp. 9-26. Valencia (Spain).
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C., 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in Southern California chaparral. In 'The role of fire in Mediterranean-type ecosystems' (Eds JM Moreno and WC Oechel) pp. 26-45. (Springer-Verlag: New York).
- Nahmias, J., Téphany, H. & Guyon, E., 1989. Propagation de la combustion sur un réseau hétérogène bidimensionnel. *Revue de Physique Appliquée* **24**, 773-777.
- Nahmias, J, Téphany, H., Duarte, J.A.M.S. & Letaconnoux, S., 1994. Partial clearance of ground considered as a critical phenomenon for fire spread-threshold dependancy with wind. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 253-262. (Coimbra).
- Neary, D.G., Klopatec, C.C., DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology & Management*, **122**, 51-71.
- Nobel, P.S., Miller, M.P. & Graham, E.A., 1992. Influence of rocks on soil temperature, soil water potential and rooting patterns for desert succulents. *Oecologia*, **92**, 90 – 96.
- Peñuelas, J., 1996. Overview on current and past global changes in the Mediterranean ecosystems. *Orsis*, **11**, 165-175.
- Rice, S.K., 1993. Vegetation establishment in post-fire Adenostoma Chaparral in relation to fine-scale pattern of fire intensity and soil nutrients. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 115-124.

- Rubio, J.L. & Sanroque, P., 1990. Water erosion and desertification in the Spanish Mediterranean region. In 'Strategies to combat desertification in Mediterranean Europe' (Eds JL Rubio and RJ Rickson) pp. 163-192. (Commission of the European Communities: Brussels).
- Tomkins, I.B., Kellas, J.d., Tolhurst, K.J. & Oswin, D.A., 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a Eucalypt forest. *Australian Journal of Soil Research* **29**, 25-47.
- Trabaud, L., 1979. Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annales des Sciences Forestières* **36**, 13-38.
- Ventura, J.M.P., Mendes-Lopes, J.M.C., Rego, F.M.C. & Botelho, H.S., 1994. Temperature-time curves in forest fire. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 335-342. (Coimbra).
- Whelan, R.J., 1995. The ecology of fire. (Cambridge University Press).



## **DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO EXPERIMENTAL**

### **2.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO**

#### ***2.1.1. Localización***

El estudio se realizó en parcelas experimentales situadas en la zona forestal de utilidad pública denominada La Concordia, del término municipal de Liria (Figura 2.1.). La zona está situada a 50 Km al noroeste de la ciudad de València, y sus coordenadas son 39° 45' latitud Norte y 0° 43' longitud Oeste. La ladera estudiada tiene una pendiente media de 30 a 40 % , orientación Sudoeste y altitud entre 500 y 575 m sobre el nivel del mar.

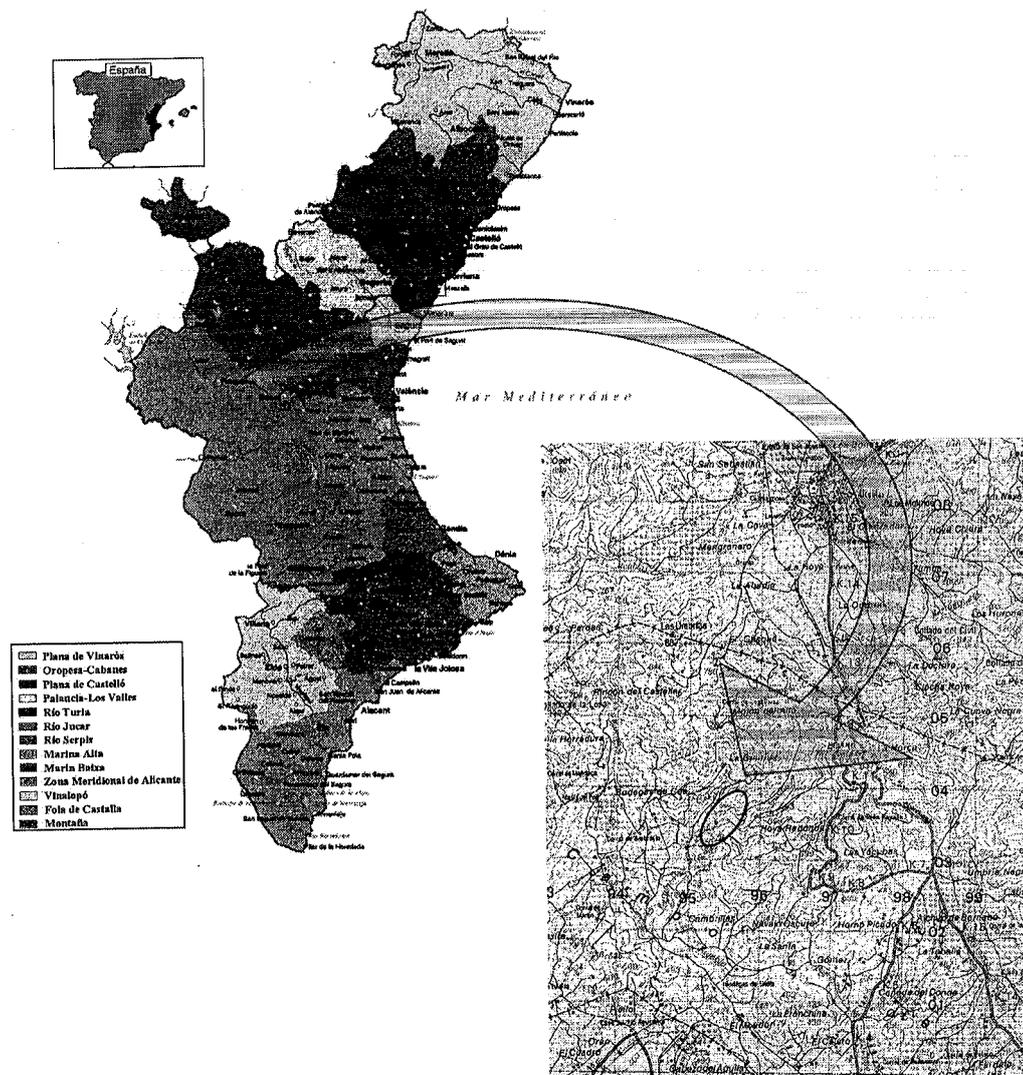


Figura 2.1.: Mapa de localización del área de estudio.

### **2.1.2. Clima**

Los datos climatológicos de la zona previos al experimento y durante el periodo de estudio se obtuvieron a partir de una estación meteorológica automática instalada en el centro de la zona de estudio. Dicha estación se instaló el 21 de febrero de 1995. En ella se conectó un sensor de humedad relativa del aire, un sensor de temperatura del aire y un pluviómetro registrador de balancín (modelos Unidata<sup>R</sup>). Posteriormente, a mediados del mes de mayo del 95 se conectaron sensores de velocidad y dirección del viento, factores importantes para el estudio del comportamiento de los fuegos experimentales.

Los sensores de humedad relativa, temperatura ambiental, pluviómetro registrador, anemómetro y veleta, fueron conectados a un *datalogger* modelo Starlog 6003A (Unidata<sup>R</sup>), que registra datos cada 5 minutos y, por lo tanto, proporciona una alta resolución temporal para el cálculo de las intensidades instantáneas de precipitación, de velocidad y dirección del viento. Por fallo del sensor de humedad relativa, se carece de datos desde el 12 de noviembre de 1995.

A partir de dichos datos se ha elaborado la ficha climática correspondiente a la zona en el periodo de estudio.

#### **2.1.2.1. Temperaturas**

##### *Variabilidad estacional*

Según los datos registrados en la zona, se observa que las temperaturas siguen una oscilación estacional y anual típicamente mediterráneas, aunque con amplitudes térmicas en invierno y en verano acentuadas, típicas de una zona mediterránea de montaña.

Las heladas se producen en los meses de diciembre a marzo. Durante el invierno las mínimas diarias registradas son de  $-2^{\circ}\text{C}$ , mientras que las máximas no superan los  $23^{\circ}\text{C}$ .

El paso al verano marca una subida generalizada y homogénea de las medias, tanto de las máximas como de las mínimas (mínimas alrededor de  $10^{\circ}\text{C}$  y máximas de  $39^{\circ}\text{C}$ ).

### *Variabilidad interanual*

Existen claras diferencias entre las medias anuales de 1995 y 1996. La temperatura media anual para el año 1995 fue de 15,12°C, con medias de las máximas diarias de 39°C en verano y medias de las mínimas de 0°C en invierno. Para el año 1996 la temperatura media fue de 14,36°C, con medias máximas diarias de 36°C en verano y medias mínimas de -2°C en invierno, ligeramente inferiores al año 95. Las temperaturas del aire en el periodo del incendio fueron mayores que las temperaturas del verano siguiente, mientras que el primer invierno tras el fuego fue más riguroso que el del año anterior. Las condiciones climáticas del año 1995 marcan el final de un periodo de sequía iniciado en 1992, que produjo un gran número de incendios intensos y extensos en todo el litoral mediterráneo en los años 1993 y 1994.

#### **2.1.2.2. Precipitaciones registradas**

##### *Variabilidad estacional*

Las lluvias presentan una distribución muy irregular con dos picos principales, uno durante la primavera y el otro durante el otoño. Las precipitaciones encuentran sus máximos entre los meses de abril a mayo, y de septiembre a diciembre, y sus mínimos de enero a febrero y de junio a agosto.

Durante el invierno muy ocasionalmente las precipitaciones suelen ser de nieve y cubren ligeramente el suelo en los meses de enero y febrero. Durante el invierno de 1995 se registraron 16 días de precipitaciones con un volumen de 96 l m<sup>-2</sup>. En 1996 se registraron 36 días de precipitaciones con un volumen de 176,1 l m<sup>-2</sup>. El invierno del 96 presenta un volumen de precipitaciones y un número de días de lluvia que son el doble que en 1995.

Durante la primavera las precipitaciones se concentran en los meses de abril y mayo. En el año 1995 el volumen de precipitación en estos meses fue de 8,6 y 14,8 l m<sup>-2</sup> respectivamente, mientras que se duplicó en 1996 (26 y 42 l m<sup>-2</sup> respectivamente). La abundancia de lluvias en este periodo puede influir en la recuperación de la vegetación post-incendio.

El verano se caracteriza por la escasez de lluvias, excepto para finales de agosto, en que se producen tormentas impestuosas de gran intensidad, pero de muy corta duración, con precipitaciones del orden de  $23 \text{ l m}^{-2}$  en agosto de 1995. Este periodo de lluvias ocurrió dos meses después del incendio y su incidencia puede ser muy significativa en la evolución del suelo tras el fuego.

El otoño se caracteriza por una distribución de lluvias más regular que las de la primavera. Las precipitaciones se concentran durante los meses de septiembre, octubre y noviembre. En el periodo de estudio, durante el primer otoño posterior al fuego, el volumen de precipitación fue de 112 mm repartido en 22 días.

#### *Variabilidad interanual*

El volumen de precipitación anual en 1995 fue de 274,4 mm, lo que hace considerar a este año como anormalmente seco, mientras que los 400,3 mm de 1996 son valores normales en esta zona.

#### **2.1.2.3. Ficha climática de la zona de estudio.**

El clima en la zona de La Concordia se ha caracterizado mediante los datos termopluviométricos que se indican en las Tablas 2.1. y 2.2.. Respecto al tipo climático que representaría la zona en una serie larga de años, como puede observarse en las Tablas 2.3. y 2.4. para las estaciones de Alpuente y Segorbe (próximas a la zona de estudio) estaría entre el Seco subhúmedo y el Semiárido, con mayor tendencia hacia el segundo. El índice de aridez para la zona varía entre 65 para 1995 y 51 para 1996.

Las fichas climáticas para la zona en el periodo de estudio se indican en las Tablas 2.1. y 2.2.. Los diagramas ombroclimáticos pueden verse en la Figuras 2.2. y 2.3., respectivamente. En ellos se observan rasgos bastante comunes como son el fuerte periodo de sequía estival, el poco exceso de agua en el invierno del 95 y el moderado exceso de agua en invierno del 96. Según estas diferencias, el regimen de humedad del suelo oscilaría entre "*aridic*" para 1995 y "*xeric*" para 1996.

FICHA CLIMÁTICA DE THORNTHWAITTE

Estación :	La Concordia (València)				Clasificación:				D	d	B'2	a'
Long.	0	43	O	Altura	563 metros							
Lat.	39	45	N	Periodo	1995							
	En.	Fb.	Mr.	Ab.	Mv.	Jun.	Jl.	Ag.	Sp.	Oc.	Nv.	De.
tm	9,28	8,31	10,91	12,58	16,34	18,49	23,24	22,47	18,61	16,51	14,61	10,08
tm anual	15,12 °C											
i	2,55	2,16	3,26	4,04	6,01	7,24	10,24	9,73	7,31	6,10	5,07	2,89
I anual	66,60											
a	1,54											
evt	26,68	22,50	34,27	42,70	63,93	77,38	110,08	104,50	78,12	64,94	53,79	30,34
ajuste	0,84	0,83	1,03	1,11	1,24	1,25	1,27	1,18	1,04	0,96	0,83	0,81
evtp	22,41	18,67	35,30	47,40	79,27	96,73	139,80	123,31	81,24	62,34	44,65	24,57
evtp anual	775,69 mm											
evtp estival	359,84 mm											
evtp estival %	46,39 %											
Pp	33,20	44,40	2,20	8,60	14,80	17,40	1,40	30,20	25,60	23,80	11,06	61,80
Pp anual	274,46 mm											
humedad	10,79	25,73	-33,10	-38,80	-64,47	-79,33	-138,40	-93,11	-55,64	-38,54	-33,59	37,23
reserva ideal	100 mm											
reserva	48,02	73,74	40,65	1,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	37,23
evtr	22,41	18,67	35,30	47,40	16,65	17,40	1,40	30,20	25,60	23,80	11,06	24,57
deficit	0,00	0,00	0,00	0,00	62,62	79,33	138,40	93,11	55,64	38,54	33,59	0,00
deficit anual	501,23 mm											
exceso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
exceso anual	0,00 mm											
<b>TOTALES</b>				<b>INDICES</b>								
tm	15,12 °C			lh =	0,00							
I	66,60			la =	64,62							
a	1,54			lm =	-38,77							
evtp	775,69 mm			<b>CLASIFICACIÓN DE THORNTHWAITTE</b>								
evtpe	359,84 mm			D SEMIARIDO								
evtpe	46,39 %			d POCO O NULO EXCESO DE AGUA EN INVIERNO								
Pp	274,46 mm			B'2 MESOTERMICO								
reserva ideal	100,00 mm			a'								
deficit	501,23 mm											
exceso	0,00 mm											
torrencialidad	121,50											

Tabla 2.1: Ficha climática de Thornthwaite de La Concordia para el año 1995.

DIAGRAMA OMBROCLIMÁTICO

Estación : La Concordia  
(València)

Clasificación: D d B'2 a'

Long. 0 43 O      Altura 563 metros  
Lat. 39 45 N      Período 1995

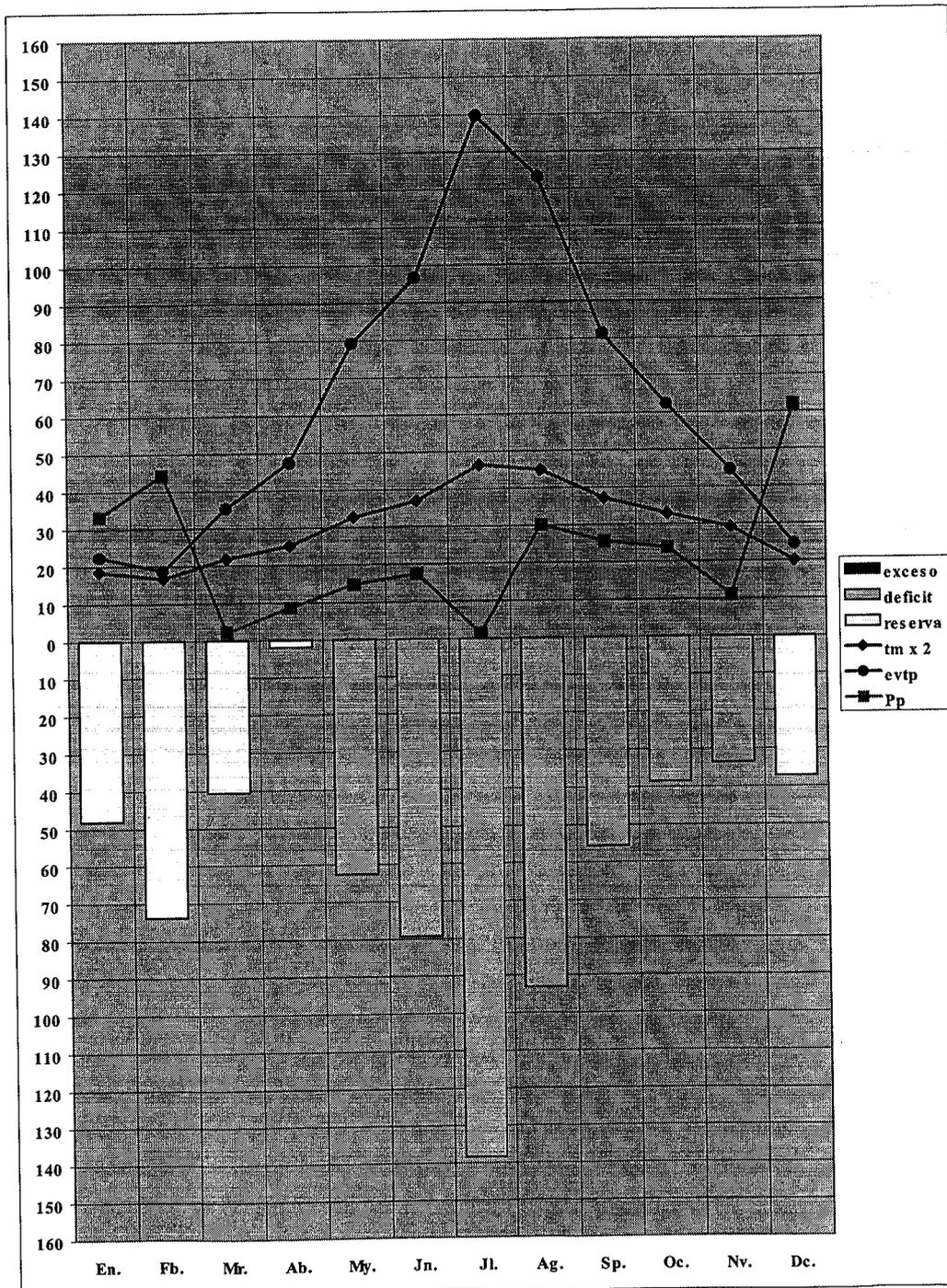


Figura 2.2: Diagrama ombroclimático de La Concordia para el año 1995.

FICHA CLIMÁTICA DE THORNTIWAITE

Estación :	La Concordia (Valencia)				Clasificación:	D	d	B'2	a'				
Long.	0	43	O		Altura	563 metros							
Lat.	39	45	N		Periodo	1996							
	En.	Fb.	Mr.	Ab.	Mv.	Jn.	Jl.	Ag.	Sp.	Oc.	Nv.	De.	
tm	9,38	7,29	9,81	12,51	15,04	19,69	21,93	22,10	17,22	16,24	11,12	9,98	
tm anual	14,36 °C												
i	2,59	1,77	2,77	4,01	5,30	7,96	9,38	9,49	6,50	5,95	3,35	2,85	
I anual	61,92												
a	1,47												
evf	29,40	20,31	31,42	44,88	58,81	87,26	102,22	103,41	71,69	65,79	37,76	32,23	
ajuste	0,84	0,83	1,03	1,11	1,24	1,25	1,27	1,18	1,04	0,96	0,83	0,81	
evfp	24,70	16,86	32,36	49,82	72,92	109,08	129,82	122,02	74,56	63,15	31,34	26,10	
evfp anual	752,74 mm												
evfp estival	360,92 mm												
evfp estival %	47,95 %												
Pp	40,00	18,40	6,20	26,00	42,00	21,20	5,80	19,20	49,80	0,00	56,40	115,30	
Pp anual	400,30 mm												
humedad	15,30	1,54	-26,16	-23,82	-30,92	-87,88	-124,02	-102,82	-24,76	-63,15	25,06	89,20	
reserva ideal	100 mm												
reserva	100,00	100,00	73,84	50,02	19,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,06	100,00	
evtr	24,70	16,86	32,36	49,82	72,92	40,30	5,80	19,20	49,80	0,00	31,34	26,10	
deficit	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	68,78	124,02	102,82	24,76	63,15	0,00	0,00	
deficit anual	383,53 mm												
exceso	15,30	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,25	
exceso anual	31,10 mm												

<b>TOTALES</b>		
tm	14,36 °C	
I	61,92	
a	1,47	
evfp	752,74 mm	
evtpe	360,92 mm	
evtpe	47,95 %	
Pp	400,30 mm	
reserva ideal	100,00 mm	
deficit	383,53 mm	
exceso	31,10 mm	
torrencialidad	280,51	

<b>INDICES</b>	
Ih =	4,13
Ia =	50,95
Im =	-26,44

<b>CLASIFICACIÓN DE THORNTIWAITE</b>
D SEMIARIDO
d POCO O NULO EXCESO DE AGUA EN INVIERNO
B'2 MES OTERMICO
a'

Tabla 2.2: Ficha climática de Thornthwaite de La Concordia para el año 1996.

DIAGRAMA OMBROCLIMÁTICO

Estación : La Concordia  
(València)

Clasificación: D d B'2 a'

Long. 0 43 O      Altura 563 metros  
Lat. 39 45 N      Periodo 1996

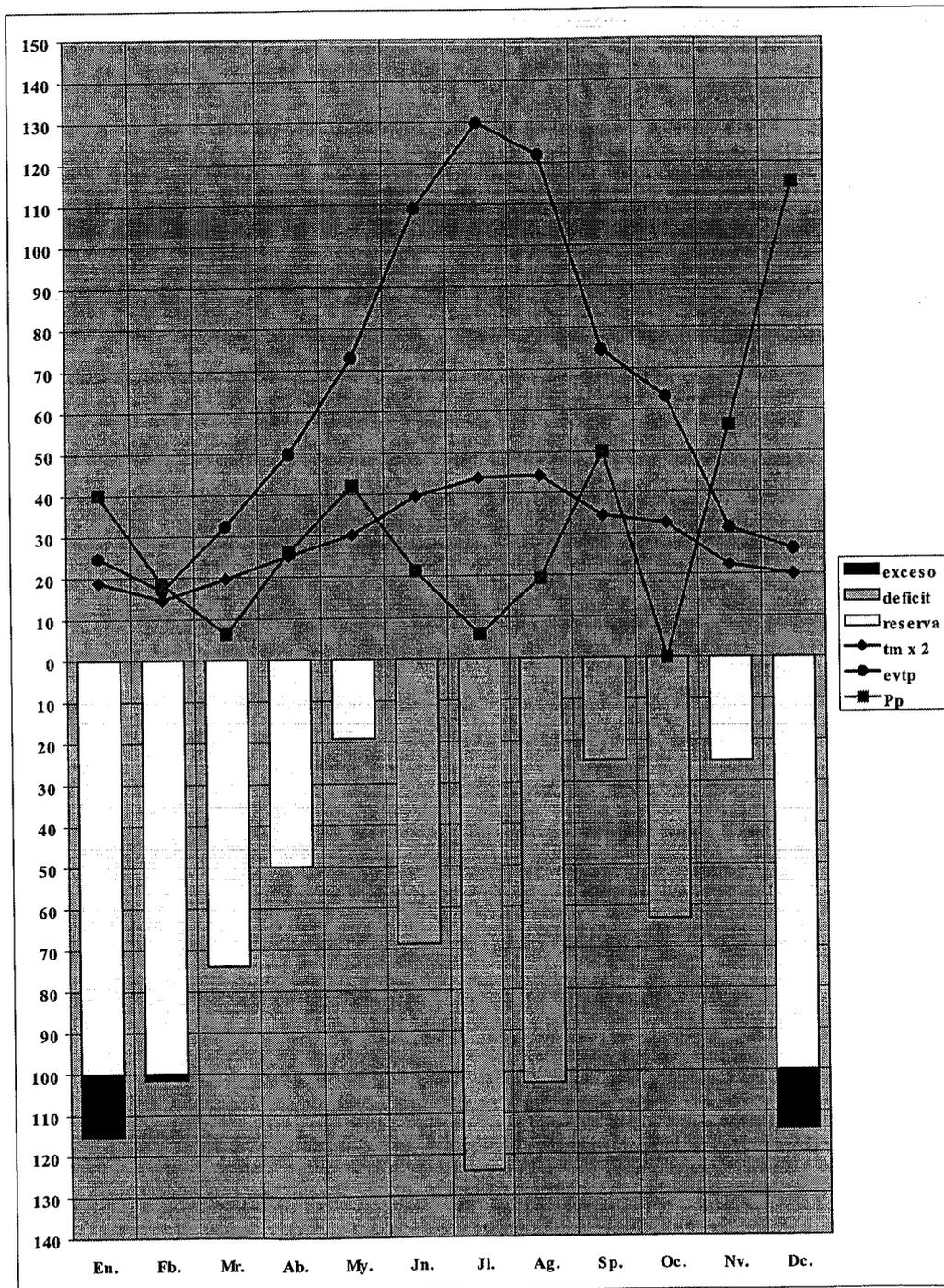


Figura 2.3: Diagrama ombroclimático de La Concordia para el año 1996.

ESTACION	FICHA CLIMATICA DE THORNTHWAITE												
	Alpuente Log. Lat.					C1	d	B'1	a'	XERIC			
		0.00	59.00	W		Altura	1092.00	metros					
		39.00	56.00	N		Periodo	1954-60						
Sp.	Oc.	Nv.	Dc.	En.	Fb.	Mr.	Ab.	My.	Jn.	Jl.	Ag.		
tm	18.40	15.40	9.30	6.40	4.80	5.30	8.90	10.60	12.40	14.90	20.60	21.90	
i	7.19	5.49	2.56	1.45	0.94	1.09	2.39	3.12	3.96	5.22	8.53	9.36	
evt	84.17	66.79	34.67	21.33	14.67	16.69	32.74	41.10	50.39	63.98	97.48	105.56	
ajuste	1.04	0.96	0.83	0.81	0.84	0.83	1.03	1.11	1.24	1.25	1.27	1.18	
evtp	87.54	64.11	28.77	17.28	12.33	13.85	33.72	45.62	62.48	79.98	123.80	124.56	
Pp	40.00	45.00	42.00	50.00	26.00	26.00	34.00	41.00	57.00	51.00	26.00	34.00	
humedad	-47.54	-19.11	13.23	32.72	13.67	12.15	0.28	-4.62	-5.48	-28.98	-97.80	-90.56	
reserva	0.00	0.00	13.23	45.95	59.62	71.77	72.05	67.43	61.95	32.97	0.00	0.00	
evtr	40.00	45.00	28.77	17.28	12.33	13.85	33.72	45.62	62.48	79.98	58.97	34.00	
deficit	47.54	19.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	64.83	90.56	
exceso	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<b>TOTALES</b>						<b>INDICES</b>							
Tm	12.41 °C					Ih =	0.00						
I	51.31					Ia =	31.99						
A	1.30					Im =	-19.20						
Evtp	694.04 mm					<b>CLASIFICACION DE THORNTHWAITE</b>							
Evtpe	328.34 mm					C1 SECOSUBHUMEDO							
Evtpe	47.31 %					d POCO O NULO EXCESO DE AGUA EN INVIERNO							
Pp	472.00 mm					B'1 MESOTERMICO							
Reserva ideal	100.00 mm					a'							
Deficit	222.04 mm					<b>REGIMEN DE HUMEDAD DEL SUELO</b>							
Exceso	0.00 mm					XERIC							
R. llena	0.00 dias												
R. humeda	238.00 dias												
R. vacia	122.00 dias												
R. vacia verano	73.00 dias												
Torrencialidad R	70.55												

Tabla 2.3.: Ficha climática de Alpuente.

ESTACION	FICHA CLIMATICA DE THORNTHWAITE												
	Segorbe					D	d	B'2	b'4	XERIC			
	Log.	0.00	29.00	W		Altura	364.00	metros					
	Lat.	39.00	51.00	N		Periodo	1943-69						
	Sp.	Oc.	Nv.	Dc.	En.	Fb.	Mr.	Ab.	My.	Jn.	Jl.	Ag.	
tm	21.20	16.30	12.20	9.00	8.10	9.70	12.00	13.90	17.00	20.40	23.70	24.30	
i	8.91	5.98	3.86	2.43	2.08	2.73	3.76	4.70	6.38	8.41	10.55	10.95	
evt	93.99	61.51	38.54	23.60	19.91	26.63	37.53	47.57	65.83	88.33	112.51	117.14	
ajuste	1.04	0.96	0.83	0.81	0.84	0.83	1.03	1.11	1.24	1.25	1.27	1.18	
evtp	97.75	59.05	31.99	19.11	16.72	22.10	38.66	52.80	81.62	110.42	142.88	138.22	
Pp	50.00	90.00	57.00	53.00	24.00	30.00	31.00	41.00	52.00	36.00	17.00	25.00	
humedad	-47.75	30.95	25.01	33.89	7.28	7.90	-7.66	-11.80	-29.62	-74.42	-125.88	-113.22	
reserva	0.00	30.95	55.96	89.85	97.13	100.00	92.34	80.54	50.92	0.00	0.00	0.00	
evtr	50.00	59.05	31.99	19.11	16.72	22.10	38.66	52.80	81.62	86.92	17.00	25.00	
deficit	47.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	23.50	125.88	113.22	
exceso	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<b>TOTALES</b>						<b>INDICES</b>							
Tm	15.65 °C					Ih =	0.62						
I	70.74					Ia =	38.25						
A	1.61					Im =	-22.33						
Evtp	811.32 mm					<b>CLASIFICACION DE THORNTHWAITE</b>							
Evtpe	391.52 mm					D SEMIARIDO							
Evtpe	48.26 %					d POCO O NULO EXCESO DE AGUA EN INVIERNO							
Pp	506.00 mm					B'2 MESOTERMICO							
reserva ideal	100.00 mm					b'4							
Deficit	310.35 mm					<b>REGIMEN DE HUMEDAD DEL SUELO</b>							
Exceso	5.03 mm					XERIC							
R. llena	2.00 dias												
R. humeda	239.00 dias												
R. vacia	119.00 dias												
R. vacia verano	86.00 dias												
Torrencialidad R	161.16												

Tabla 2.4.: Ficha climática de Segorbe.

### 2.1.3. Geología

La zona de estudio de La Concordia está enclavada en la parte suroriental de la cordillera Ibérica. Está constituida por afloramientos jurásicos sin claras directrices de ningún tipo de plegamiento. Los materiales son consolidados carbonatados del tipo Calizas micríticas del Oxfordiense-Kimmeridgiense inferior y medio (IGME, 1977). Estas calizas alternan con margas. En este caso el grado de consolidación del material geológico condiciona la clasificación del suelo: sobre las calizas se desarrollan Leptosoles rendzínicos (nuestra área de estudio) y, a partir de las margas, Regosoles calcáreos. Sin embargo, debido a la poca continuidad de los niveles margosos, el suelo más frecuente en las laderas es el Leptosol rendzínico (Rubio et al., 1995 LUCDEME, Hoja de Villar del Arzobispo (667)). Los Regosoles dominan en los piedemonte y fondos de valle.

### 2.1.4. Suelos

El tipo de suelo es un Leptosol rendzínico (Clasificación FAO, 1988) de poca profundidad y rocoso, Lithic Haploxeroll (Clasificación Soil Survey Staff, 1992) desarrollado sobre calizas. Los fragmentos rocosos en el perfil del suelo son alrededor del 50%. La profundidad del suelo oscila entre 30 y 40 cm. El color es marrón oscuro (10YR3/3). La textura es franco arenosa (61% de arena, 28% de limo y 11% de arcilla). La materia orgánica es alrededor de un 11% en el horizonte Ah. El contenido de carbonatos es del 57% y el pH alrededor de 7. El suelo está bien estructurado, friable y poroso, con una densidad aparente de la tierra fina de  $0,66 \text{ g cm}^{-3}$ . Estas características se refieren al suelo cubierto por matorrales (microambientes *bajo planta*), que ejercen un papel efectivo frente a la erosión ocasionando un patrón microtopográfico de montículos y depresiones microtopográficas. Una capa de hojarasca de unos 3 cm de profundidad cubre la superficie del suelo bajo los matorrales. La hojarasca no está presente en el suelo de los microambientes *entre plantas*, que tampoco exhiben la microtopografía anterior. El suelo es más compacto en este tipo de microambiente y la densidad aparente de la tierra fina es de  $0,77 \text{ g cm}^{-3}$ . Presenta un contenido más elevado de fragmentos rocosos en la superficie, un suelo menos profundo (<30 cm), un color

marrón amarillento oscuro (10YR3,5/4), una textura franca (44% de arena, 40% de limo y 16% de arcilla) y un menor contenido en materia orgánica (8%).

### **2.1.5. Vegetación**

La zona pertenece al Piso Bioclimático Mesomediterráneo de ombroclima seco y se sitúa en el subsector Valenciano-Castellonense de la provincia corológica Catalano-Valenciano-Provenzal-Balear.

La vegetación potencial (Costa, 1986) de la zona corresponde a la asociación *Rubio-Quercetum rotundifoliae*, formada por los carrascales levantinos sobre calizas que daría paso, en su primera etapa de sucesión, a coscojares con lentisco (*Rhamno-Quercetum cocciferae lentiscetosum*), seguida por matorrales termófilos con romero (*Rosmarino-Ericion*) y pastizales anuales (*Thero-Brachypodion*). La etapa de bosque no está representada actualmente en el área, sino que está degradada y se encuentra en fase de matorral. La vegetación presenta una altura de 1 – 1,5 m y está dominada por *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*. Especies de matorral tales como *Rhamnus lycioides*, *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus* y *Stipa tenacissima* solo aparecen localmente. Otras especies presentes principalmente en los microambientes *entre plantas* incluyen *Thymus vulgaris*, *Globularia alypum*, *Cistus clusii*, *Cistus monspeliensis* y *Brachypodium retusum*, que aparece de forma generalizada en el área. *Pinus halepensis* constituía la especie arbórea dominante antes del incendio de 1978.

Existe un claro predominio de las zonas no labradas, así como campos de cultivo abandonados y, dentro de ellos, el matorral ocupa la mayor superficie. Los cultivos de secano se mantiene en las zonas de valle más llanas donde predominan la vid, el olivo y el almendro. En la Fotografía 2 puede observarse la distribución de usos del suelo en el área de La Concordia.

### **2.1.6. Historia de usos del suelo**

Según un documento de fecha 1961 sobre el Plan de Ordenación del Monte Público de La Concordia (Ministerio de Agricultura, 1961), consultado en el Departamento de Recursos Forestales de la Consellería de Medio Ambiente, en dicho monte se practicó el pastoreo intensivo al menos hasta 1929. En el documento se hace referencia al matorral mediterráneo como vegetación dominante después del abandono

del pastoreo, a la pérdida de suelo y a la pedregosidad superficial en las zonas de paso del ganado, al uso de la hojarasca y del horizonte orgánico del suelo forestal para la fertilización de los suelos agrícolas vecinos y a la explotación del matorral y del pinar para combustible en los hogares y en la industria cerámica de Manises.

No hay referencias explícitas de la frecuencia del fuego en el área pero se menciona que, con anterioridad al plan de ordenación forestal, se recomendaba la explotación del matorral, la caza y todas aquellas prácticas que favorecieran el crecimiento de herbáceas como forma de evitar los incendios y favorecer la regeneración del pinar.

Los criterios que rigieron la utilización del monte cambiaron hacia los 50, y a partir de entonces se consideró que en los montes, el pastoreo debería subordinarse a la explotación de la madera, bajo la evidencia de que en las zonas con elevada pendiente, suelo poco profundo y pedregoso sometidas al pastoreo y al pisoteo del ganado, las especies de matorral espinoso y poco palatables ejercen gran competencia con las herbáceas. Con estos nuevos criterios los planes de ordenación forestal se orientaron hacia la explotación de la madera de los pinos y la reforestación para dicho fin. La única referencia sobre incendios intensos en la zona es el producido en agosto de 1978. Antes de dicho incendio el monte de La Concordia estaba formado por un denso pinar de *Pinus halepensis*. 17 años después, es decir, en 1995, cuando se realizaron los fuegos experimentales de La Concordia, la vegetación natural en la ladera de orientación suroeste seleccionada estaba formada por un matorral de 1-2 m de altura, con las especies *R. Officinalis* y *U. Parviflorus* como dominantes. El matorral no estaba homogéneamente distribuido en la ladera, sino que formaba un mosaico que recubría la mitad de la superficie experimental. Los espacios no cubiertos por matorral estaban muy erosionados y las plantas dominantes en ellos eran sufruticosas y leñosas de porte muy bajo y poca cobertura.

## 2.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

A mitad de la ladera de la zona de estudio se seleccionaron nueve parcelas de 20 m de largo por 4 m de ancho con pendientes similares y suelo y vegetación homogéneos (Figura 2.4.). Para la selección de las nueve parcelas se delimitó un área de 3420 m<sup>2</sup> (114 m de largo por 30 m de ancho) en la zona de estudio (Fotografía 1) y se realizó un

estudio exhaustivo tanto de la vegetación como del suelo para determinar su grado de homogeneidad. A partir de este estudio preliminar de caracterización, se delimitaron las nueve parcelas, que fueron aisladas mediante obra de albañilería y equipadas con un colector para la recogida de sedimentos y aguas de escorrentía que se generasen en las parcela. Estas parcelas recibieron los tratamientos de fuego y se destinaron para el seguimiento de los estudios de erosión y el cumplimiento de los objetivos del presente trabajo.

Las parcelas de estudio tienen una distribución del suelo y la vegetación espacialmente heterogénea. Presentan un 50% del área cubierta por arbustos (microambiente *Bajo planta*). Los microambientes *entre plantas* están formados en su mayor parte por fragmentos rocosos y plantas leñosas y herbáceas de pequeño porte como *Thymus vulgaris*, *Globularia alypum* y *Brachypodium retusum*.

Fueron quemadas seis de las nueve parcelas. Las tres restantes se utilizaron como Control para medidas y comparaciones de las anteriores con el suelo no incendiado.

En base a la cantidad de combustible de las parcelas se consideraron dos tratamientos de fuego: Intenso ( $4 \text{ kg m}^{-2}$ ) y Moderado ( $2 \text{ kg m}^{-2}$ ). La intensidad del fuego derivada de ambos tratamientos se determinó mediante termopares instalados en la superficie del suelo. Se quemaron tres parcelas por cada uno de los tratamientos estudiados. Los tratamientos fueron asignados al azar a cada una de las parcelas.

Para conseguir las cargas de combustible correspondientes a cada tratamiento y una distribución de éste espacialmente continua se añadió combustible a las parcelas. El combustible añadido estaba compuesto por la vegetación de los alrededores de las parcelas, cortada, secada y mezclada con astillas de pino (de diámetro ligeramente mayor que el de los arbustos naturales). El diseño experimental simula dos formaciones de matorral de diferentes carga y estructura del combustible. Para el diseño experimental se tuvo en cuenta las relaciones existentes entre la carga, la altura y el grado de compactación de la vegetación obtenidas en trabajos previos realizados con estos arbustos (Papió & Trabaud, 1990, 1991; Armand et al. 1993). Para determinar el grado de compactación del combustible se aplicó el concepto de densidad aparente de Brown & DeByle (1989).

El combustible se secó en condiciones de campo durante 2 semanas y fue añadido a las parcelas el día anterior al incendio. El contenido de humedad del suelo y de la vegetación el día de los incendios era de 2 - 5% y 15%, respectivamente. Para la

adición y distribución del nuevo combustible se tuvo en cuenta la distribución espacial de la cantidad de combustible natural en cada una de las parcelas, que fue determinada previamente.

Para la medida de la intensidad del fuego en el suelo, se instalaron seis termopares en cada una de las parcelas en la superficie del suelo. Los termopares, debidamente fijados al suelo, se instalaron al azar siguiendo el criterio del microambiente *bajo planta* y *entre plantas* y considerando que estuvieran distribuidos tanto en la mitad superior como en la inferior de cada parcela.

Se quemaron tres parcelas el 20 de junio de 1995 (Fotografía 3) con velocidades de viento bajo ( $0,3 \text{ m s}^{-1}$ ), temperatura del aire entre  $19^{\circ}\text{C}$  y  $22^{\circ}\text{C}$ , y humedad relativa del aire entre 85% y 78%. Las otras tres parcelas se quemaron el 21 de junio, con velocidades de viento similares ( $0,3 - 1,4 \text{ m s}^{-1}$ ), temperatura del aire entre  $21^{\circ}\text{C}$  y  $24^{\circ}\text{C}$  y humedad relativa del aire entre 83% y 77%. El tipo de incendio fue de abajo hacia arriba, en el sentido de la pendiente de la ladera. con fuego en la cabeza, es decir, se encendieron con antorchas en la parte más baja de las parcelas y se propagó hacia arriba de forma natural.

Siguiendo el mismo criterio de distribución que para los termopares, se localizaron 4 puntos de muestreo de suelo para cada una de las nueve parcelas, 2 en el microambiente *bajo planta* y otros 2 en el microambiente *entre plantas*. Estos mismos puntos de muestreo se utilizaron para el muestreo del suelo a lo largo del periodo de estudio, para la instalación de las sondas de humedad del suelo y también para el seguimiento de la movilización de suelo por impacto de la gota de lluvia (splash), con la salvedad de que se instalaron 6 cápsulas de medida por parcela siguiendo el mismo criterio anterior (Figura 2.4.).

Para todos los análisis estadísticos realizados a lo largo de todo el presente trabajo hemos utilizado el paquete estadístico SPSS para Windows versión 10.0.0.6.

En los capítulos siguientes, se desarrollan los objetivos específicos del trabajo de tesis doctoral.

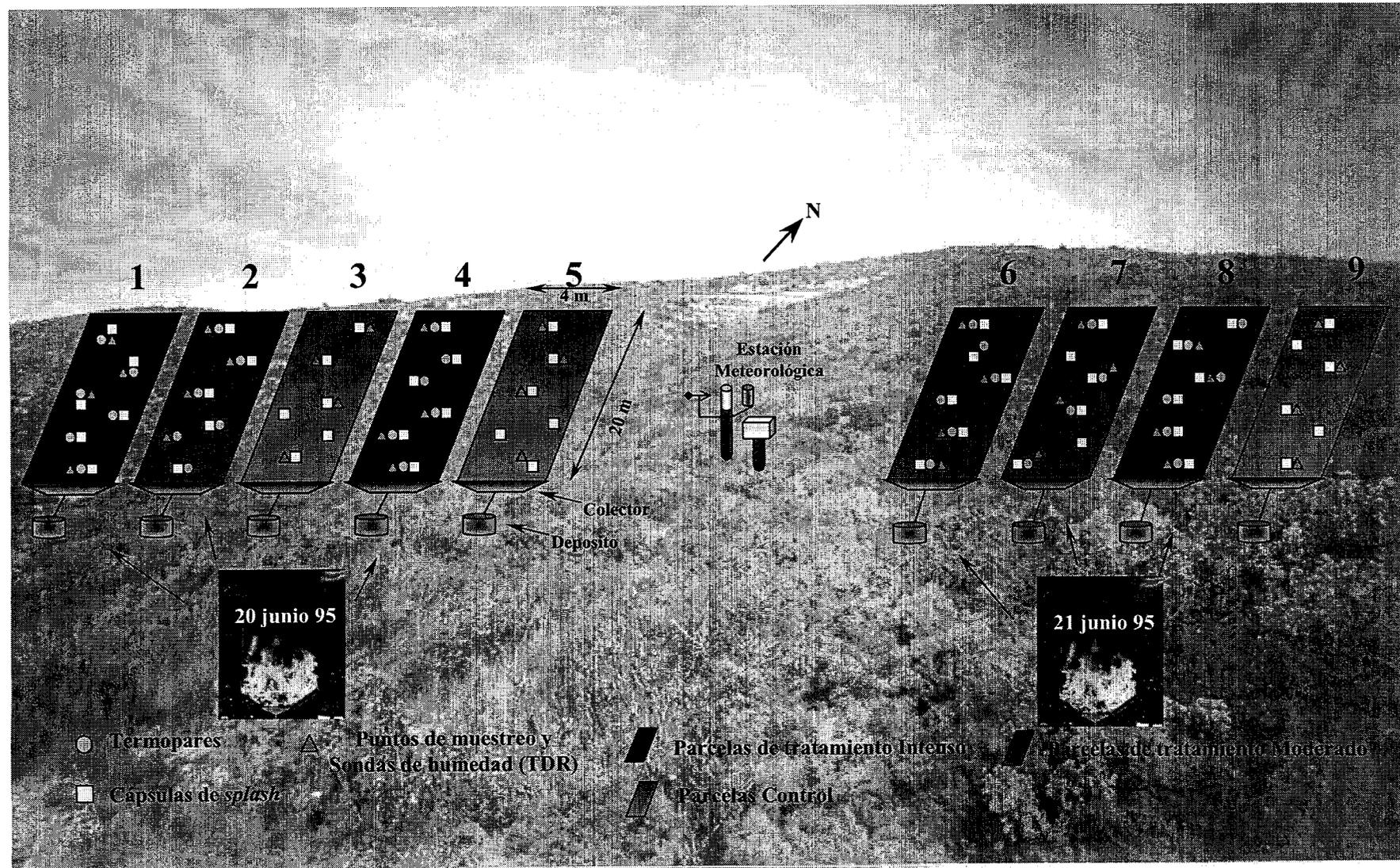
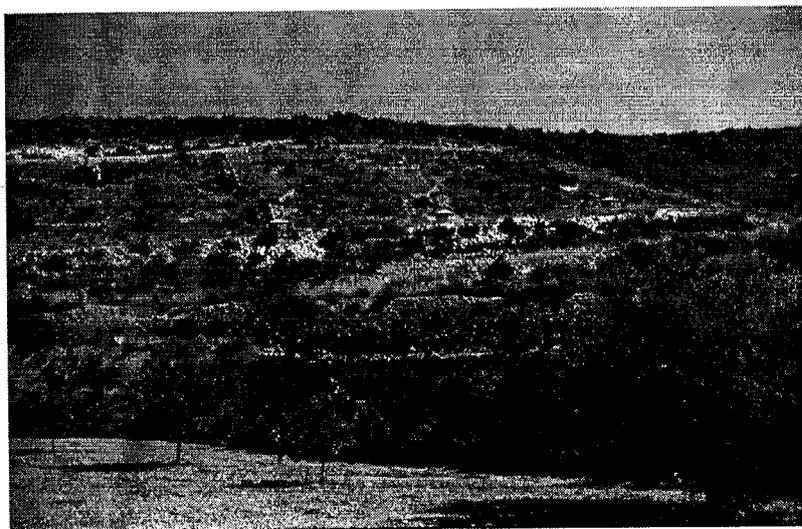


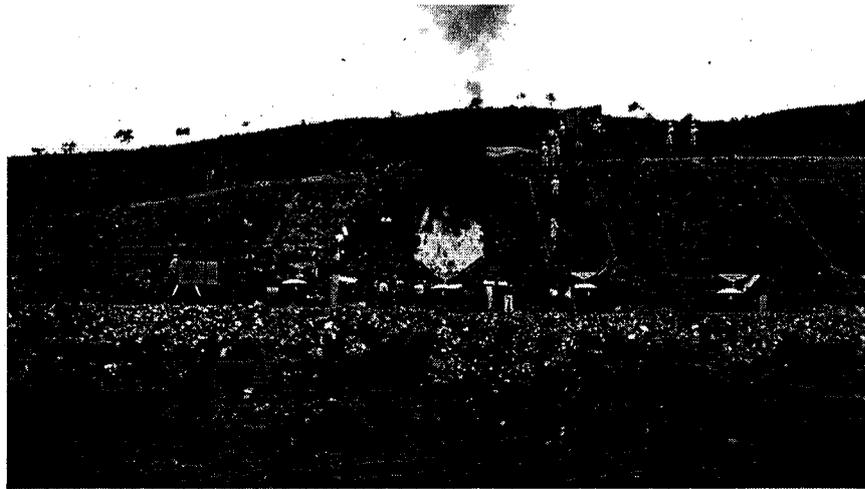
Figura 2.4: Esquema del Diseño Experimental de las parcelas de La Concordia.



**Fotografía 1: Vista de la zona de estudio antes de la delimitación de las parcelas.**



**Fotografía 2: Aspecto de la ladera de La Concordia después de la delimitación de las parcelas y tipos de uso del suelo en la zona de estudio.**



**Fotografía 3: Fuegos experimentales en La Concordia.**

### **2.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Armand, D., Etienne, M, Legrand, C., Marechal, J. & Valette, J.C., 1993. Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Ann. Sci. For.* **50**, 79-89.
- Brown, J.K. & DeByle, N.V., 1989. Effects of prescribed fire on biomass and plant succession in Western Aspen. Res. Paper INT-412. USDA/ Forest Service.
- Costa, 1986. *La Vegetació al País Valencià*. Universitat de València. Secretariat de Publicacions. 246 pág.
- FAO, 1988. Soil map of the world. Revised legend. World Soil Resources Report 60. FAO/Unesco. Roma.
- Soil Survey Staff, 1992. *Keys to Soil Taxonomy*. Pocahontas Press, Inc., Blacksburg, Virginia, U.S.A.
- IGME, 1977. Mapa Geológico de España, E. 1:50.000 de Villar del Arzobispo (667). Ser. de Publ. Ministerio de Industria.
- Rubio, J.L., Forteza, J., Sánchez, J. y colaboradores, 1995. *Proyecto Lucdeme. Mapa de suelos de la Comunitat Valenciana Escala 1:100.000*. Hoja de Villar del Arzobispo (667). Generalitat Valenciana-Icona-CIDE. Generalitat Valenciana. Servei d'Estudis Agraris i Comunitaris. València.

Ministerio de Agricultura, 1961. Proyecto de Ordenación del Monte denominado LA CONCORDIA, nº 87 del Catálogo de los de Utilidad Pública perteneciente al Propio de Liria. Plano Especial Escala 1:5.000. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Subdirección del Patrimonio Forestal del Estado. Ingeniero D. Rafael Cal Casals.

Papió, C. & Trabaud, L., 1990. Structural characteristics of fuel components of five Mediterranean shrubs. *Forest Ecology and Management* **35**, 249-259.

Papió, C. & Trabaud, L., 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of Mediterranean shrublands. *Forest Science* **37** 146-159.

SPSS para Windows versión 10.0.0.6. Paquete de software estadístico con licencia de la Universitat de València.



**CAPÍTULO**  
**3**

## **DETERMINACIÓN DE LA INTENSIDAD DEL FUEGO**

### **3.1. ESTIMACIÓN DE LA CANTIDAD DE BIOMASA DE LA VEGETACIÓN, DEL COMBUSTIBLE AÑADIDO Y DE LA BIOMASA CONSUMIDA POR EL FUEGO EN LAS PARCELAS DE LA CONCORDIA**

#### **3.1.1. INTRODUCCIÓN**

La cantidad de combustible que puede quemarse en un incendio es el indicador de intensidad del fuego más frecuentemente relacionado con la severidad de sus efectos (Davis, 1959; Trabaud, 1977). Esto es así dado que existe una relación directa entre la cantidad de combustible quemado, el calor producido y la potencia del frente de fuego

(Byram, 1959; Tangren, 1976; Trabaud, 1985). No obstante, además de la cantidad existen otros parámetros del combustible que ejercen un papel destacado en la intensidad del frente de fuego. Por ejemplo, el contenido de agua de la vegetación (Ching & Stewart, 1962; Trabaud, 1976), la estructura del combustible (Brown, 1981, Papió & Trabaud, 1990) y su composición química (Heim, 1974).

En el caso de los fuegos experimentales de La Concordia, el contenido de agua de la vegetación a principios del mes de junio era muy bajo en todas las parcelas (5-15%) por lo que las diferencias de intensidad de fuego no pueden atribuirse a diferencias en el contenido de humedad del combustible. Asimismo, dado que las distintas parcelas están situadas en una misma ladera y tienen una misma composición florística, tampoco eran esperables diferencias de intensidad de fuego debidas a la composición. Sin embargo, la vegetación natural en dichas parcelas tenía una estructura en mosaico, con espacios de matorral más o menos denso que alternaban con espacios casi desnudos de vegetación. Estos últimos podían frenar el avance del frente de fuego y producir un comportamiento errático que no se deseaba bajo las condiciones en que se planificó el experimento.

El experimento fue diseñado deliberadamente para medir la intensidad debida a dos niveles prefijados de combustible, 2 y 4 kg m<sup>-2</sup>, con una distribución espacial suficientemente homogénea que no frenase el avance del fuego. Para ello era necesario, por un lado, conocer la cantidad de biomasa seca de la vegetación natural y añadir la necesaria para alcanzar las mencionadas cargas de combustible y, por otro lado, distribuirla espacialmente, sobre todo en los espacios desnudos. Como veremos posteriormente, al añadir combustible se consiguieron cargas de combustible espacialmente homogéneas pero estructuralmente heterogéneas. Ello nos permitió estudiar la influencia de dos características del combustible (cantidad y estructura) en la elevación de temperaturas y duración del calor en el suelo.

### **3.1.2. ESTIMACIÓN DE LA CANTIDAD DE COMBUSTIBLE NATURAL EN LAS PARCELAS**

El método general de estimación de la cantidad de biomasa procedente de la vegetación se basa en obtener una relación entre la cobertura y el peso de la parte aérea de la planta (Lyon, 1968). Sin embargo, podemos incrementar la exactitud de la

estimación si incluimos la altura. Así correlacionaríamos el volumen aparente con la fitomasa (Bryant & Kothmann, 1979). Esta forma de estimación de la biomasa se describe detalladamente en los trabajos de Rutherford (1979) y Etienne (1989).

La técnica más comúnmente usada para la medida de la biomasa es cortar y pesar toda la vegetación de un área seleccionada. Este método ha sido aplicado con éxito en matorrales monoespecíficos (Whittaker, 1962; Chapman et al., 1975; Clement & Touffet, 1976; Loiseau & Merle, 1981), pluriespecíficos (Etienne, 1977), sotobosque (Duvigneaud, 1974), y árboles (Barnes et al., 1976; Trlica et al., 1977). No obstante es lento y laborioso, caro y altamente destructivo.

Existen otros métodos de determinación no destructivos (Etienne 1989; Etienne & Legrand, 1994; Martínez et al. 1991) como el del "bulk transect" (Pickford & Stewart, 1935). El método consiste en delimitar un transecto a lo largo de cada parcela para crear una rejilla de 1m x 1m en la que mediremos la altura y los diámetros de las plantas presentes en ellas.

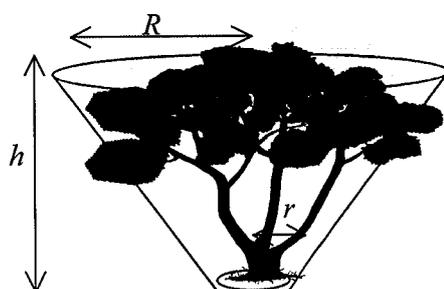
Este método permite obtener una representación tridimensional de la estructura vertical y horizontal del matorral, es suficientemente rápido, fácil y práctico para realizarlo en el campo, y además permite la identificación botánica de cada grupo de plantas. Dicho método es el empleado para la caracterización de la vegetación y el cálculo de su biomasa.

### ***3.1.2.1. Determinación de la biomasa a partir de las especies dominantes***

Cualquier estimación no destructiva de la biomasa se debe realizar por procedimientos indirectos. A partir de los transectos de vegetación realizados en las parcelas, las especies *Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus*, *Globularia alypum*, *Anthyllis cytisoides* y *Thymus vulgaris* resultaron ser dominantes en nuestra área de estudio. Por su abundancia se eligieron para determinar las relaciones volumen aparente-fitomasa.

### *Rosmarinus officinalis*

En un área próxima a las parcelas a incendiar seleccionamos al azar 10 ejemplares de *Rosmarinus officinalis*. Para cada uno de los ejemplares se midió su altura y el perímetro a diferentes alturas del suelo. Dichas medidas se utilizaron para calcular cada uno de dichos volúmenes parciales por aproximación a la fórmula del tronco de cono (Ecuación 3.1.), que parece adaptarse mejor a la forma de los arbustos (Martínez et al., 1991).



$$Volumen = \frac{h * \pi [r^2 + (r * R) + R^2]}{3}$$

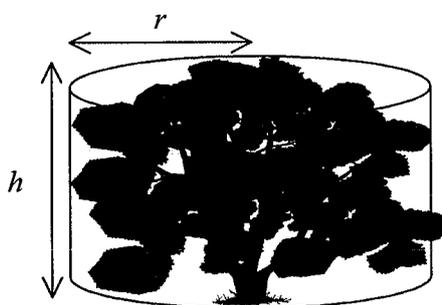
#### **Ecuación 3.1.: Fórmula del volumen del tronco de cono.**

Posteriormente, los arbustos fueron cortados a ras de suelo, se determinó su peso en fresco y su peso seco tras someterlos 8 horas a 80°C.

Los datos se correlacionaron linealmente, calculándose los coeficientes de regresión lineal, su significación y el modelo de relación entre biovolumen y peso seco.

### *Ulex parviflorus*

En este caso se calculó el biovolumen por aproximación al cilindro (Ecuación 3.2.) en el que se inscribe cada ejemplar. Como en el caso anterior, se determinó el modelo de regresión lineal entre el biovolumen y el peso seco, el coeficiente de regresión y su significación estadística.



$$\text{Volumen} = \pi * r^2 * h$$

**Ecuación 3.2.: Fórmula del volumen del cilindro.**

***Globularia alypum, Anthyllis cytisoides y Thymus vulgaris***

El procedimiento también fue similar a los anteriores, aunque en estos casos sólo se seleccionaron 4 ejemplares de cada una de las especies mencionadas. El biovolumen se calculó por aproximación al cilindro (Ecuación 3.2.).

**3.1.2.2. Medidas y resultados**

Los resultados del modelo de regresión lineal peso seco/biovolumen se muestran en la Tabla 3.1.. Los tres modelos no presentan término independiente al realizar el ajuste haciendo pasar la recta por el origen de coordenadas.

Biovolumen	a	R <sup>2</sup>	Sig.
<i>Rosmarinus officinalis</i>	501,313	0,957	0,000
<i>Ulex parviflorus</i>	472,742	0,926	0,000
<i>Thymus v., Anthyllis c. y Globularia a.</i>	388,234	0,893	0,000

Sig.: Nivel de Significación.

**Tabla 3.1.: Resultados de las regresiones lineales de *Biovolumen = a \* Peso seco.***

Como podemos observar en la Tabla 3.1. los valores de  $R^2$  son elevados y muy significativos. Podemos concluir, por tanto, que el método resulta válido para estimar la biomasa seca a partir del cálculo del volumen aparente de cada tipo de planta

La aplicación de los modelos anteriores a los individuos presentes en los transectos de vegetación realizados en cada parcela (previa determinación de sus dimensiones), permitirá conocer la distribución de las especies en las parcelas y calcular su cantidad de biomasa. Para las especies poco representadas en las parcelas no se han obtenido los modelos biovolumen-peso seco. Sin embargo, a cada una de ellas se les ha asociado una cantidad de biomasa de acuerdo a la relación siguiente:

- Biovolumen *Rosmarinus officinalis*: hemos asociado las especies *Rhamnus lyciodes*, *Cistus monspeliensis* y *Juniperus oxycedrus*.
- Biovolumen *Ulex parviflorus*: hemos asociado las especies *Stipa tennacissima*, *Quercus coccifera*, *Genista scorpius* y *Pinus halepensis*.
- Biovolumen *Thymus vulgaris*: hemos asociado la especie *Erica multiflora*

Una vez realizados todas las medidas y cálculos correspondientes a la biomasa, en la Tabla 3.3. presentamos los valores medios de la cantidad de biomasa natural en cada parcela junto con las medias de la cobertura vegetal estimada a partir de la apreciación visual obtenida en los transectos.

Parcela	Biomasa (Kg/m <sup>2</sup> )	Cobertura (%)
1	0,734	41
2	0,434	21
3	0,511	29
4	0,459	27
5	0,572	30
6	0,580	21
7	0,472	14
8	0,358	20
9	0,350	20

**Tabla 3.3.: Biomasa y cobertura vegetal medias por parcelas.**

Como se observa en la tabla anterior la carga de biomasa es pequeña, así como el porcentaje de cobertura vegetal. Además se aprecia un gradiente desde la parcela 1, que es la que presenta mayor carga de biomasa, hasta la parcela 9, que es la que presenta la menor de todas. Para obtener una idea gráfica de la distribución espacial de la biomasa en cada parcela, se ha elaborado la Figura 3.1.

Como observamos en la Figura 3.1. a través de la abundancia de tonos de grises, hay una proporción de suelo en las parcelas con una cantidad de biomasa muy reducida (entre 0 y  $0,4 \text{ kg m}^{-2}$ ) que corresponde a especies de bajo porte y baja cobertura, y que en adelante mencionaremos como suelo “entre plantas” para distinguirlo de aquellos espacios con una cantidad de biomasa considerablemente mayor, que corresponde a especies de matorral de porte alto y que, en adelante mencionaremos como suelo “bajo planta”). En estas últimos la cantidad de biomasa aérea varía entre  $0,4$  y  $1,5 \text{ kg m}^{-2}$  y la altura de las plantas varía entre 1 y 2 m. En estos espacios, las plantas de mayor porte son las que tienen también mayor cantidad de biomasa. El suelo en el área de influencia de las plantas de mayor porte está cubierto por una cantidad adicional de combustible, puesto que tiene una capa de hojarasca que no existe en los espacios “entre plantas”.

Como puede apreciarse en la Figura 3.1., la cantidad de espacios de suelo “entre plantas” aumenta siguiendo un gradiente desde la parcela 1 a la parcela 9. Por el contrario, la vegetación de matorral de mayor porte y mayor cantidad de biomasa es espacialmente más continua (en el sentido longitudinal) en el bloque de parcelas 1 a 5, y dicha continuidad disminuye desde la 6 a la 9. Estos resultados indican que hay que añadir cantidades de combustible diferentes en cada parcela y además hay que distribuirlos en función de la heterogeneidad espacial de la vegetación natural en cada una.

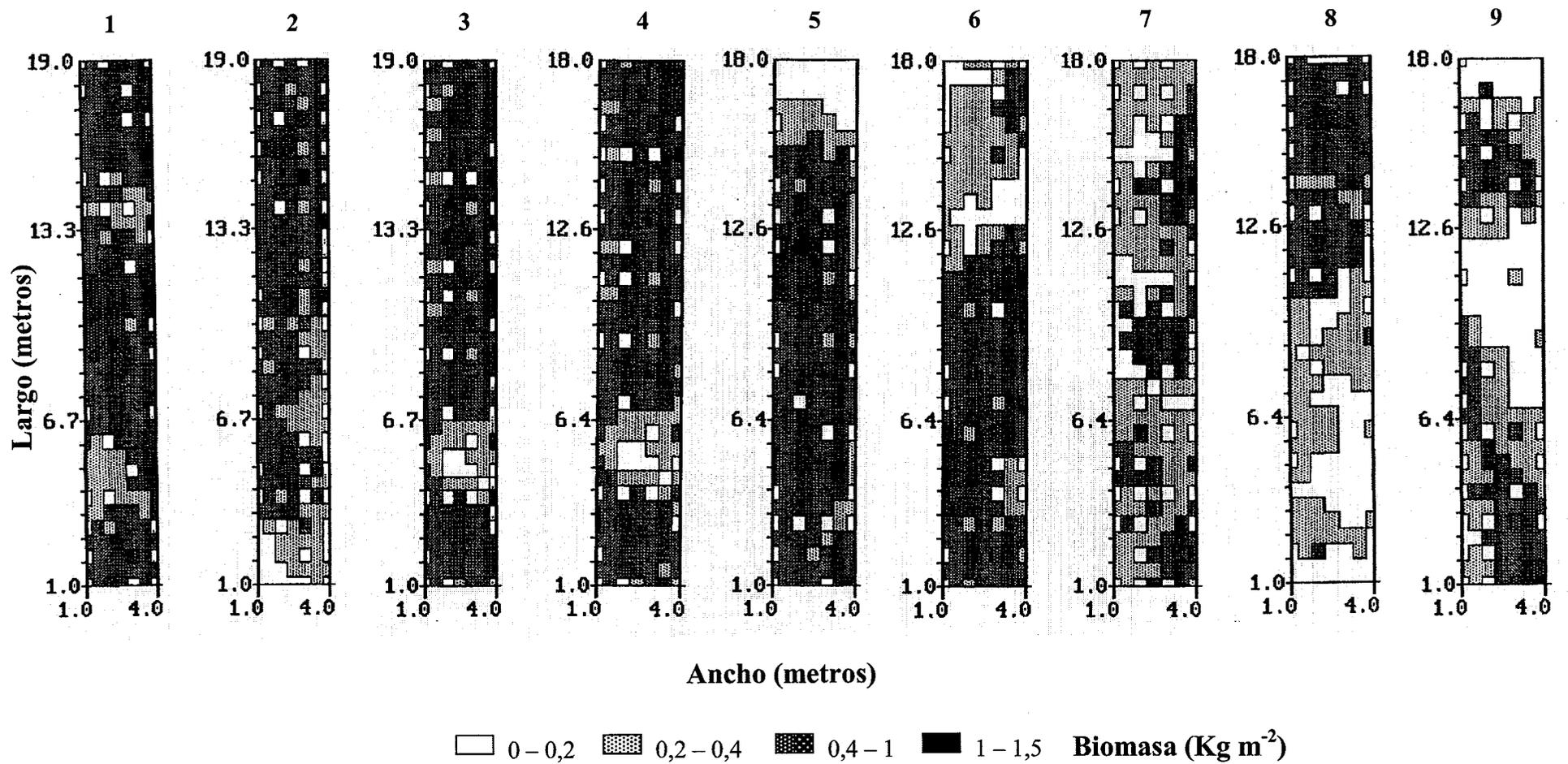


Figura 3.1.: Distribución espacial de la biomasa natural en las parcelas de La Concordia.

### **3.1.3. CANTIDAD Y DISTRIBUCIÓN DEL COMBUSTIBLE AÑADIDO A LAS PARCELAS**

La cantidad de combustible a añadir a cada parcela se estimó a partir de los valores medios de biomasa natural existe en cada parcela y del tipo de tratamiento asignado a cada una. En el caso de las parcelas 1, 4 y 8, con tratamiento de fuego correspondiente a  $4 \text{ kg m}^{-2}$ , las cantidades de combustible a distribuir en su superficie fueron, respectivamente, de 250, 280 y 300 kg. En las parcelas 2, 6 y 7, con carga asignada de  $2 \text{ kg m}^{-2}$ , hubo que distribuir, respectivamente, 125, 113 y 122 kg.

El total de combustible añadido estaba compuesto por  $2/3$  de combustible natural seco al aire procedente de la tala de matorral en la zona de seguridad de los alrededores de la zona experimental y de la zona de seguridad entre parcelas. El tercio restante fueron astillas de pino, de longitud similar a la de los tallos principales de las especies dominantes y diámetro ligeramente mayor.

En cada parcela se determinaron dos zonas de referencia que sirvieran de guía para una distribución cómoda y práctica del combustible. Por un lado, se eligieron los mosaicos de vegetación natural con mayor cantidad de biomasa y dicha cantidad se completó con combustible añadido hasta alcanzar la carga asignada. Por otro lado, se eligieron mosaicos de suelo desprovistos de vegetación, que se completaron también con la carga correspondiente al tratamiento asignado a la parcela. La altura que alcanzó el combustible en ambos tipos de espacios sirvió como referencia para continuar la distribución de combustible en los espacios “bajo planta” y “entre planta” restantes. En la Figura 3.2. se indica de forma gráfica el mencionado proceso de distribución. Las Figuras 3.3. y 3.4. indican el resultado de la adición y distribución del combustible en las parcelas correspondientes a cada tratamiento.

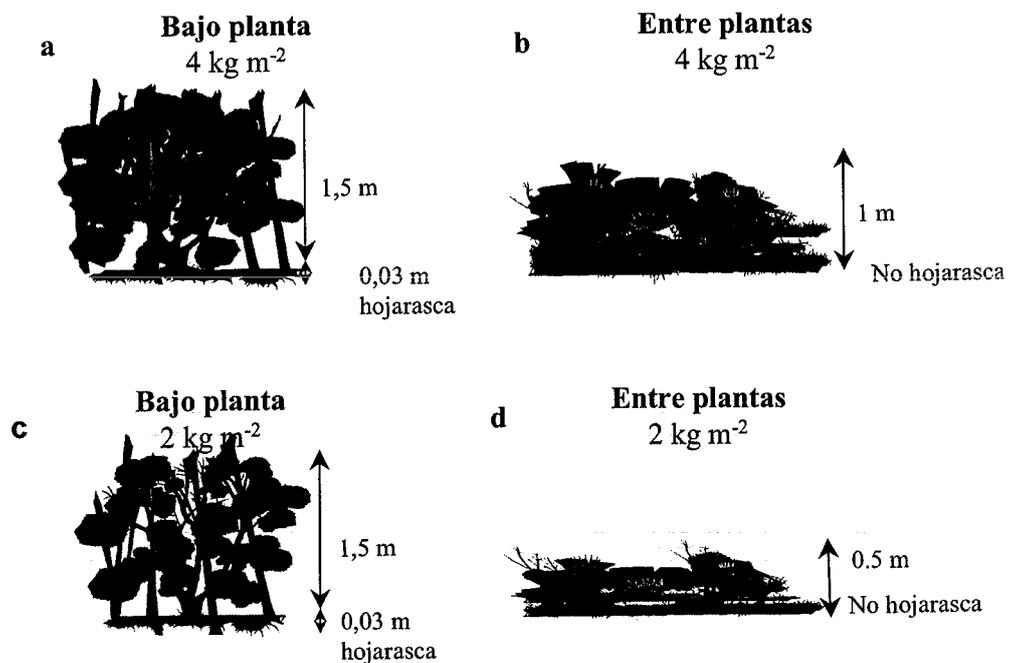


Figura 3.2.: Esquema de la distribución del combustible en los espacios “bajo planta” y espacios “entre plantas” en los dos tratamientos de fuego.

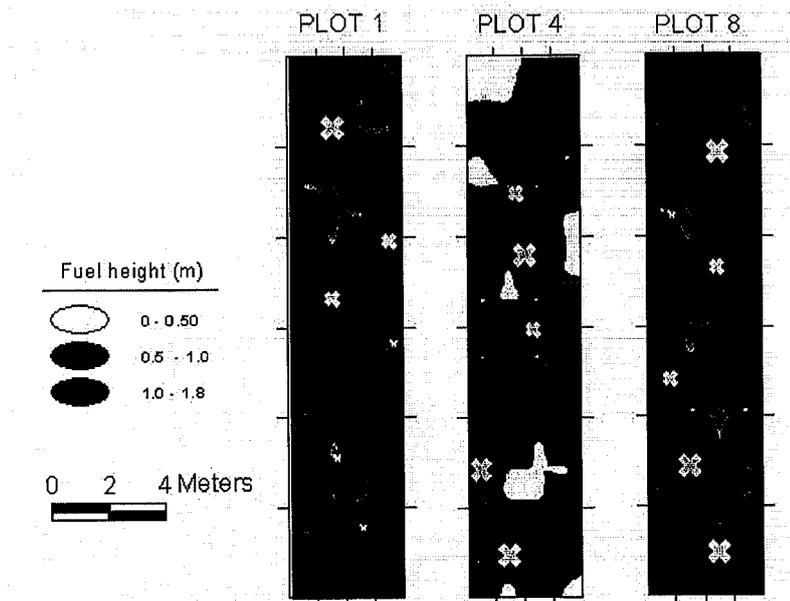
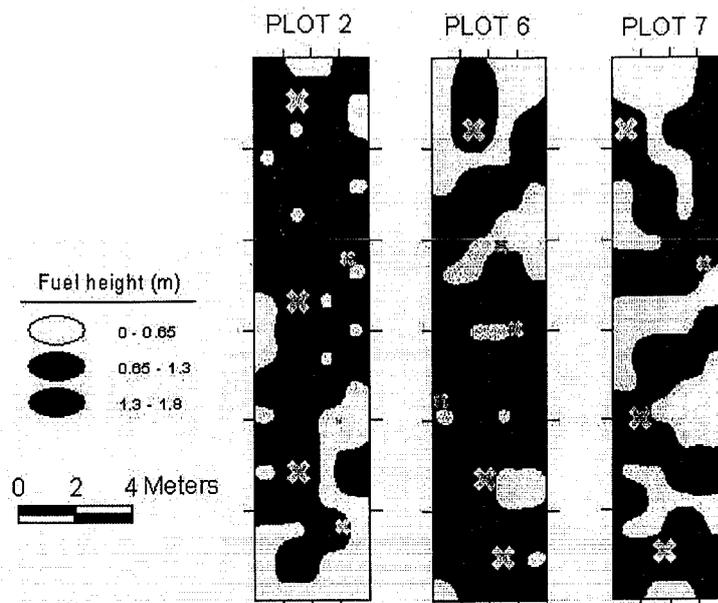


Figura 3.3.: Distribución espacial de la altura del combustible después de la adición en las parcelas de tratamiento de 4 Kg m<sup>-2</sup>.



**Figura 3.4.: Distribución espacial de la altura del combustible después de la adición en las parcelas de tratamiento de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$ .**

### **3.1.4. BIOMASA CONSUMIDA POR EL FUEGO EN LAS PARCELAS DE LA CONCORDIA**

Una vez realizados los fuegos experimentales, realizamos nuevas medidas para conocer la cantidad de biomasa de la vegetación natural que no se había consumido, en un intento de cuantificar la intensidad del incendio de forma indirecta.

La cantidad de vegetación natural consumida por el fuego se determinó por diferencia entre la que había antes del fuego y la que quedó. Esta última se estimó midiendo la longitud y los diámetros de los tallos que quedaban, utilizando aproximaciones peso-volumen del mismo tipo que en la medida previa al incendio. El resultado de la estimación de la biomasa que quedaba después del fuego y el porcentaje consumido en cada parcela se indica en la Tabla 3.3.

Parcelas	Biomasa post-incendio (kg m <sup>-2</sup> )	% Consumido
1	0,0025	99,65
2	0,0033	99,24
4	0,0047	99,98
6	0,0251	95,67
7	0,0308	93,48
8	0,0014	99,59

**Tabla 3.3.: Biomasa post-incendio y % de vegetación natural consumido por el fuego en cada parcela.**

Como puede verse en la tabla, la vegetación natural se consumió casi en su totalidad. No obstante puede apreciarse una menor consumición (96 y 93%) en dos de las parcelas correspondientes al tratamiento de fuego moderado (2 kg m<sup>-2</sup>; parcelas 2, 6 y 7). Dicha menor consumición puede estar indicando valores de intensidad de fuego menores que en el caso de la parcela 2.

### 3.1.5. CONCLUSIONES

El método utilizado para estimar la cantidad de biomasa de la vegetación natural presente en cada parcela resulta válido y nos permite detectar la heterogeneidad existente en las parcelas. Dicha heterogeneidad refleja fielmente una de las peculiaridades de los matorrales mediterráneos, que es su distribución en mosaicos alternantes con espacios desnudos. El método nos facilita además la tarea de adición y distribución de combustible para alcanzar uno de los objetivos prefijados en el diseño experimental, que es el de disponer de dos niveles contrastados de carga de combustible (2 y 4 kg m<sup>-2</sup>) espacialmente continuos. No obstante, la estructura de dicho combustible en las parcelas resulta heterogénea. Dicha heterogeneidad se aprecia visualmente en el campo por el contraste de alturas sobre la superficie del suelo que alcanza el combustible en cada parcela.

Como resultado del fuego en las parcelas correspondientes a ambos tratamientos, se consume un porcentaje muy elevado de biomasa natural. No obstante, quedan más restos de vegetación natural en dos de las tres parcelas con carga de 2 kg m<sup>-2</sup> lo que puede estar indicando una menor intensidad del fuego en ellas.

### 3.1.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barnes, D., Lloyd, B. & McNeill, L., 1976. The use of shoot dimensions to estimate the leaf mass or leaf area of certain indigenous trees in Rhodesia. *Proc. Grassld. Soc. Sth. Afr.*, **11**, 47 – 50.
- Brown J., 1981. Bulk densities of nonuniform surface fuels and their application of fire modeling. *Forest Science*, **27**, (4), 667 – 683.
- Bryant, F. & Kothmann, M., 1979. Variability in predicting edible browse from crown volume. *J. of Range Management*, **32**, 144 – 146.
- Byram, G., 1959. Combustion of forest fuels in forest fire: control and use. *K.P. Davis Ed. McGraw-Hill Book Co*, Nueva York, 61 – 89.
- Chapman, S., Hibble, J. & Rafarel, C., 1975. Net aerial production by *Calluna vulgaris* on lowland heath in Britain. *J. Ecol.*, **63**, (1), 233 – 252.
- Ching, F & Stewart, W., 1962. Research with slow burning plants. *J. of Forestry*, **60**, 796 – 798.
- Clement, B. & Touffet, J., 1976. Biomasse végétale aérienne et productivité des landes des Monts d'Arrée (Bretgne, France). *Oecol. Plant.*, **11**, (4), 345 – 360.
- Davis, K., 1959. Forest fire: control and use. *McGraw-Hill*, Nueva York, 584 pág.
- Duvigneaud, P., 1974. La synthèse écologique. Doin, Paris, 296 pág.
- Etienne, M., 1977. Bases écologiques du développement des ressources pastorales en Corse. Thèse Écologie, USTL Montpellier, 203 pág.
- Etienne, M., 1989. Non destructive methods for evaluating shrub biomass: a review. *Acta Oecologica*, **10**, n° 2, 115 – 128.
- Etienne, M. & Legrand, C., 1994. A non-destructive method to estimate shrubland biomass and combustibility. *Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. Forest Fire Research*, **1**, 425 – 434. Coimbra.
- Heim, G., 1974. L'utilité du concept de valeur énergétique en écologie. Une étude basée sur des mesures effectuées sur des plantes méditerranéennes. *Oecologia Plantarum*, **9**, (3), 281 – 286.
- Loiseau, P. & Merle, G., 1981. Production et évolution des landes à Callune dans la région des Dômes (Puy-de-Dôme). *Oecol. Applic.*, **2**, (4), 283 – 298.
- Lyon, J., 1968. Estimating twing production of serviceberry from crown volumes. *J. of Wildlife Management*, **32**, 115 – 118.

- Martínez, J., López-Bermúdez, F., Romero, M.A., Martínez, J., Alonso, F., Espinosa, V. & Javaloy, A., 1991. El matorral semiárido del sureste de España. Aportación metodológica para su evaluación. *Studia Oecologica*, **VIII**, 97 – 105.
- Papió, C. & Trabaud, L., 1990. Structural characteristics of fuel components of five Mediterranean shrubs. *Forest Ecology and Management*, **35**, 249 – 259.
- Pickford, G. & Stewart, G., 1935. Coordinate method of mapping low shrubs. *Ecology*, **16**, 257 – 261.
- Rutherford, M., 1979. Plant-based techniques for determining available browse and browse utilization: a review. *Botanical Review*, **45**, 203 – 228.
- Tangren, C., 1976. The trouble with fire intensity. *Fire Techniques*, **12**, 261 – 265.
- Trabaud, L., 1977. Materiali combustibili e fitomasse epigee di alcuni popolamenti del mediterraneo francese. *Monti e Boschi*, **28**, 45 – 49.
- Trabaud, L., 1985. Quantités d'énergie et puissance potentielle de feu de quelques communautés végétales du sud de la France. *Oecologia Plantarum*, **6**, (4), 387 – 394.
- Trlica, M., Buwal, M. & Menke, J., 1977. Effects of rest following defoliations on the recovery of several range species. *J. Range Manage.*, **30**, (1), 21 – 27.
- Whittaker, R., 1962. Net production relations of shrubs in the great Smoky Mountains. *Ecology*, **43**, (3), 357 - 377.

## **3.2. ELEVACIÓN DE TEMPERATURA Y DURACIÓN DEL CALOR EN LA SUPERFICIE DEL SUELO EN FUEGOS EXPERIMENTALES DE MATORRAL MEDITERRÁNEO<sup>1</sup>**

### **3.2.1. INTRODUCCIÓN**

Gran parte de los incendios intensos en la Comunitat Valenciana ocurren en verano y la mayor parte de las áreas afectadas destacan por la abundancia de matorrales, muchos de ellos originados por el cambio de usos del suelo. Las predicciones sobre el cambio climático, unidas a las actividades humanas sugieren una mayor frecuencia e intensidad de los incendios en este tipo de ecosistemas (Moreno & Oechel 1992, Peñuelas 1996, Espejo 1997).

A pesar de la importancia de la medida de la intensidad del fuego, hay muy pocos datos sobre los niveles de temperatura y duración de calor que afectan al suelo bajo condiciones de verano. La mayoría de los experimentos de campo para medir los niveles de intensidad se realizan en periodos de relativamente poco riesgo. En incendios de primavera y de otoño en matorrales dominadas por *Quercus coccifera*, Trabaud (1979) midió incrementos de temperatura a nivel del suelo de entre 250°C y 400°C, y duración de las temperaturas mayores a 100°C de 3-4 minutos. Bajo las condiciones de sequedad del suelo y la vegetación del verano, y teniendo en cuenta además que el año en que se estaba diseñando el experimento estaba dentro de un periodo de sequía de varios años, la hipótesis de trabajo era que los niveles de intensidad en la superficie del suelo debían ser mucho más elevados que los mencionados. Por lo tanto, se diseñó el experimento para medir dichos niveles de intensidad en condiciones de suelo y vegetación muy secos y características del suelo, cantidad y estructura del combustible controladas.

Los efectos del fuego en el ecosistema generalmente se relacionan con la temperatura máxima alcanzada (DeBano et al. 1979, Moreno & Oechel 1994). Sin embargo, es igualmente importante su duración, aunque ésta no ha sido estudiada con mucha frecuencia (Jacoby et al. 1992; Ventura et al. 1994). En este capítulo se presentan las variaciones de la temperatura y la duración del calor en el suelo producidas por el

---

<sup>1</sup> Este Apartado está publicado en el *International J. of Wildland Fire*, 2001, 10, 45-52.

fuego de dos cargas contrastadas de matorral de diferente estructura espacial en las parcelas experimentales.

### 3.2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.2.2.1. Área de estudio

En Junio de 1995, se realizaron los incendios experimentales en una zona montañosa con una pendiente del 30-40% expuesta al sudoeste y situada en La Concordia (39° 45' N, 0° 43' W), a 50 Km al noroeste de València, con una altitud de entre 550 - 575 metros sobre el nivel del mar. Esta área había sufrido en Agosto de 1978 un incendio forestal. La precipitación media en el área es de 485 mm. Las temperaturas medias oscilan entre 8,1 °C en Enero y 24,3 °C en Agosto.

El tipo de suelo es un Rendzic Leptosol (Clasificación FAO, 1988) Lithic Haploxeroll (Soil Survey Staff, 1992) de poca profundidad, y muy pedregoso, desarrollado sobre calizas. El contenido de fragmentos rocosos es de alrededor del 50%. La profundidad del suelo varía entre 30 y 40 cm. El color es marrón oscuro, (10YR3/3). La textura es franco arenosa (61% de arena, 28% de limo y 11% de arcilla). La materia orgánica está alrededor del 11% en el horizonte A1. El contenido en carbonatos es del 57% y el pH es alrededor de 7. El suelo está bien estructurado, friable y poroso, con una densidad aparente de la tierra fina de 0,66 g cm<sup>-3</sup>. Estas características describen el suelo cubierto por matorrales. Una capa de hojarasca de unos 3 cm de profundidad cubre la superficie del suelo debajo de la vegetación. A partir de ahora este tipo de microambiente lo denominaremos *Bajo Planta*. La hojarasca no cubre el suelo en los espacios alejados del área de influencia del matorral dominante (a partir de aquí este microambiente lo denominaremos *Entre plantas*). Este microambiente de suelo presenta en superficie un contenido de fragmentos rocosos más elevado, tiene menor profundidad de suelo (<30 cm), un color marrón amarillento (10YR3,5/4), una textura franca (44% de arena, 40% de limo y 16% de arcilla), y un menor contenido en materia orgánica (7%). Está peor estructurado, más compactado y la densidad aparente de la tierra fina es de 0,77 g cm<sup>-3</sup>.

La vegetación presenta una altura entre 1 y 2 m y está dominada por *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*. La primera especie, así como otras del mismo

género, necesita del fuego para germinar (González-Rabanal & Casal, 1993), mientras que esto no es así para la segunda especie (Trabaud & Casal, 1989). Estas dos especies suponen el 80% de la cobertura total de la zona. Existen otras especies presentes como son: *Brachypodium retusum*, *Thymus vulgaris*, *Globularia alypum*, *Cistus clusii*, *Cistus monspeliensis*, que ocupan preferentemente los espacios entre planta, y *Rhamnus lycioides*, *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus* y *Stipa tenacissima*, que aparecen localmente.

### 3.2.2.2. *Diseño experimental*

A mitad de la ladera de estudio se seleccionaron nueve parcelas de 20 m de largo por 4 m de ancho con pendientes similares, y se estudió el suelo y la vegetación en ellas. Los arbustos cubrían un 50% del área en las parcelas seleccionadas (microambiente *Bajo Plantas*). Los microambientes *entre plantas* ocupaban otro 50% y su cobertura consistía en fragmentos rocosos y leñosas de porte bajo como *Thymus vulgaris* y *Globularia alypum*, y *Brachypodium retusum* (que también cubría los espacios bajo planta). Fueron quemadas seis de las nueve parcelas y las otras tres restantes se quedaron sin quemar y se utilizaron como Control para realizar medidas y comparaciones futuras.

Se consideraron dos tipos de tratamientos de fuego en las parcelas, en función de la cantidad de combustible que iba a ser quemado en ellas (Intenso y Moderado). Se quemaron tres parcelas por cada uno de los tratamientos. Los tratamientos fueron asignados al azar a cada una de las parcelas. Estos dos tratamientos consistieron en la adición de combustible a las parcelas para obtener cargas totales espacialmente continuas de 4 Kg m<sup>2</sup> (Intenso) y 2 Kg m<sup>2</sup> (Moderado). El combustible añadido estaba compuesto por la vegetación de los alrededores de las parcelas, cortada, secada y mezclada con recortes longitudinales de madera de pino de diámetro un poco mayor que los arbustos naturales. El diseño experimental simula dos formaciones de matorral co-dominadas por dos arbustos mediterráneos muy comunes tales como *R. officinalis* y *U. parviflorus* de diferentes cargas y estructuras. Para el diseño experimental tuvimos en cuenta las relaciones existentes entre las cargas, la altura de la vegetación y las densidades de la vegetación obtenidas en trabajos previos realizados con estos arbustos (Papió & Trabaud, 1990, 1991; Armand et al. 1993) así como la aplicación del concepto

de la densidad aparente del combustible de Brown (1981) para determinar la compactación del combustible.

El combustible se secó bajo las condiciones del campo durante 2 semanas y fue añadido a las parcelas el día anterior al incendio. El contenido de humedad del suelo y de la vegetación el día de los incendios era de 2-5% y 15%, respectivamente. Para la distribución del combustible se tuvo en cuenta la distribución espacial del combustible natural en cada una de las parcelas, que fue calculado previamente (ver Capitulo de Biomasa).

Se instalaron seis termopares en la superficie del suelo en cada una de las parcelas (ver su distribución en la Figura 3.5.). Los termopares fueron instalados al azar según el criterio del microambiente *bajo planta* y *entre plantas*, en la mitad superior y en la mitad inferior de la ladera en cada una de las parcelas.

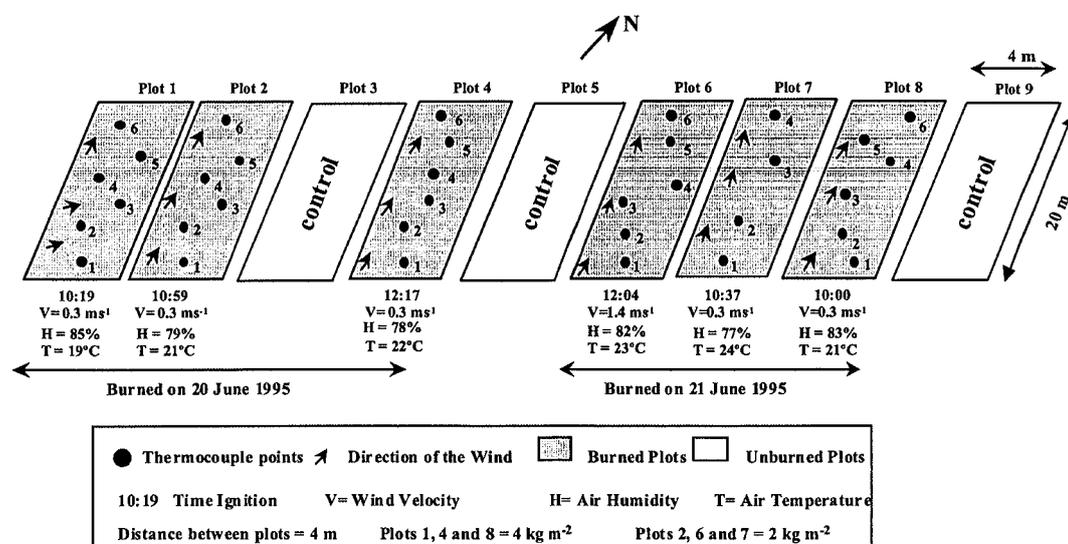


Figura 3.5.: Esquema del diseño experimental, localización de los termopares y condiciones meteorológicas durante los incendios experimentales.

Se quemaron tres parcelas el 20 de junio de 1995, con velocidades de viento bajo ( $0,3 \text{ m s}^{-1}$ ), la temperatura del aire oscilaba entre los  $19^\circ\text{C}$  y los  $22^\circ\text{C}$ , y la humedad relativa del aire oscilaba entre el 85% y el 78%. Las restantes tres parcelas se quemaron el 21 de junio, con velocidades de viento similares ( $0,3 - 1,4 \text{ m s}^{-1}$ ), la temperatura del aire oscilaba entre los  $21^\circ\text{C}$  y los  $24^\circ\text{C}$  y la humedad relativa del aire oscilaba entre el 83% y el 77%. El tipo de incendio era de abajo hacia arriba en el sentido de la pendiente

de la ladera, con fuego en la cabeza, es decir, se encendieron con antorchas en la parte más baja de las parcelas y se propagó hacia arriba de forma natural.

### 3.2.2.3. Muestreo y Análisis

Los parámetros climáticos (velocidad y dirección del viento, temperatura y la humedad relativa del aire) durante los incendios se registraron mediante un *datalogger* conectado a los instrumentos de medida, que estaban situados en el centro del área de estudio, en una zona de seguridad de separación entre dos bloques de 3 y 6 parcelas

La composición y la distribución del combustible natural de cada una de las parcelas se determinó contando los individuos y midiendo el tamaño de las plantas dominantes (altura, diámetro máximo y mínimo) por cada metro cuadrado. La biomasa seca de la vegetación se calculó determinando las relaciones entre dimensiones de plantas y sus pesos secos según Etienne (1989, pág. 117) y Martínez et al. (1991). Se seleccionaron de 10 a 15 individuos de las especies dominantes en las zonas de alrededor de las parcelas y se midió su altura y su diámetro mínimo y máximo. Basándonos en su arquitectura, se asignó una figura geométrica a cada una de las especies dominantes. Se calcularon sus volúmenes mediante la fórmula geométrica, los individuos fueron cortados y su peso seco se obtuvo tras 48 horas de secado en una estufa a 80°C. Finalmente, se calcularon las relaciones lineales entre los volúmenes y el peso seco. Al aplicar las regresiones resultantes para los volúmenes medidos, determinamos la cuantía y la distribución espacial del combustible de las parcelas. La cantidad de combustible de las parcelas para el microambiente *bajo planta* era alrededor de 0,5 Kg m<sup>-2</sup> y en el microambiente *entre plantas* era insignificante.

La hojarasca sólo estaba presente en el microambiente *bajo plantas*. La cantidad de hojarasca que cubría el suelo en este tipo de microambiente fue estimada seleccionando, al azar, cuatro sub-parcelas de 25x25 cm debajo de la vegetación dominante en los alrededores de las parcelas. El peso seco promedio de la hojarasca era de 0,5 Kg m<sup>-2</sup>.

La carga media de combustible en el microambiente *bajo planta* era pues de 1 Kg m<sup>-2</sup> (0,5 Kg m<sup>-2</sup> para la vegetación y 0,5 Kg m<sup>-2</sup> para la hojarasca). El microambiente *entre plantas* no presentaba apenas combustible. Añadimos una media de 3 Kg m<sup>-2</sup> al microambiente *bajo planta* y de 4 Kg m<sup>-2</sup> a los espacios *entre plantas* en las parcelas

asignadas al tratamiento correspondiente a una carga media de  $4 \text{ Kg m}^2$  de combustible. Después de la adición de este combustible, los espacios *bajo planta* presentaban una altura de 1,5 m y una densidad aparente de  $2,6 \text{ Kg m}^{-3}$ , mientras que los espacios *entre plantas* tenían una altura de 1 m y una densidad aparente de  $4 \text{ Kg m}^{-3}$ . En las parcelas correspondientes al tratamiento de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$ , se añadió  $1 \text{ Kg m}^{-2}$  al microambiente *bajo planta* y de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  a los espacios *entre plantas*. En el primero la altura del combustible era de 1,5 m y su densidad aparente de  $1,3 \text{ Kg m}^{-3}$ , mientras que el combustible en los espacios *entre plantas* tenía una altura de 0,5 m y su densidad aparente era de  $4 \text{ Kg m}^{-3}$ .

Las curvas de temperatura-tiempo en la superficie del suelo fueron determinadas utilizando termopares del tipo K, de 5 m de longitud, con aislamiento Iconel 600. Cada termopar fue calibrado en el laboratorio antes de ser utilizado en el incendio experimental. La información de 21 termopares se utilizó para comparaciones estadísticas de los diversos parámetros característicos de dichas curvas de temperatura-tiempo.

La cantidad de calor radiante por unidad de área ( $H_{p/a}$ ,  $\text{KJ m}^{-2}$ ) recibida por la superficie del suelo fue calculada por integración directa del área bajo las curvas de temperatura-tiempo ( $^{\circ}\text{C s}$ ) por encima de la temperatura del aire. A continuación se multiplicaron estos valores por un factor constante ( $6 \text{ cal}/^{\circ}\text{C}$ ) basado en la ley de Dulong & Petit (Catalá, 1979). Los valores fueron convertidos en KJ y corregidos con la cantidad media de combustible quemado.

Las temperatura máximas ( $T_{\text{max}}$ ,  $^{\circ}\text{C}$ ) en la superficie del suelo se obtuvieron de los archivos de datos almacenados por el *datalogger* correspondientes a cada termopar.

También determinamos la duración total de calor en el suelo por procedimientos informáticos ( $t_{\text{total}}$ , minutos) así como el tiempo transcurrido entre el calentamiento del termopar por encima de la temperatura del aire y el enfriamiento del termopar hasta la temperatura del aire. Se utilizaron procedimientos similares para calcular la duración de las temperaturas por encima de  $100^{\circ}\text{C}$  ( $t_{>100^{\circ}\text{C}}$ , minutos). La duración del ascenso de temperatura ( $t_{\text{asc}}$ , minutos) fue obtenida al determinar el tiempo transcurrido entre la excitación del termopar y el momento en que se alcanzó la temperatura máxima. Para la duración del descenso de temperatura ( $t_{\text{desc}}$ , minutos) determinamos el tiempo transcurrido entre la temperatura máxima y el final del enfriamiento del termopar.

Además de los parámetros de las curvas anteriormente mencionados, hemos determinado la velocidad de variación de la temperatura, es decir, el incremento de la temperatura con el tiempo según se acercaba el fuego ( $S_{asc}$ , °C s<sup>-1</sup>) y el descenso de la temperatura después de pasar el fuego ( $S_{desc}$ , °C s<sup>-1</sup>). Para esto aplicamos la ecuación 3.3. de Ventura et al. (1994)

$$T_r = \frac{T - T_{amb}}{T_{max} - T_{amb}} \quad \text{Ecuación 3.3.}$$

donde  $T_r$  es un parámetro adimensional obtenido a partir de las temperaturas  $T$  registradas por el termopar,  $T_{max}$  es la temperatura máxima y  $T_{amb}$  es la temperatura ambiente. Utilizando logaritmos naturales, se calcularon las relaciones lineales entre  $L$  ( $T_r$ ) y el tiempo (en segundos). De estas ecuaciones se obtuvieron las pendientes de las curvas de temperatura-tiempo de la parte ascendente ( $S_{asc}$ ) y de la parte descendiente ( $S_{desc}$ ).

Para el análisis estadístico hemos utilizado un ANOVA bi-factorial, con la carga de combustible como el factor Tratamiento (4 y 2 Kg m<sup>-2</sup>) y el tipo de microambiente donde fueron instalados los termopares (*bajo planta y entre plantas*) como el factor Estructura. Se utilizó el programa estadístico SPSS. Los niveles de significación fueron considerados para  $p > 95\%$ . Las variables cuya varianza era no homogénea, fueron transformadas de forma logarítmica antes de realizar el ANOVA.

### 3.2.3. RESULTADOS

En la Figura 3.6. se muestran las curvas de temperatura-tiempo obtenidas para los microambientes *bajo planta* (a) y *entre plantas* (b) para las parcelas con una carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$ . Los picos de temperaturas son elevados en ambos microambientes pero la duración del calor es mayor en los espacios *entre plantas*. Los gráficos c y d muestran estas curvas para las parcelas con cargas de  $2 \text{ Kg.m}^{-2}$ . El efecto de la estructura del combustible es diferente en los dos microambientes y es más evidente que en los gráficos a y b, especialmente debido a la mayor duración de las altas temperaturas (“plateau”) en los espacios *entre plantas*.

En la Tabla 3.4. se muestra el resultado del ANOVA. Todos los parámetros analizados, a excepción del  $S_{\text{desc}}$ , varían significativamente según la carga de combustible. Este resultado indica que la mayoría de los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo están afectados por la cantidad de combustible quemado.

Los parámetros  $H_{p/a}$ ,  $T_{\text{max}}$ ,  $S_{\text{asc}}$ ,  $t_{\text{asc}}$ , y  $S_{\text{desc}}$  no se vieron afectados significativamente por el factor Estructura, aunque  $H_{p/a}$  está muy próximo a ser significativo. Lo opuesto ocurrió para  $t_{\text{total}}$ ,  $t_{>100^{\circ}\text{C}}$  y  $t_{\text{desc}}$ . Este resultado sugiere que los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo relacionados con la duración de las temperaturas en el suelo son más sensibles que la temperatura máxima a la diferente estructura del combustible en los microambiente *bajo planta* y *entre plantas*.

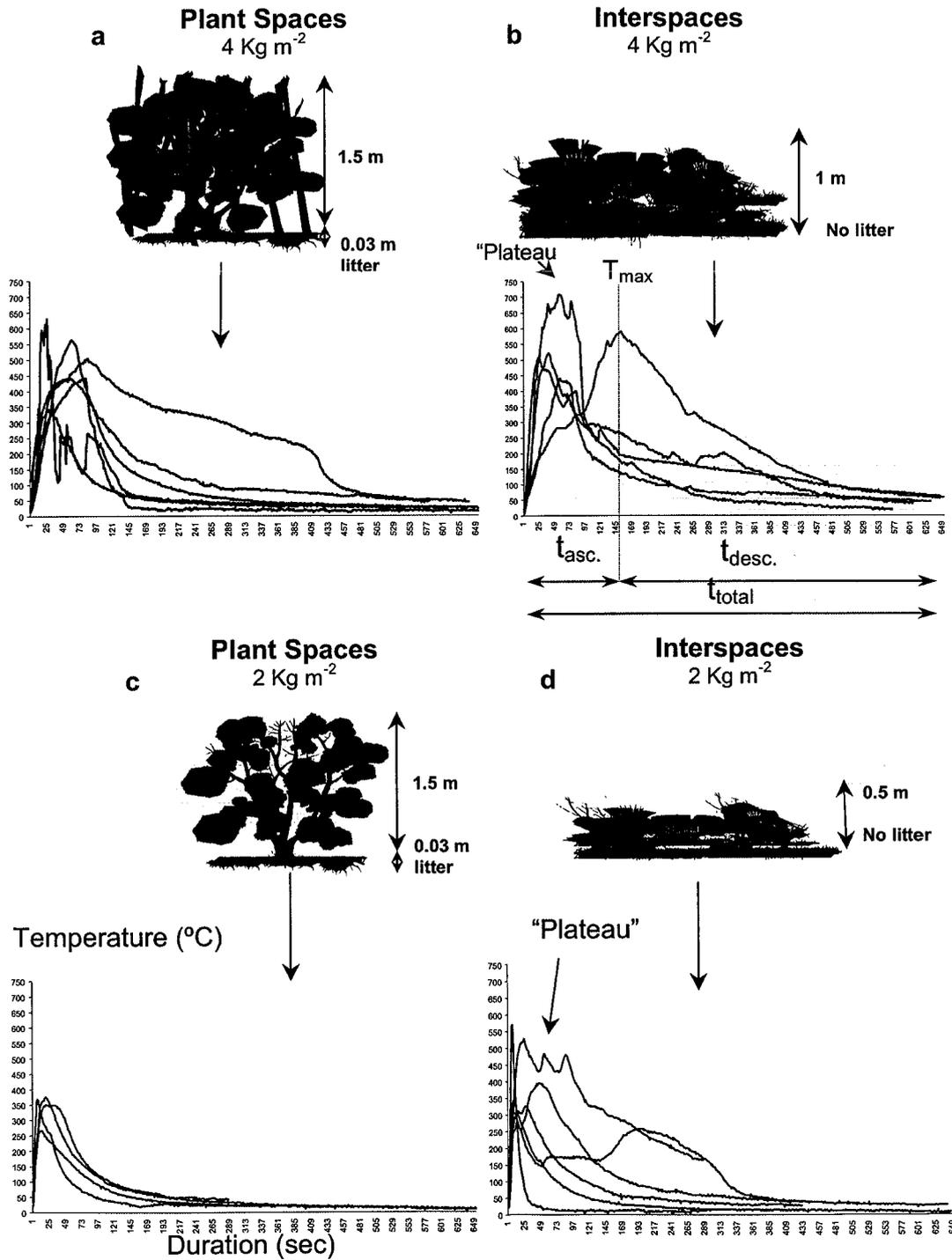


Figura 3.6.: Curvas de Temperatura-tiempo obtenidas en la interface orgánico-mineral del suelo (0,5 cm profundidad) en (a) Bajo planta (1,5 m de altura) y (b) Entre plantas (1 m de altura) en las parcelas con 4 Kg m<sup>-2</sup> de carga; (c) Bajo planta (1,5 de altura) y (d) Entre plantas (0,5 m de altura) en las parcelas con 2 Kg m<sup>-2</sup> de carga.

Variable	Carga (L)	Estructura (S)	Interacción (L)x(S)
Calor radiante neto por unidad de área ( $H_{p/a}$ ) (KJ m <sup>-2</sup> )	7,079 (0,016)*	4,004 (0,061) <sup>NS</sup>	0,157 (0,696) <sup>NS</sup>
Temperatura máxima ( $T_{max}$ ) (°C)	4,942 (0,039)*	1,004 (0,330) <sup>NS</sup>	0,135 (0,717) <sup>NS</sup>
Duración Total del calor ( $t_{total}$ ) (min)	14,826 (0,001)**	7,351 (0,014)*	1,721 (0,206) <sup>NS</sup>
Duración de la Temperatura >100°C ( $t_{>100°C}$ ) (min)	7,015 (0,016)*	5,086 (0,037)*	0,342 (0,566) <sup>NS</sup>
Pendiente ascendente ( $S_{asc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	8,096 (0,011)*	0,102 (0,752) <sup>NS</sup>	0,513 (0,483) <sup>NS</sup>
Pendiente descendente ( $S_{desc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	3,138 (0,093) <sup>NS</sup>	2,303 (0,146) <sup>NS</sup>	0,117 (0,736) <sup>NS</sup>
Duración de la Temperatura ascendente ( $t_{asc}$ ) (min)	19,674 (0,000)**	2,048 (0,169) <sup>NS</sup>	0,157 (0,693) <sup>NS</sup>
Duración de la Temperatura descendente ( $t_{desc}$ ) (min)	14,553 (0,001)**	7,337 (0,014)*	1,734 (0,204) <sup>NS</sup>

\* Significación al 95%. \*\* Significación al 99%. \*\*\* Significación al 99,9%. <sup>NS</sup> No Significativo.

**Tabla 3.4. Los valores de la F y la significación de los factores de la Carga de Combustible, de la Estructura del Combustible y su interacción con los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo en la superficie del suelo (n=21). Los valores de la F están en la parte superior. La significación de la F está entre paréntesis.**

### 3.2.3.1. El Efecto de la carga de combustible en las curvas de temperatura-tiempo

Los datos de la Tabla 3.5. muestran las medias y los intervalos de confianza para los parámetros analizados, agrupados por la carga de combustible.

El incremento de la carga de combustible de 2 a 4 Kg m<sup>2</sup> aumentó proporcionalmente el  $H_{p/a}$  (de 5.691 KJ m<sup>-2</sup> a 11.263 KJ m<sup>-2</sup>), el  $t_{total}$  (de 190 min a 396 min) y el  $t_{>100°C}$  (de 19,8 min. a 35,9 min.) mientras que la temperatura máxima aumentó 100°C (de 416°C a 516°C). Se observaron disminuciones de cuatro y tres veces, respectivamente para los parámetros  $S_{asc}$  y  $S_{desc}$  respectivamente. La duración media de la temperatura ascendente ( $t_{asc}$ ), que es equivalente a la duración de las llamas, se incrementó en tres veces (de 1,7 min a 5,3 min), mientras que la duración de la temperatura descendente ( $t_{desc}$ ), que es equivalente a la duración de calor después de pasar las llamas, se incrementó de 188 min a 300 min).

Variable	Carga de combustible	
	4 Kg m <sup>-2</sup>	2 Kg m <sup>-2</sup>
Calor radiante neto por unidad de área ( $H_{p/a}$ ) (KJ m <sup>-2</sup> )	11.262 (7.695-14.831)	5.691 (2.525-8.857)
Temperatura máxima ( $T_{max}$ ) (°C)	515 (448-583)	416 (338-494)
Duración Total del calor ( $t_{total}$ ) (min)	396 (269-524)	190 (115-265)
Duración de la Temperatura >100°C ( $t_{>100°C}$ ) (min)	35,9 (18,8-53,1)	19,8 (5,9-33,7)
Pendiente ascendente ( $S_{asc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	0,0079 (0,0040-0,0119)	0,0308 (0,013-0,0534)
Pendiente descendente ( $S_{desc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	0,0018 (0,0008-0,0027)	0,0053 (0,0001-0,0106)
Duración de la Temperatura ascendente ( $t_{asc}$ ) (min)	5,3 (3,2-7,4)	1,7 (0,8-2,6)
Duración de la Temperatura descendente ( $t_{desc}$ ) (min)	390,9 (264,7-517,2)	188,3 (113,8-262,8)

**Tabla 3.5.: Las medias y los intervalos de confianza al 95% (entre paréntesis) para los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo en la superficie del suelo agrupadas de acuerdo a la carga de combustible.**

### 3.2.3.2. El efecto de la estructura del combustible en las curvas de temperatura-tiempo

En la Tabla 3.6. se analiza el efecto de la Estructura del Combustible en términos de las diferencias en la altura y la densidad aparente media del combustible existentes entre los microambientes *bajo planta* y *entre plantas* de los dos tratamientos estudiados. Se puede observar que la carga media del combustible de los dos microambientes es de 3 Kg m<sup>-2</sup>. La altura media del combustible es de 1,5 m en los espacios *bajo planta* y de 0,75 m en los espacios *entre plantas*. Finalmente, la densidad aparente media en los dos microambientes es de 2 y 4 Kg m<sup>-3</sup>, respectivamente.

Variable	Bajo planta 1,5 m de altura 2 Kg m <sup>-3</sup> Densidad aparente 3 Kg m <sup>-2</sup> Carga	Entre plantas 0,75 m de altura 4 Kg m <sup>-3</sup> Densidad aparente 3 Kg m <sup>-2</sup> Carga
Calor radiante neto por unidad de área ( $H_{p/a}$ ) (KJ m <sup>-2</sup> )	6.510 (3.103-9.917)	10.444 (6.569-14.319)
Temperatura máxima ( $T_{max}$ ) (°C)	446 (365-526)	486 (407-565)
Duración Total del calor ( $t_{total}$ ) (min)	219 (116-323)	375 (244-506)
Duración de la Temperatura >100°C ( $t_{>100°C}$ ) (min)	19,7 (4,9-34,5)	36,1 (19,7-52,4)
Pendiente ascendente ( $S_{asc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	0,0188 (0,0038-0,0338)	0,0199 (0,0008-0,0406)
Pendiente descendente ( $S_{desc}$ ) (°C s <sup>-1</sup> )	0,0035 (0,0012-0,0057)	0,0036 (0,0016-0,0088)
Duración de la Temperatura ascendente ( $t_{asc}$ ) (min)	2,8 (1,3-4,7)	4,2 (1,7-6,3)
Duración de la Temperatura descendente ( $t_{desc}$ ) (min)	216 (114-318)	371 (241-501)

**Tabla 3.6.:** Las medias y los intervalos de confianza al 95% (entre paréntesis) para los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo en la superficie del suelo agrupadas de acuerdo a la carga de combustible y del microambiente (Bajo planta y Entre plantas).

Según estas diferencias en la estructura del combustible,  $H_{p/a}$  se incrementa de 6.510 a 10.444 KJ m<sup>-2</sup> (Tabla 3.6.) Este incremento es casi significativo ( $p = 0,061$ ; Tabla 3.4.). La  $T_{max}$  en la superficie del suelo aumenta de 446°C a 486°C. Este incremento no es significativo (Tabla 3.4.) así como tampoco lo son las variaciones de  $S_{asc}$ ,  $S_{desc}$  y  $t_{asc}$ . Sin embargo, el descenso de la altura media del combustible, paralelo a un aumento de la densidad aparente, produce un incremento significativo del  $t_{total}$  (de 219 a 375 min), del  $t_{>100°C}$  (de 19,7 min. a 36,1 min.) y del  $t_{desc}$  (de 188 min. a 391 min.). Por lo tanto, el efecto principal de las diferentes estructuras del combustible en los espacios de suelo *bajo plantas* y *entre plantas* en las curvas de temperatura-tiempo no está en la temperatura máxima, sino en la duración del calor después del paso del frente de llama. Este efecto se puede observar en la Figura 3.6. al compararse los gráficos (a) y (b), y aún más claramente, cuando se compara los gráficos (c) y (d). Las curvas de temperatura-tiempo muestran un “plateau” que indica una duración prolongada de las altas temperaturas en la superficie del suelo. Esto es el resultado de

una menor porosidad del combustible de los espacios *entre plantas*, que restringe el flujo centrípeto del aire (Trabaud 1979, pág. 29). Este resultado concuerda con los experimentos realizados en el laboratorio por Naville et al. (1994) quienes observaron que la altura del combustible afectaba esencialmente al tiempo de combustión, siendo éste mayor y causando una disminución de la velocidad de propagación al aumentar la compactación del combustible.

### 3.2.3. DISCUSIÓN

En laderas de pendientes del 30-40% con cubiertas de matorral espacialmente continuas, en condiciones de campo de sequedad del suelo y del combustible y baja velocidad de viento, la carga y la estructura del combustible afectan significativamente a los parámetros que definen la intensidad del fuego. Los parámetros de las curvas medidos por los termopares en los incendios experimentales, indican que la intensidad de fuego a nivel del suelo se define mejor si se tienen en cuenta no sólo la temperatura máxima sino también la duración del calor. Un incremento de la carga del combustible, induce tanto una elevación de la temperatura máxima como un incremento en el tiempo de residencia del fuego. Sin embargo, para similares cargas de combustible, en algunas partes del suelo se pueden alcanzar temperaturas máximas semejantes, pero con diferente tiempo de residencia dependiendo de la altura y de la densidad aparente del combustible.

Para la carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$ , las temperaturas máximas y la duración del calor sobrepasan el "umbral de intensidad crítico" (Giovannini et al. 1990 a y b) que causa efectos negativos en el suelo, mientras que los obtenidos para la carga  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  están por debajo de este umbral excepto en aquellos espacios de suelo en que dicho combustible es más compacto, es decir tiene menor altura y mayor densidad aparente. A escala de parcela, y probablemente a escala de ladera, la degradación es mayor en el primer caso que en el segundo (Molina & Llinares 1998a). Sin embargo, a escala de planta, la heterogeneidad en la estructura del combustible induce mayor degradación en el suelo donde el matorral presenta menor altura y mayor densidad aparente del combustible (Molina & Llinares 1998b). La heterogeneidad de la estructura del combustible en las parcelas con cargas de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  es mayor que en las de cargas de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$ . Esta heterogeneidad produce mayores diferencias de temperaturas máximas y

duración del calor en los espacios de suelo *bajo planta* y *entre plantas* (Figura 3.6. c y d, respectivamente). La menor heterogeneidad en las parcelas con  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  produce diferencias menores en los parámetros de las curvas de temperatura-tiempo de los espacios de suelo *bajo planta* y *entre plantas* (Figura 3.6. a y b, respectivamente). Las diferencias principales de las curvas de temperatura-tiempo ocurren no solamente debido a la elevación de la temperatura máxima, sino principalmente debido a una mayor duración del calor en el suelo. Según la literatura (Iwanami, 1973; Trabaud, 1979) un incremento en la carga del combustible es seguido por un incremento de las temperaturas máximas en la superficie del suelo. En nuestros incendios experimentales un aumento de la carga de combustible de 2 a  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  duplicó el tiempo de residencia de las temperaturas mayores de  $100^{\circ}\text{C}$ , pero no duplicó la temperatura máxima. Este resultado concuerda con los obtenidos por Iwanami (1973), que mostraron que a partir de cierto nivel de carga de combustible la tendencia ascendente de la temperatura máxima con la cantidad de combustible quemado no presenta cambios marcados. Sin embargo, la duración de las temperaturas altas se incrementa según se incrementa la cantidad de combustible.

La pendiente ascendente ( $S_{asc}$ ) y la duración del ascenso de la temperatura ( $t_{asc}$ ) de las curvas de temperatura-tiempo para el suelo afectado por la carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  fueron entre 3 y 4 veces más altos y más bajos, respectivamente, que los obtenidos para la carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  (Tabla 3.5). Esta parte de las curvas está relacionada con la velocidad de propagación del fuego (Neville et al. 1994) y bajo las mismas condiciones experimentales, la propagación del fuego en las parcelas con carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  debería de haber sido de 3 a 4 veces menor que en las parcelas con carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$ . Sin embargo, no observamos diferencias significativas en la propagación del fuego (Molina y Llinares 1998a). Esta falta de significación se atribuye a la variabilidad de la propagación del fuego inducido por la heterogeneidad de la estructura del combustible en las parcelas.

En incendios de brezales, Foregard (1989, 1994) no obtuvo una relación entre el combustible consumido, la velocidad de avance del frente de fuego y las temperaturas máximas en la superficie del suelo. También obtuvo una variabilidad elevada del progreso del frente del fuego ( $0,002 - 0,2 \text{ m s}^{-1}$ ), del mismo rango de amplitud al obtenido en nuestro experimento. La variabilidad de la velocidad de propagación y de la duración del tiempo de combustión ( $t_{total}$ ) no fueron estudiados allí, pero algunos datos y

observaciones en nuestros incendios experimentales sugieren que, para bajos contenidos de humedad en el combustible, las diferencias en la estructura del combustible podría ser la causa de esta inesperada falta de relación. La estructura del combustible está relacionada con la porosidad del combustible. La dependencia cualitativa y cuantitativa del tiempo de residencia del frente de fuego sobre la porosidad del lecho del combustible ha sido destacada por Vaz et al. 1998. Los nuevos modelos de velocidad de propagación desarrollados para *brezales* mixtos tienen en cuenta la estructura del combustible (Catchpole et al. 1998) por la gran influencia que ésta ejerce. Los resultados obtenidos en nuestro experimento sobre cómo la heterogeneidad de la estructura del combustible puede inducir propagaciones del fuego heterogéneas y cómo se relacionan las variaciones en la propagación del fuego con la variación espacial de las temperaturas máximas y la duración de calor en la superficie del suelo se comentan en el siguiente Apartado 3.3.

### 3.2.4. CONCLUSIONES

En los incendios estivales de matorrales espacialmente continuos de cargas de 4 y 2 Kg m<sup>-2</sup> con estructuras heterogéneas, la carga del combustible incrementa significativamente la cantidad de calor por unidad de área que recibe el suelo, la temperatura máxima, el tiempo de residencia de las temperaturas por encima de 100°C y la duración total de las temperaturas por encima de la del aire. La carga de combustible disminuye la pendiente de la parte ascendente de las curvas de temperatura-tiempo e incrementa la duración del frente de llama mientras que no influye significativamente sobre la parte descendente de las curvas de temperatura-tiempo.

La duración total de la temperatura por encima del ambiente, la duración de las temperaturas por encima de 100°C y la duración de temperaturas elevadas de después del paso del frente de llamas son significativamente mayores para el combustible de menor altura y de mayor densidad aparente de combustible.

Para las dos cargas de combustible consideradas, las temperaturas medias en la superficie del suelo variaron de 515°C a 416°C y la duración de las temperaturas mayores de 100°C de 35,9 min a 19,8 min, respectivamente. A escala de parcela, los parámetros de intensidad del fuego obtenidos para la carga de 4 Kg m<sup>-2</sup> están por encima del “umbral crítico”, para el cual la intensidad del fuego causa efectos negativos en el

suelo, mientras que aquellos obtenidos para la carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  está en el límite inferior, cerca del 'crítico' en los espacios donde la densidad aparente del combustible es mayor. A escala de parcela y probablemente a escala de ladera, la degradación será mayor en la primera que en la segunda. Sin embargo, a escala de planta, la heterogeneidad en la estructura del combustible induce más degradación en los microambientes del suelo que tienen menor altura y mayor densidad aparente de combustible y esto ocurre no debido al incremento de las temperaturas máximas, sino principalmente es debido a una mayor duración de las altas temperaturas en el suelo. Esto sugiere que, para intensidades medias a escala de parcela similares, habrán zonas severamente degradadas debido a la larga duración del calor y otras menos degradadas donde la temperatura máxima ha sido elevada, pero el tiempo de residencia del calor ha sido mucho más bajo. La inclusión de la cantidad de combustible y de la variabilidad espacial de la estructura del combustible en los modelos de comportamiento del fuego de matorrales son factores clave, ya que permiten predecir el patrón espacial de la degradación del suelo y de la recuperación post-incendio.

### 3.2.5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Armand, D., Etienne, M, Legrand, C., Marechal, J. & Valette, J.C., 1993. Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Ann. Sci. For.*, **50**, 79-89.
- Catalá, F., 1979. Física. Fundación García Muñoz. Distribución de Publicaciones Médicas y Científicas. Valencia. 767 pp.
- Catchpole, W., Bradstock, R., Choate, J., Fogarty, L., Gellie, N., Maccarthy, G., Mccaw, L., Marsden-Smedley, J. & Pearce, G., 1998. Cooperative development of equations for heathland fire behaviour. Proceedings of III International Conference On Forest Fire Research 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology. Vol. I, 631-645. . D.X. Viegas (Ed.). ADAI, University of Coimbra, Portugal.
- DeBano, L.F., Rice, R.N. & Conrad, C.E., 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. USDA/ Forest Service, Pacific. Southwest Forest and Range. Experimental Station, Res. Paper PSW-145.

- Espejo, R., 1997. El entorno Mediterráneo y la desertificación. Tendencias pasadas y futuras. In J.J: Ibáñez, B. Valero, C. Machado (Eds.): El paisaje Mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la Desertificación, 161-186. *Geoforma* ediciones. Logroño.
- Etienne, M., 1989. Non destructive methods for evaluating shrub biomass: a review. *Acta Oecol./ Oecol. Appl.* **10**, 115-128.
- FAO, 1988. Soil map of the world. Revised legend. World Soil Resources Report 60. FAO/Unesco. Roma.
- Forgeard, F., 1994. Importance and characteristics of heathland fires in Brittany (France). Proceedings 2<sup>nd</sup> International Conference of Forest Fire Research (Coimbra). Vol I, pp. 447-458.
- Forgeard, F., 1989. Etude experimentale du role de la structure et de la biomasse vegetale sur le comportement du feu dans les landes de Bretagne. *Acta Oecol./ Oecol. Gen.* **10**, 273-294.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990 a. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (Eds.), Fire in ecosystems dynamics: Mediterranean and Northern perspectives. SPB Academic Publishing. The Hague, pp. 95-102.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990 b. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Sci.* **149**, 344-350.
- González-Rabanal, F. & Casal, M., 1993. Effects of thermal shock on germination of *Ulex Europaeus* L. in wildfire-affected and unburnt soils. In: Trabaud, L., Prodon, R. (Eds.), Fire in Mediterranean Ecosystems. Ecosystems Research Report 5. Commission of the European Communities. Brussels, pp 201-208.
- Iwanami, Y., 1973. Studies of burning temperatures of grasslands. *Rep. Inst. Agr. Res. Tohoku Univ.* **24**: 59-105.
- Jacoby, P.W., Ansley, R.J., Trevino, B.A., 1992. Technical Note: An improved method for measuring temperatures during range fires. *J. Range Manage.* **45**, 216-220.
- Martínez Fernández, J., López Bermúdez, F., Romero Díaz, A., Martínez Fernández, J., Alonso Sarriá, F., Espinosa, V. & Javaloy, A., 1991. El matorral semiárido del sureste de España. Aportación metodológica para su evaluación. *Studia Oecologica*, **VIII**, 97-105.

- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998 a. Relationships between fire behaviour, weather conditions and fire intensity parameters in experimental summer fires in Valencia shrublands. Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology. Vol I, 661-667. D.X. Viegas (Ed.). ADAI, University of Coimbra, Portugal.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998 b. Effects of fire intensity on the soil properties related to structure: organic matter, aggregate stability and water retention capacity. In L. Trabaud (Ed.): Fire Management and Landscape Ecology, 35-50. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 2001. Temperature-time curves at the soil surface in maquis summer fires. *International J. of Wildland Fire*, **10**, 45-52.
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C. 1992. Sensitivity of Mediterranean-type ecosystems to global change, and relevance to global system functioning. Report and recommendations of the symposium and Workshop "Anticipated effects of changing global environment on Mediterranean-type ecosystems". Valencia, pp: 9-26.
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C., 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in Southern California chaparral. In: Moreno, J.M., Oechel, W.C. (Eds.), The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. Springer-Verlag. New York, pp 26-45.
- Naville, L, Malet, J.C., Gubernatis, P., Poulard, P. & Picard, C., 1994. Small-scale experiments and computing methodology. Proceedings 2<sup>nd</sup> International Conference of Forest Fire Research (Coimbra), Vol I, 275-283.
- Papió, C. & Trabaud, L., 1990. Structural characteristics of combustible components of five Mediterranean shrubs. *Forest Ecology and Management* 35: 249-259.
- Papió, C. & Trabaud, L., 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of Mediterranean shrublands. *Forest Science* 37, 146-159.
- Peñuelas, J., 1996. Overview on current and past global changes in the Mediterranean ecosystems. *Orsis* 11, 165-175.
- Soil Survey Staff, 1992. Keys to Soil Taxonomy. Pocahontas Press, Inc., Blacksburg, Virginia, U.S.A.

- Trabaud, L., 1979. Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Ann. Sci. Forest.* **36**, 13-38.
- Trabaud, L. & Casal, M., 1989. Réponses des semences de *Rosmaninus officinalis* a différents traitements simulant une action de feu. *Acta Oecologia / Oecol. Applic.* **10**, 355-363.
- Vaz, G.C., André, J.C.S. & Viegas, D.X., 1998. Predicting the residence time of the fire front of surface forest fires. Proceedings of III International Conference On Forest fire Research 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology. Vol I, 547-564. D.X. Viegas (Ed.). ADAI, University of Coimbra, Portugal.
- Ventura, J.M.P., Mendes-Lopes, J.M.C., Rego, F.M.C. & Botelho, H.S., 1994. Temperature-time curves in forest fire. Proceedings 2<sup>nd</sup> International Conference of Forest Fire Research (Coimbra) Vol. 1, 335-342.

### **3.3. VARIABILIDAD DE LA VELOCIDAD DE PROPAGACIÓN DEL FUEGO Y SU RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS DE INTENSIDAD QUE AFECTAN AL SUELO EN MATORRALES TRIDIMENSIONALMENTE HETEROGÉNEOS**

#### **3.3.1. INTRODUCCIÓN**

El matorral mediterráneo se caracteriza por su heterogeneidad, tanto en términos de la masa y de la estructura del combustible, como en términos del comportamiento del fuego mismo. Esta heterogeneidad puede reducir la capacidad predictiva de los modelos. Para mejorarlos es necesario diseñar experimentos que permitan estudiar las relaciones entre descriptores pre-fuego tales como la carga y la estructura de combustible, la velocidad de propagación del fuego, el comportamiento de la línea del fuego y los parámetros de intensidad del fuego tales como la temperatura máxima y la duración. A pesar de la enorme extensión del matorral en nuestra región, ha habido pocos esfuerzos en condiciones de campo para obtener información precisa sobre las relaciones que existen entre las condiciones climáticas, el comportamiento del fuego y los parámetros de intensidad del fuego en este tipo de ecosistemas.

En la literatura se sugiere que la severidad del fuego, la cual depende de la temperatura y la duración de las llamas, es una medida cualitativa de los efectos del fuego sobre el ecosistema (Brown & DeByle 1989). La carga de combustible es la variable más importante para predecir el consumo de hojarasca y arbustos (Botelho et al. 1994). Sin embargo, otros estudios (Forgeard, 1989; Whelan, 1995) han mostrado que las temperaturas en la superficie del suelo no siguen un gradiente paralelo a la cantidad de combustible. Hay una falta de conocimientos sobre las relaciones entre el comportamiento del fuego, la velocidad de propagación del fuego, los parámetros de intensidad y de severidad del fuego en los matorrales mediterráneos heterogéneos a escala real. El funcionamiento de la propagación del fuego en lechos de combustible heterogéneos se ha investigado en condiciones de laboratorio (Nahmias et al., 1989) pero existen pocos experimentos a escala real (Nahmias et al., 1994).

Una cuestión de interés para la gestión de los matorrales mediterráneos es conocer la carga del combustible y las densidades aparentes que permiten ciertos umbrales de temperatura y duración a nivel del suelo. También es de interés conocer, bajo las condiciones mediterráneas, los factores que influyen en la velocidad de

propagación del fuego, cómo es de variable, y cómo influyen en la severidad en el suelo. Otra cuestión de interés es dar datos del campo sobre cómo la heterogeneidad en la estructura de lechos de combustible espacialmente continuos puede influir en los parámetros de propagación e intensidad del fuego.

En el presente apartado se presentan y se discuten los datos obtenidos en cuanto a los valores medios y la variabilidad de la velocidad de propagación, el comportamiento del frente de fuego, los parámetros de intensidad en el suelo, y cuales son las implicaciones ecológicas de esta variabilidad. En las Figuras 3.7. y 3.9. se muestra la heterogeneidad espacial de la estructura del combustible en las parcelas de estudio.

### **3.3.2. MÉTODOS**

#### ***3.3.2.1. Los parámetros climáticos***

Los parámetros climáticos fueron registrados a la vez que el incendio, con un *datalogger* conectado a un pluviómetro, a un sensor de temperatura del aire, a un sensor de humedad relativa del aire y a un sensor de velocidad y dirección del viento. Se instalaron fuera de las parcelas, en una zona segura en el centro de la zona experimental.

#### ***3.3.2.2. Velocidad de propagación del fuego: $R_s$ ( $m s^{-1}$ )***

Para poder determinar la velocidad de propagación, se colocaron palos de acero de 2 m de longitud espaciados cada 2 m en los bordes laterales de cada parcela. Una cuerda de nylon conectaba cada pareja de palos. El tiempo transcurrido entre la quema de dos cuerdas consecutivas se midió con un cronómetro. Las velocidades de propagación parciales se determinaron al dividir la distancia entre cuerdas sucesivas por el tiempo transcurrido desde su quema. Aparte de este método, utilizamos la distancia entre termopares y el tiempo de excitación de los termopares (el momento en que la temperatura del termopar está justo por encima de la del aire) como método para medir la velocidad de propagación. Se midió la distancia entre los termopares consecutivos instalados en cada una de las parcelas. Las velocidades de propagación parciales fueron determinadas al dividir la distancia entre dos termopares y la diferencia en el tiempo de

excitación. La información obtenida por ambos métodos, junto a anotaciones de campo sobre el comportamiento del frente de fuego relacionadas con cambios de dirección y velocidad del viento, permiten hacer un esquema de la progresión del frente de fuego en cada parcela.

### **3.3.2.3. La severidad del fuego en el suelo**

Calculamos las diferencias postfuego-prefuego en el contenido de materia orgánica de las 4 muestras de suelo tomadas en cada parcela. Las ordenamos desde diferencias negativas (descenso) a positivas (incremento) en función de los parámetros de intensidad medidos en el suelo. Para los microambientes de menor densidad aparente del combustible (*bajo planta*) (Figura 3.13. a) y para los de mayor densidad aparente (*entre plantas*) (Figura 3.13. b) consideramos efectos severos si se sobrepasan temperaturas máximas de 450°C (Molina & Llinares, 1998a).

### **3.3.2.4. Análisis de datos a escalas distintas**

Los datos sobre la velocidad de propagación del fuego, la temperatura máxima y la duración, y la severidad del fuego en la superficie del suelo fueron analizados a escala de ladera, de parcela y de microambiente.

A escala de ladera consideramos que las parcelas de carga de 4 Kg m<sup>-2</sup> representan una ladera con una cantidad elevada de combustible espacialmente continuo, con una densidad aparente media del combustible alta. A este nivel de comparación, las parcelas con cargas de 2 Kg m<sup>-2</sup> representan una ladera con una carga de combustible menor y también de menor densidad aparente, también distribuido de forma continua a lo largo de la ladera.

Para el análisis a nivel de parcela, se realizan comparaciones entre las parcelas de la misma carga y densidad aparente de combustible pero distinta distribución espacial y condiciones climáticas en el momento del fuego.

Finalmente, para el análisis a microescala, las comparaciones se realizan dentro de las parcelas, entre microambientes que tienen la misma carga de combustible pero altura y densidad aparente del combustible diferentes.

Para el análisis estadístico utilizamos el análisis de la varianza mediante el programa SPSS. Para el análisis a escala de ladera se realiza el ANOVA con la carga de combustible como factor que influye en la velocidad de propagación. El número de parcela con la misma carga de combustible es el factor para el análisis de la velocidad de propagación a escala de parcela. Finalmente, el tipo de microambiente es el factor utilizado para el análisis a microescala

### 3.3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.3.3.1. La velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a escala de ladera: el papel de la carga y de la densidad aparente del combustible

En la Tabla 3.7. se muestra las medias de las velocidades de propagación del fuego medidas según los dos métodos anteriormente descritos, y las desviaciones estándar obtenidas para las dos cargas de combustible de altura y densidad aparente proporcional. La tabla también indica las temperaturas máximas y la duración del calor en la superficie del suelo junto con sus desviaciones estándar y el porcentaje de puntos de muestreo con efectos severos por los valores de alteración del contenido de materia orgánica observados tras el análisis de las muestras de suelo.

Carga de combustible (escala ladera) (Kg m <sup>-2</sup> )	Rango Altura (m)	Rango Densidad aparente (Kg m <sup>-3</sup> )	Velocidad del fuego (m s <sup>-1</sup> ) †	Velocidad del fuego (m s <sup>-1</sup> ) ‡	Temp. Máx.. (°C) ‡	Duración T>100°C (min.)	% muestras de suelo con efectos severos
2	0,5-1,5	4-1,3	0,26±0,12 <sup>a</sup>	0,37±0,28 <sup>a</sup>	416±78 <sup>a</sup>	19,8±13,9 <sup>a</sup>	25
4	1-1,25	4-2,6	0,17±0,08 <sup>b</sup>	0,26±0,21 <sup>a</sup>	515±67 <sup>b</sup>	35,9±17,1 <sup>b</sup>	83

†: medido por cronómetro (N=30). ‡: medido por termopares (N=12).

**Tabla 3.7.: Relaciones a escala de ladera entre la carga de combustible, la densidad aparente del combustible, la velocidad de propagación media del fuego y su variabilidad, con la temperatura máxima, la duración del calor y sus variabilidades en la superficie del suelo. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas (P<0,05).**

De los datos de la Tabla 3.7., se puede observar lo siguiente:

- 1) La velocidad media de propagación del fuego y su variabilidad medidas por el cronómetro disminuyen significativamente para la carga, la altura y la densidad aparente del combustible más elevados. Si la velocidad de propagación del fuego se mide con los termopares, no cambia significativamente según la carga, pero tiende a disminuir también según aumentan la carga de combustible, la altura y la densidad aparente. La variabilidad también tiene tendencia a disminuir según disminuye la velocidad de propagación del fuego. La explicación de las diferencias observadas con los dos instrumentos de medida es que los termopares son instrumentos de precisión que detectan el proceso de precalentamiento que ocurre por delante del frente de fuego, así como la propagación del fuego a nivel del suelo. Con el cronómetro no se puede detectar, ya que este último tipo de medición se toma en el momento en que la llama alcanza la cuerda instalada a una altura de 1,5 m por encima del suelo. La falta de diferencias de la velocidad de propagación del fuego entre las dos cargas de combustibles según las medidas hechas con los termopares puede ser debida a una mayor variabilidad de este parámetro a nivel del suelo.
- 2) Existe alguna relación entre la cantidad, la altura y la densidad aparente del combustible, la velocidad de propagación del fuego, y el impacto del calor sobre el suelo según indican los valores medios de temperatura máximas y la duración del calor. Cuanto más elevado es la cantidad y la densidad aparente del combustible, menor es la velocidad de propagación del fuego y su variabilidad, más elevadas son las temperaturas máximas y la duración de calor y también es menor la variabilidad de las temperaturas máximas. Los efectos sobre el suelo indican que más de  $\frac{3}{4}$  de la superficie del suelo están severamente afectados por temperaturas máximas mayores a  $450^{\circ}\text{C}$ , y más de 19 minutos de duración de la temperatura  $>100^{\circ}\text{C}$ .

Los efectos de la degradación sobre el suelo serán más intensos en las laderas con elevadas cantidades y densidades aparentes de combustible. Esto es debido a que éstas inducen una menor velocidad de propagación del fuego y una menor variabilidad de sus valores. Ambas provocan temperaturas máximas medias más elevadas con un menor rango de variación, y un mayor tiempo de residencia del fuego en el suelo. Esto

significa que las temperaturas elevadas de larga duración afectan a un mayor número de posiciones en la ladera.

### ***3.3.3.2. La Velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a escala de Parcela: el papel de las condiciones climáticas y de la heterogeneidad 3D del combustible***

En la Tabla 3.8. se muestran los resultados obtenidos al realizar las comparaciones entre las parcelas. La velocidad de propagación del fuego varía entre parcelas con la misma carga y densidad aparente medias del combustible. Por ejemplo, para una carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$ , la velocidad de propagación del fuego en la parcela 4 es más elevada que la velocidad de propagación del fuego en las parcelas 1 y 8. La variabilidad de la velocidad de propagación del fuego en la parcela 4 es también más elevada que la variabilidad en las parcelas 1 y 8 (Tabla 3.8.). Esta velocidad media de propagación del fuego más elevada para la parcela 4 está relacionada con la influencia de las condiciones climáticas más secas inducidas por la hora de ignición del fuego, lo cual resultó en una mayor altura y temperatura de la llama (Molina & Llinares, 1998 b).

La mayor variabilidad de la velocidad de propagación del fuego en la parcela 4 se atribuye a la mayor heterogeneidad en la estructura 3D del combustible en esta parcela. De hecho, la Figura 3.7. muestra un gradiente, con una heterogeneidad decreciente desde la parcela 4 a la parcela 1.

P A R C E L A	Carga de comb. (Kg m <sup>-2</sup> )	Velocidad de propagación del fuego (termopares) (m s <sup>-1</sup> )	% muestras de suelo con efectos severos (de un total de 4 por parcela)	Temp. Máx. (°C)	Duración de T>100°C (min)	Duración de la llama (t <sub>asc</sub> ) (min)	Hora de incendio y condiciones climáticas
1	4	0,135±0,073 <sup>a</sup>	75	525,8±64,9 <sup>a</sup>	40,6±27,8 <sup>a</sup>	7,1±4,1 <sup>a</sup>	10:19 a.m.; 19°C, 85%H, 0,3 ms <sup>-1</sup>
8	4	0,236±0,118 <sup>ab</sup>	75	498,8±153,9 <sup>a</sup>	38,8±36,7 <sup>a</sup>	3,8±2,4 <sup>ab</sup>	10:00 a.m., 21°C, 83%H, 0,3 ms <sup>-1</sup>
4	4	0,408±0,293 <sup>b</sup>	100	588,9±111,3 <sup>b</sup>	29,1±20,7 <sup>a</sup>	3,4±2,6 <sup>ab</sup>	12:17 p.m., 22°C, 78%H, 0,3 ms <sup>-1</sup>
2	2	0,235±0,121 <sup>A</sup>	50	357,1±71,1 <sup>A</sup>	18,3±12,7 <sup>A</sup>	1,9±1,4 <sup>A</sup>	10:59 a.m., 21°C, 79%H, 0,3 ms <sup>-1</sup>
6	2	0,380±0,272 <sup>B</sup>	0	491,9±103,1 <sup>A</sup>	21,9±26,3 <sup>A</sup>	1,3±1,6 <sup>AB</sup>	12:04 p.m., 23°C, 82%H, 1,4 ms <sup>-1</sup>
7	2	0,450±0,361 <sup>B</sup>	25	411,5±149,9 <sup>A</sup>	12,1±9,4 <sup>A</sup>	1,0±0,9 <sup>AB</sup>	10:37 a.m., 21°C, 83%H, 0,3 ms <sup>-1</sup>

Tabla 3.8: Las medias y las desviaciones estándar para la velocidad de propagación del fuego y los parámetros de intensidad de las curvas temperatura-tiempo en la superficie del suelo de cada parcela, agrupados por la carga de combustible. Los efectos de la severidad en el suelo también se indican, así como las condiciones climáticas en el momento del fuego (hora del incendio, temperatura del aire, humedad relativa del aire y velocidad del viento, respectivamente). Entre parcelas con la misma carga de combustible, las medias seguidas por la misma letra indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ). Las letras en minúscula corresponden a las comparaciones entre las parcelas con carga de combustible de 4 Kg m<sup>-2</sup> y las letras en mayúsculas a las comparaciones entre las parcelas con cargas de 2 Kg m<sup>-2</sup>.

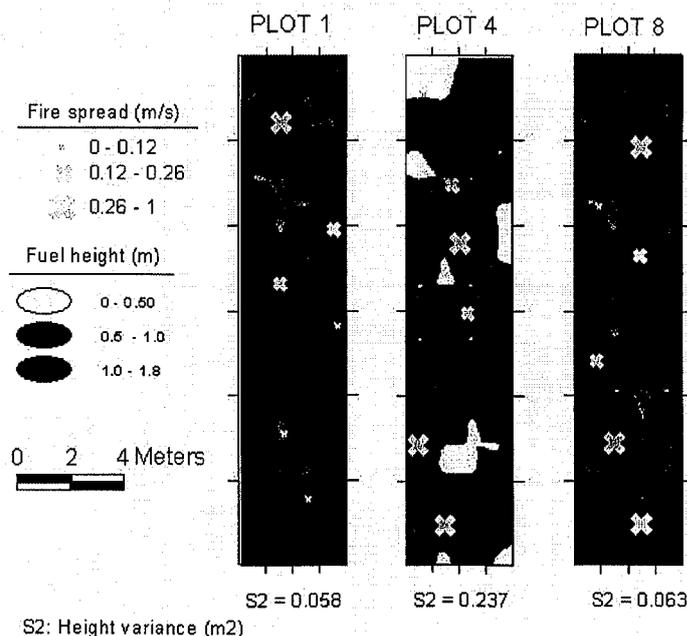
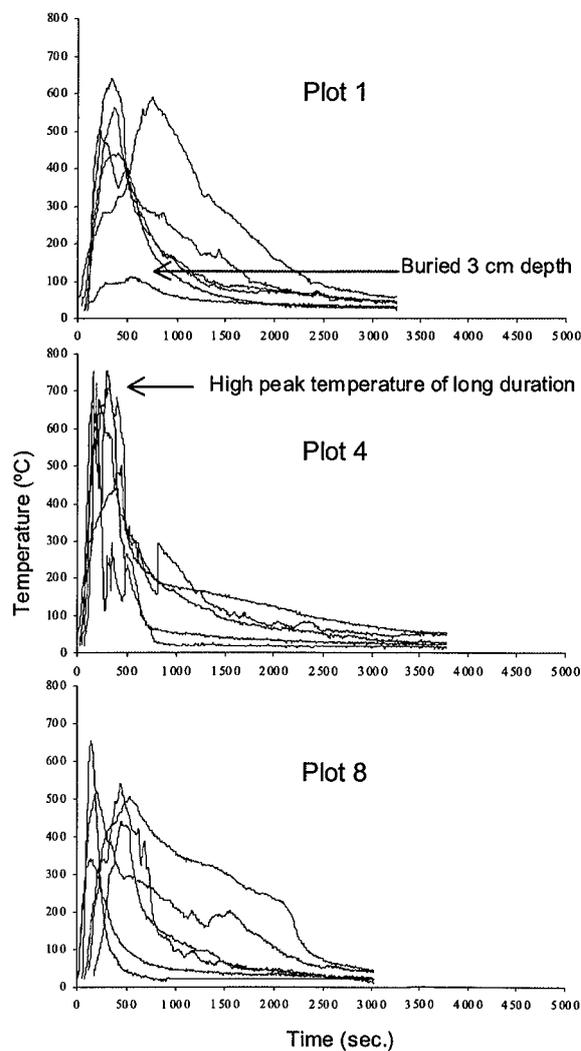


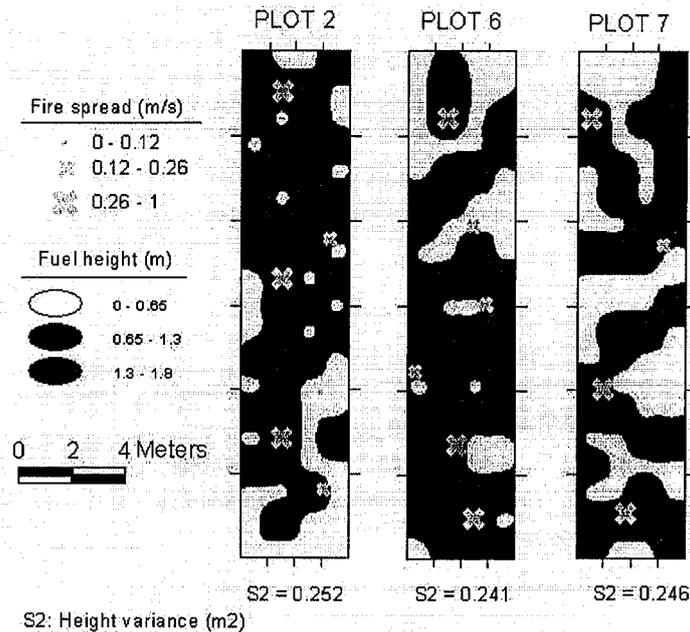
Figura 3.7.: La estructura 3D del combustible, la heterogeneidad de la altura (S2) y las velocidades de propagación parciales del fuego en las parcelas con una carga espacialmente continua de 4 Kg m<sup>-2</sup>. Los colores oscuros indican la distribución natural del matorral (densidad aparente de 2,6 Kg m<sup>-3</sup>). Los colores claros indican los lugares donde añadió combustible con densidad aparente 4 Kg m<sup>-3</sup>.

La severidad del fuego en la parcela 4 parece estar relacionada con la elevada velocidad de propagación del fuego, con una corta duración de las llamas y con una elevada temperatura máxima en el suelo inducida por la alta temperatura de la llama. Esto queda reflejado en las curvas de temperatura-tiempo registradas (Figura 3.8.). La parcela 4 muestra temperaturas máximas muy elevadas de larga duración comparadas con las parcelas 1 y 8, y esto concuerda con la mayor severidad observada en el suelo de la parcela 4.



**Figura 3.8.:** Curvas temperatura-tiempo obtenidas en la superficie del suelo en parcelas con carga de combustible de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  y densidad aparente media de  $3,3 \text{ Kg m}^{-3}$ .

Para las parcelas con carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$ , la velocidad de propagación del fuego y su variabilidad son menores para la parcela 2 (Tabla 3.8.). El tiempo de residencia de las llamas es el mayor, la temperatura máxima media es la más baja, pero también su variabilidad es la más baja. Este último resultado se atribuye a una distribución más homogénea del combustible natural (colores oscuros) a lo largo de la ladera comparado con las parcelas 6 y 7 (Figura 3.9.).



**Figura 3.9.:** La estructura 3D del combustible, la heterogeneidad de la altura ( $S_2$ ) y las velocidades de propagación parciales en las parcelas con cargas de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  espacialmente continuas. Los colores oscuros indican la distribución del matorral natural (densidad aparente de  $1,3 \text{ Kg m}^{-3}$ ). Los colores claros indican los lugares donde se añadió combustible, de densidad aparente  $4 \text{ Kg m}^{-3}$ .

La mayor homogeneidad del combustible natural en la parcela 2 induce efectos más homogéneos en los parámetros de intensidad registrados por las curvas temperatura-tiempo (véanse las curvas de la Parcela 2 en la Figura 3.10.), y efectos más homogéneos en el suelo. Esta es la razón por la cual la probabilidad de tener áreas de suelo severamente afectadas es mayor en esta parcela comparada con las otras dos. El aumento de la velocidad del viento y sus cambios de dirección en el momento del incendio, son las razones por las que se produce un aumento de la velocidad de propagación del fuego y la falta de severidad en el suelo en la parcela 6 (Tabla 3.9.). Esto coincide con una alta heterogeneidad en la progresión del frente del fuego (ver Figura 3.11.). En la parcela 6 el viento cambió de dirección y sopló lateralmente (Figura

3.11.). Solamente uno de los cuatro puntos de muestreo en la parcela 7 mostró efectos severos. Esta posición coincide con la del termopar de temperatura máxima de larga duración (◆◆ en parcela 6, Figura 3.10.).

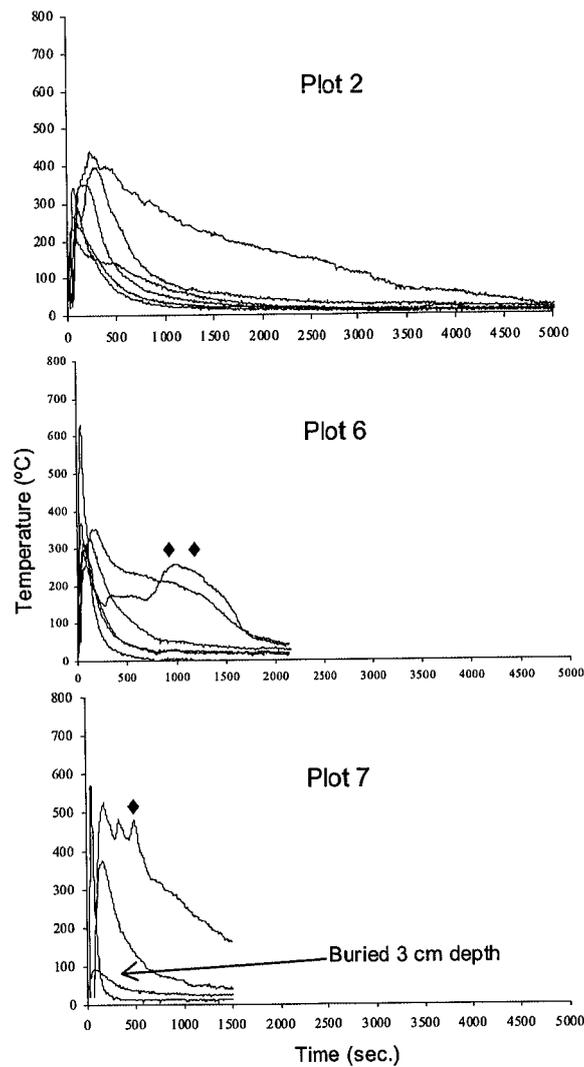


Figura 3.10.: Las curvas de temperatura-tiempo en las parcelas con carga de  $2 \text{ Kg m}^{-3}$  y de  $2,6 \text{ Kg m}^{-3}$  de densidad aparente media del combustible

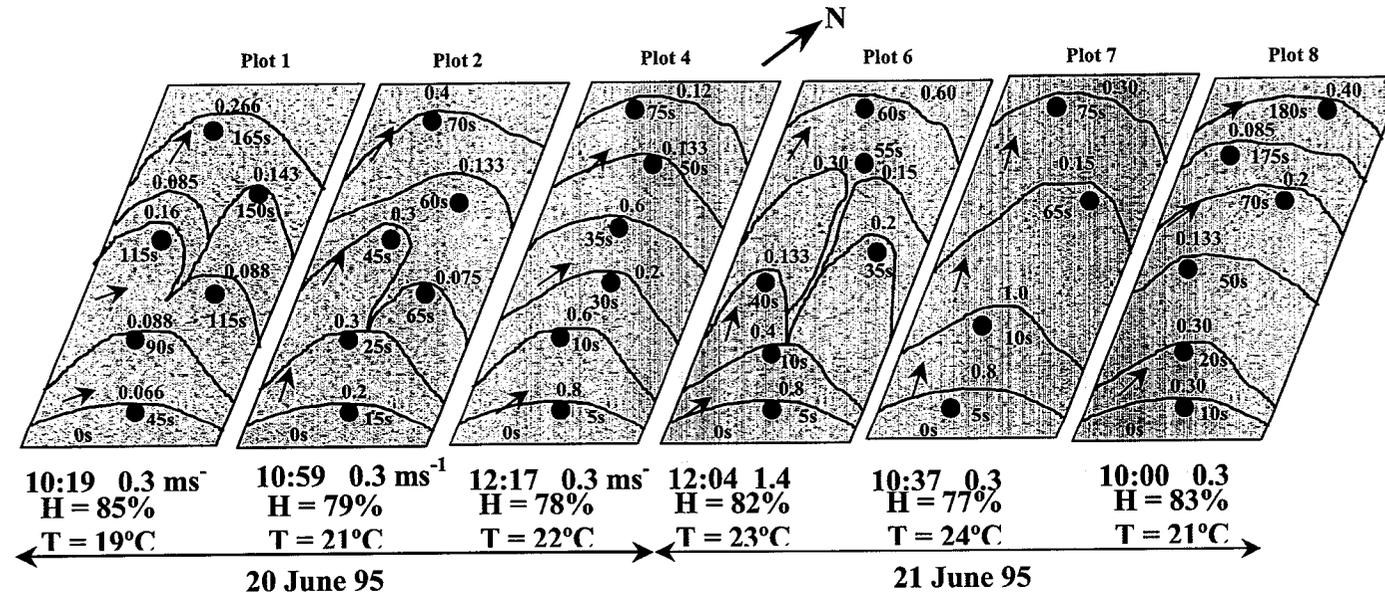


Figura 3.11.: Frente de avance del fuego, tiempo de excitación de los termopares (segundos), velocidades parciales de propagación del fuego ( $m s^{-1}$ ) a microescala y condiciones climáticas en el momento de los incendios.

### ***3.3.3.3. La velocidad de propagación del fuego, la variabilidad y la severidad a microescala: el papel de la altura y la densidad aparente del combustible heterogéneas***

Utilizando la información de los termopares, se calcularon las velocidades de propagación parciales del fuego dentro de cada parcela. Estos resultados se indican en la Figura 3.11., junto a la forma de avance del frente de fuego y el tiempo de excitación del termopar desde el momento de ignición. En las figuras 3.7. y 3.9. también se indican las velocidades de propagación parciales del fuego y su posición respecto a la estructura del combustible que las produce. Las diferentes velocidades de propagación del fuego sugieren que:

- (i) después de pasar por los matorrales de combustible compacto, con menor altura y mayor densidad aparente (colores claros en las Figuras 3.7. y 3.9.), se retrasa la velocidad propagación del fuego,
- (ii) y a la inversa, la velocidad de propagación del fuego se incrementa cuando el frente de fuego cruza el matorral natural, más alto y de menor densidad aparente (colores oscuros en las Figuras 3.7. y 3.9.).

Estos cambios en la velocidad de propagación del fuego influyen en la forma de las curvas temperatura-tiempo que afectan al suelo. Para los matorrales compactos (combustible añadido) (gráficos a y c de la Figura 3.12.), las temperaturas máximas duran más que las temperaturas máximas en los matorrales naturales (gráficos b y d de la Figura 3.12.) con la misma carga de combustible (comparar gráficos a y b, y especialmente gráfico c con d). Los efectos en el suelo son más severos bajo los matorrales compactos (Figura 3.13.: comparar gráfico a con b).

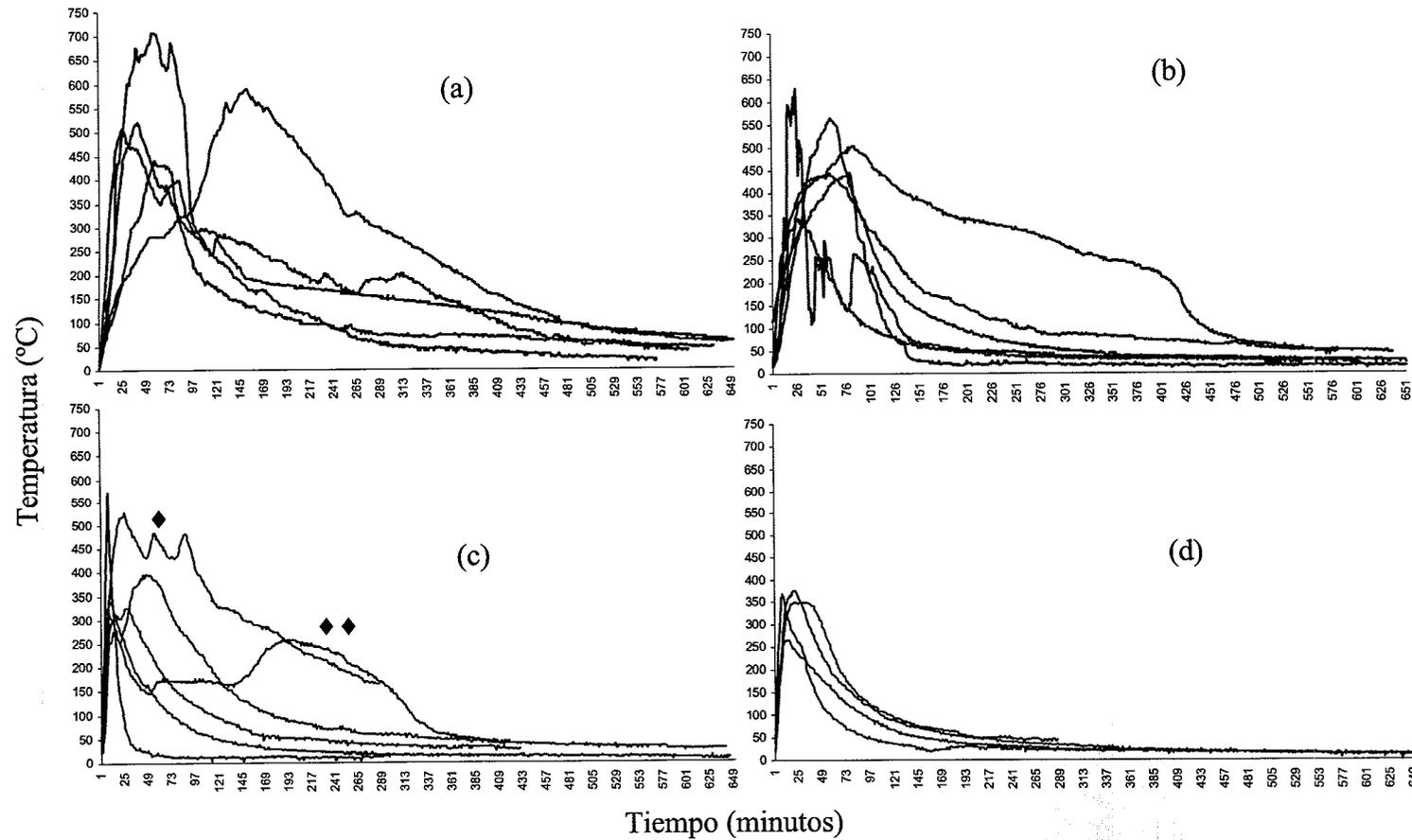


Figura 3.12.: Las curvas de temperatura-tiempo obtenidas en el suelo bajo matorral (a) con carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  y densidad aparente de  $4 \text{ Kg m}^{-3}$  (entre plantas); (b) con carga de  $4 \text{ Kg m}^{-2}$  y densidad aparente de  $2,6 \text{ Kg m}^{-3}$  (bajo planta); (c) con carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  y densidad aparente de  $4 \text{ Kg m}^{-3}$  (entre plantas); (d) con carga de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  y densidad aparente de  $1,3 \text{ Kg m}^{-3}$  (bajo planta).

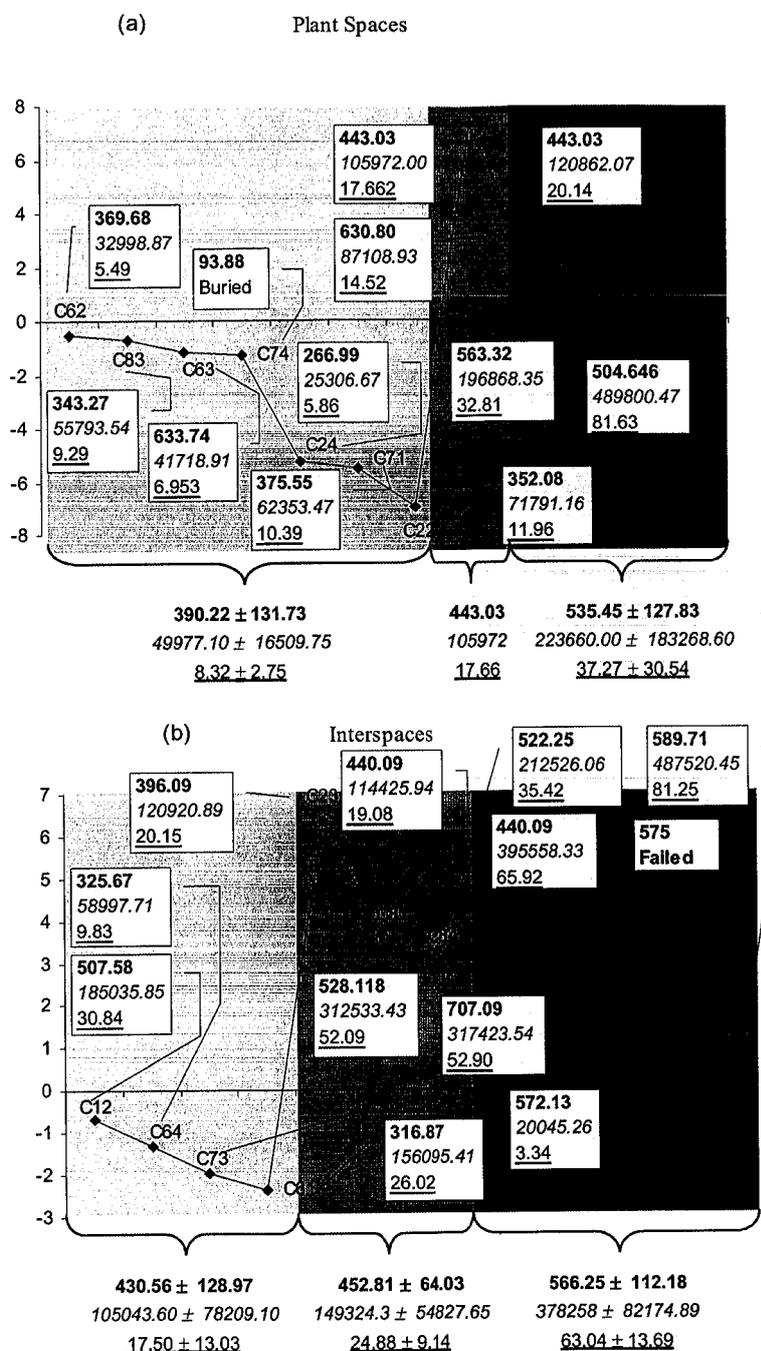


Figura 3.13.: (Molina y Llinares, 1998 a). Diferencias postfuego-prefuego del contenido de materia orgánica para los puntos de muestreo en la superficie del suelo (la primera cifra indica la parcela y la segunda, la posición dentro de la parcela), y los parámetros de intensidad correspondientes (temperatura máxima (°C) (negrita), área bajo las curvas de temperatura-tiempo (°C s) (cursiva) y duración de la temperatura >100°C (s) (subrayado). (a) bajo planta; (b) entre plantas.

### 3.3.4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el experimento contribuyen a ampliar parte de los escasos conocimientos en las relaciones entre la conducta del fuego, la velocidad de propagación y la severidad que afecta al suelo, a escala real, bajo matorrales mediterráneos. También contribuyen a la mejor comprensión del funcionamiento de la velocidad propagación del fuego en lechos de combustibles heterogéneos bajo condiciones de campo.

Cuando la velocidad del viento es baja, las velocidades de propagación son muy variables y difíciles de cuantificar, así que se las considera como constantes por debajo de cierto umbral de velocidad de viento (Cheney et al. 1998). Es este el caso de nuestro experimento, que fue diseñado específicamente bajo velocidades de viento muy bajas debido a consideraciones de seguridad. Otras variables de riesgo si que fueron consideradas, tales como cargas elevadas de combustible, terreno en pendiente y condiciones secas de verano. Bajo estas condiciones medioambientales las velocidades de propagación del fuego no pueden ser consideradas como una constante, ya que distintas velocidades de propagación pueden inducir efectos muy diferentes en el suelo. Aunque éramos conscientes de la dificultad, quisimos registrar las velocidades de propagación y su variabilidad en lechos de combustible simulados complejos y espacialmente continuos en las condiciones de riesgo ya mencionadas. Además, intentamos establecer algunas relaciones. Por una parte, relacionar la velocidad propagación del fuego y su variabilidad con otras variables tales como carga, altura y densidad aparente del combustible, las cuales se han reconocido que tienen un efecto significativo sobre la velocidad de propagación, incluso para velocidad del viento con un valor constante bajo (Catchpole et al., 1998). Por otra parte, para relacionar las variaciones de las temperaturas máximas y la duración del calor en el suelo con las variables antes mencionados, las cuales también están relacionadas con la severidad del fuego en el suelo (Brown & DeByle, 1989) y el ecosistema en su totalidad (Moreno & Oechel, 1994).

La carga, la altura y la densidad aparente del combustible están fuertemente correlacionan entre sí, y sus efectos no se pueden separar (Catchpole et al., 1998). Debido a esto, simulamos lechos continuos de combustible de diferente altura,

densidad aparente y estructuras 3D. Seleccionamos este diseño basándonos en la complejidad de los matorrales Mediterráneos y también en las relaciones entre la carga de combustible y densidad aparente mencionados en la literatura para este tipo de matorral (Papió & Trabaud, 1991; Armand et al., 1993).

A escala de ladera, los resultados para las dos cargas de 2 y 4 Kg m<sup>-2</sup> y densidad aparente media de 2,6 y 3,3 Kg m<sup>-3</sup> respectivamente, se utilizaron para establecer relaciones entre los parámetros medidos.

La carga de combustible se ha considerado como un indicador de la cantidad máxima que podía quemarse en un fuego de intensidad máxima. La velocidad de propagación aumenta linealmente con la carga de combustible (Chandler et al., 1983). Esto es cierto mientras se mantenga un grado de compactación óptimo, que en este caso no se ve afectado por la carga del combustible (Rundel 1981). En nuestro experimento la carga de 4 Kg m<sup>-2</sup> estaba compuesta por combustible más grueso (combustible añadido), cuya ignición es enérgicamente más cara que la de material más fino de la vegetación natural. La adición también produjo una menor porosidad del combustible, y lo que obtuvimos fue un descenso de la velocidad del fuego y de su variabilidad comparado con la carga de 2 Kg m<sup>-2</sup>.

La menor velocidad de propagación del fuego y de su variabilidad en la carga de 4 Kg m<sup>-2</sup> están relacionados con mayores temperaturas máximas de menor variabilidad, mayor duración de calor, y efectos más severos en el suelo (Tabla 3.7.). Los efectos en el suelo son la combustión de la vegetación y de la hojarasca y la penetración inevitable de cenizas en los poros de los primeros centímetros del suelo. Dichas cenizas incrementan el contenido de materia orgánica total en el suelo. Sin embargo, observamos un relativo descenso del gradiente de contenido de materia orgánica según aumentaba la temperatura máxima y la duración (parte derecha de los gráficos en Figura 3.13. a y b), lo cual indica una tendencia a la mineralización total de la materia orgánica procedente de la vegetación quemada según se incrementaba la intensidad del fuego. Tampoco se descarta que este resultado esté afectado por artefactos inducidos por las dificultades del muestreo.

Por el contrario, la carga de combustible de 2 Kg m<sup>-2</sup> era, en términos medios, menos compacta pero de mayor grado de variabilidad espacial en su altura y densidad aparente, y la velocidad de propagación del fuego y su variabilidad se incrementó. Estos resultados están relacionados con menores temperaturas máximas y duración de calor, mayor variabilidad de éstos y menos efectos severos en el suelo (Tabla 3.7.). Las

cenizas se separaron más fácilmente durante el muestreo, algunas posiciones en las parcelas presentaban hojarasca, y, en términos generales, observamos un descenso progresivo de la materia orgánica en el suelo (parte izquierda de los gráficos en Figura 3.13. a y b).

A pesar de la posible influencia del procedimiento de muestreo en los resultados obtenidos, los datos en la Figura 3.13. sugieren que a partir de temperaturas máximas de 450°C, la hojarasca y la materia orgánica en el suelo se consume por completo. Este umbral de temperatura en condiciones de campo coincide con aquel por encima del cual las temperaturas simuladas en el laboratorio causan efectos severos en el suelo (Giovannini et al., 1990). A diferencia de los experimentos en el laboratorio, la ceniza finamente dividida que proviene del combustible quemado, entra en el suelo y hace que aumente la materia orgánica.

Bajo nuestras condiciones experimentales, podemos concluir que tanto la carga de combustible como su densidad aparente tienen que tenerse en cuenta para explicar diferencias en la velocidad de propagación, la intensidad del fuego y la severidad de sus efectos a escala de ladera. No siempre hay una relación directa entre ellos. Además, a pesar de la baja velocidad del viento, la propagación del incendio es bastante rápida en ambas cargas de combustible, y ambos son difíciles de controlar. Esta apreciación coincide con la de Metaille (1981) quien consideró incendios incontrolables a aquellos con velocidad de propagación mayor de 0,15 m s<sup>-1</sup>. Algunas de nuestras parcelas se quemaron a velocidades de propagación del fuego próximas a 0,4 m s<sup>-1</sup>, y se encuentran dentro de los rangos de velocidad de propagación del fuego obtenidos en incendios naturales (Bryan, 1959; Van Wagner, 1966). Se puede decir que incendios naturales estivales de matorrales mediterráneos espacialmente continuos, con cargas de más de 2 Kg m<sup>-2</sup> inducirán degradación severa del suelo aun cuando la velocidad del viento sea muy baja. Además, hay un alto riesgo de incendios extensos causados por fuegos de matorral de cargas continuas de combustible mayores que 2 Kg m<sup>-2</sup> debido a que las velocidades de propagación del fuego son altas.

Entre laderas con la misma carga y densidad aparente de combustible se pueden observar diferencias en las velocidades de propagación del fuego y efectos en el suelo distintos. A esta escala, las diferencias derivan de parámetros tales como el tiempo de ignición, la heterogeneidad en la estructura 3D y las variaciones de dirección y velocidad de viento. El tiempo de ignición influye directamente sobre el contenido de humedad del suelo y del combustible. Si la ignición ocurre a mediodía, el suelo y el

combustible están considerablemente más secos, lo cual hace aumentar la velocidad de propagación del fuego y también produce un aumento de la temperatura de las llamas (Martin et al., 1969). Estas condiciones inducen temperaturas máximas muy elevadas y de larga duración, y efectos severos de degradación en la hojarasca y en el humus (Hungerford et al. 1995). En brezales secos de estructura heterogénea Forgeard (1989) encontró temperaturas bastante homogéneas en la superficie del suelo y el consumo total de la hojarasca a pesar de la heterogeneidad 3D de la estructura del combustible. Nuestros resultados de la parcela 4 concuerdan con este resultado. Bajo las condiciones climáticas del experimento esta severidad podría ser aún mayor si la estructura 3D del combustible es homogénea. Esto es así ya que la homogeneidad reduce la variabilidad de la velocidad de propagación del fuego y la variabilidad de la temperatura máxima y de la duración, pero mantiene elevada la temperatura de la llama, elevados los valores medios de la velocidad de propagación y elevadas temperaturas máximas medias de gran duración. Por lo contrario, el incremento de la velocidad del viento y los cambios de dirección podrían favorecer elevadas velocidades de propagación del fuego pero aumentan su variabilidad, como ocurrió en las parcelas 6 y 7. El fuego no afecta severamente al suelo bajo estas condiciones, con la excepción de algunas zonas puntuales. Esta falta de severidad en el suelo puede ocurrir aún cuando la estructura es homogénea, como obtuvo también Forgeard (1989) en algunos brezales mesofíticos.

Por lo general, los resultados obtenidos a escala de parcela sugieren que la velocidad de propagación del fuego y la intensidad de la línea de fuego no siempre pueden ser utilizados para predecir los efectos ecológicos de la severidad del fuego en el suelo, de acuerdo con Hartford y Frandsen (1992). Entre otros factores que hay que tener en cuenta están las interacciones entre la heterogeneidad 3D de la estructura del combustible, el tiempo de ignición, la velocidad específica del viento y la dirección cambiante del mismo durante los incendios.

A nivel de microescala en una ladera quemada, el mejor indicador de la severidad del fuego en el suelo parece ser la compactación del combustible. Para la misma cantidad de combustible en dos microambientes de suelo, cuanto mayor sea la densidad aparente de dicho combustible mayor es la duración del calor en el suelo. La velocidad de propagación del fuego sufre un retraso cuando se encuentra con esos matorrales compactos. El frente de llama puede progresar por la zona aunque la velocidad de propagación del fuego decrezca y se incremente su variabilidad. Los combustibles compactos producen, al quemarse, temperaturas relativamente elevadas

de muy larga duración (ver ◆ en la Figura 3.12.), después de pasar el frente de llama (Alexander, 1982) o, en ocasiones, las temperaturas bajan y después sufren un aumento como resultado de la reavivación de las llamas (ver◆◆ en la Figura 3.12.). Este incremento de la duración del calor produce efectos más severos en el suelo bajo los matorrales compactos (Hartford y Frandsen, 1992). En los matorrales menos compactos, la hojarasca protege al suelo mineral de la propagación de calor (Forgeard, 1989). La ocurrencia de ambos procesos se puede detectar en la forma de las curvas temperatura-tiempo (Figura 3.12.: comparar gráficos a y c con gráficos b y d, respectivamente) y en sus efectos en el suelo (Figura 3.13.: comparar gráficos a y b).

### 3.3.5. CONCLUSIONES

A lo largo de los incendios experimentales estivales de las seis parcelas de 20 m de largo y 4 m de ancho, con una cantidad y estructura de combustible continua y heterogénea, se ha encontrado una relación entre la velocidad de propagación del fuego medida por cronómetro y la medida utilizando la información de los termopares instalados en la superficie del suelo. El segundo método da como resultado una velocidad media de propagación del fuego más alta y también una variabilidad más elevada, ya que los termopares son instrumentos de precisión que detectan el proceso de pre-calentamiento que ocurre por delante del frente de fuego, así como la propagación a ras del suelo que el cronómetro no puede detectar.

La velocidad de propagación del fuego no siempre está relacionada con la intensidad del fuego y la severidad en el suelo. A escala de ladera, las cargas más altas de combustible y de mayor densidad aparente producen una mayor intensidad de fuego y severidad en el suelo. La velocidad media de propagación del fuego y la variabilidad de sus valores bajo estas condiciones de combustible son menores que para aquellas laderas de menor carga de densidad aparente menor. Un incremento de la carga de combustible que también implica un incremento de la densidad aparente produce que la velocidad de fuego sea menor que lo esperado si se utilizan modelos de predicción basados en la carga de combustible.

De los resultados obtenidos se puede decir que los incendios naturales de verano de los matorrales continuos mediterráneos con cargas de combustible de más de  $2 \text{ Kg m}^{-2}$  y de densidad aparente mayor a  $2,6 \text{ Kg m}^{-3}$  inducirán degradación severa del suelo. Además, hay un alto riesgo de incendios extensos ya que las velocidades de

propagación del fuego son elevadas, aún bajo condiciones de baja velocidad del viento. Si incendios prescritos de tales matorrales son utilizados como una herramienta de gestión para proteger los bosques de alrededor, no se pueden realizar a principios del verano aún bajo condiciones de poco viento debido al riesgo de propagación y a la degradación inducida en el suelo.

A escala de parcela, el tiempo de ignición, la temperatura y la humedad relativa del aire, la dirección del viento y su velocidad, y los factores relacionados con la cantidad y la estructura del combustible por delante de la línea de fuego son importantes para explicar las velocidades medias de propagación del fuego, su variabilidad, la progresión del frente de fuego y la variabilidad de los efectos en el suelo. Para una carga dada, puede esperarse un incremento de la velocidad de propagación del fuego si la ignición ocurre a mediodía. En este caso, el aumento de la velocidad de propagación provoca elevadas temperaturas máximas de larga duración en el suelo, aunque la duración de las llamas es baja. También, un incremento de velocidad del viento o un cambio de dirección aumentan la velocidad del fuego y su variabilidad cuando la temperatura del aire es más baja y la humedad relativa del aire es mayor, pero causa menos efectos en el suelo.

A escala de matorral el mejor indicador de la severidad del fuego parece ser la compactación del combustible. Para dos tipos de matorrales con la misma cantidad de combustible cuanto mayor sea su densidad aparente mayor es la duración del calor en el suelo, y mayor es la severidad de sus efectos.

### 3.3.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander, M.E., 1982. Calculating and interpreting forest fire intensities *Canadian Journal of Botany* **60**, 349-357.
- Armand, D., Etienne, M, Legrand, C., Marechal, J. & Valette, J.C., 1993. Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Annales des Sciences Forestières* **50**, 79-89.
- Botelho, H.S., Vega, J.A., Fernandes, P. & Rego, F.M.C., 1994. Prescribed fire behaviour and fuel consumption in Northern Portugal and Galizia maritime pine stands. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 343-353. (Coimbra).

- Brown, J.K. & DeByle, N.V., 1989. Effects of prescribed fire on biomass and plant succession in Western Aspen. Res. Paper INT-412. USDA/ Forest Service.
- Bryam, G.M., 1959. Combustion of forest fuels. In 'Forest fire control and use' (Ed. KN Davis) pp. 61-89. (McGraw Hill Book Company).
- Catchpole, W., Bradstock, R., Choate, J., Fogarty, L., Gellie, N., Maccarthy, G., Mccaw, L., Marsden-Smedley, J. & Pearce, G., 1998. Cooperative development of equations for heathland fire behaviour. In 'Proceedings of the III International Conference On Forest Fire Research 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology'. (Ed. D.X. Viegas). Pp. 631-645. (ADAI, University of Coimbra: Portugal).
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P. Trabaud, L. & Williams, D., 1983. 'Fire in Forestry. I. Forest fire behavior and effects' (Wiley, New York).
- Cheney, N.P., Gould, J.F. & Catchpole, W.R., 1998. Prediction of fire spread in grasslands. *International Journal of Wildland Fire* 8, 1-13.
- DeBano, L.F., Rice, R.N. & Conrad, C.E., 1979. 'Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff'. Res. Paper PSW-145. USDA/ Forest Service, Pacific. Southwest Forest and Range Experimental Station.
- Forgeard, F., 1989. Etude experimentale du role de la structure et de la biomasse vegetale sur le comportement du feu dans les landes de Bretagne. *Acta Oecologica Oecologia General* 10, 273-294.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In 'Fire in ecosystems dynamics: Mediterranean and Northern perspectives' (Eds JG Goldammer and MJ Jenkins) pp. 95-202. (SPB Academic Publishing: The Hague)
- Hartford, R.A. & Frandsen, W.H., 1992. When it's hot, it's hot...or maybe not!. (Surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland Fire* 2, 139-144.
- Jacoby, P.W., Ansley, R.J. & Trevino, B.A., 1992. Technical Note: An improved method for measuring temperatures during range fires. *Journal of Rangeland Management* 45, 216-220.
- Le Houérou, H.N., 1990. Ecological guidelines to control land degradation in European Mediterranean countries. In 'Strategies to combat desertification in

- Mediterranean Europe' (Eds JL Rubio and RJ Rickson) pp. 331-36. (Commission of the European Communities. Brussels).
- Martin, R.E.I, Cushwa, C.T. & Miller, R.L., 1969. Fire as a physical factor in wildland management. In 'Proc. Annu. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 9', pp. 271-288.
- Metailie, J.P., 1981. Le feu pastoral dans les pyrénées centrales (Barousse, Cucil, Larboust). (C.N.R.S. Centre régional de publication de Toulouse, Midi Pyrénées: France).
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998 a, Effects of fire intensity on the soil properties related to structure: organic matter, aggregate stability and water retention capacity. In 'Fire Management and Landscape Ecology' (Ed. L Trabaud) pp. 35-50. (International Association of Wildland Fire: Fairfield, Washington).
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998 b. Relationships between fire behaviour, weather conditions and fire intensity parameters in experimental summer fires in Valencia shrublands. In 'Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology' (Ed. DX Viegas) pp. 661-667. (ADAI, University of Coimbra: Portugal).
- Molina M.J. & Llinares, J.V., 2001. Temperature-time curves at the soil surface in maquis summer fires. *International Journal of Wildland Fire*, **10**, 45-52.
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C., 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in Southern California chaparral. In 'The role of fire in Mediterranean-type ecosystems' (Eds JM Moreno and WC Oechel) pp. 26-45. (Springer-Verlag: New York).
- Nahmias, J., Téphany, H. & Guyon, E., 1989. Propagation de la combustion sur un réseau hétérogène bidimensionnel. *Revue de Physique Appliquée* **24**, 773-777.
- Nahmias, J, Téphany, H., Duarte, J.A.M.S. & Letaconnoux, S., 1994. Partial clearance of ground considered as a critical phenomenon for fire spread-threshold dependancy with wind. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 253-262. (Coimbra).
- Papió, C. & Trabaud, L., 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of Mediterranean shrublands. *Forest Science* **37**, 146-159.
- Rubio, J.L. & Sanroque, P., 1990. Water erosion and desertification in the Spanish Mediterranean region. In 'Strategies to combat desertification in Mediterranean Europe' (Eds JL Rubio and RJ Rickson) pp. 163-192. (Commission of the European Communities: Brussels).

- Rundel, P.W., 1981. Structural and chemical components of flammability. In 'Fire Regimes and Ecosystems Properties' Gen. Tech. Rep. WO-26' (Eds HA Mooney, TM Bonnicksen, NL Christensen, JE Lotan and WA Reiners) pp. 183-207. USDA Forest Service.
- Tomkins, I.B., Kellas, J.d., Tolhurst, K.J. & Oswin, D.A., 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a Eucalypt forest. *Australian Journal of Soil Research* **29**, 25-47.
- Trabaud, L., 1979. Etude du comportement du feu dans la Garrigue de Chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annales des Sciences Forestières* **36**, 13-38.
- Van Wagner, C.E., 1966. Three experimental fires in Jack pine slash. Can. For. Serv. Dep. For. Publ., 1146, 22 pp.
- Ventura, J.M.P., Mendes-Lopes, J.M.C., Rego, F.M.C. & Botelho, H.S., 1994. Temperature-time curves in forest fire. In 'Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research' pp. 335-342. (Coimbra).
- Whelan, R.J., 1995. The ecology of fire. (Cambridge University Press).

**CAPÍTULO**  
**4**

**EFFECTOS DE LA INTENSIDAD  
DEL FUEGO EN LAS  
PROPIEDADES FÍSICAS DEL  
SUELO**

**4.1. EFECTOS INMEDIATOS DE LA INTENSIDAD DEL  
FUEGO EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS  
SUELOS CALCÁREOS BAJO MATORRAL  
MEDITERRÁNEO**

**4.1.1. INTRODUCCIÓN**

El fuego es un problema ambiental de primer orden en la Península Ibérica debido al subsiguiente riesgo de erosión y degradación del suelo y de la vegetación. La región mediterránea es una de las más afectadas por incendios de gran intensidad. Gran parte de los incendios intensos y extensos de la región mediterránea española ocurren en verano y muchos son inducidos por la abundancia de matorrales y pinares (en ocasiones derivados de la colonización vegetal de antiguas zonas de cultivo y pasto) muy secos,

muy inflamables, de gran capacidad calorífica y que forman cubiertas vegetales continuas que aumentan la magnitud del problema. Las predicciones del cambio de clima global junto a las actividades humanas en estas zonas sugieren una mayor frecuencia e intensidad de los incendios en este tipo de ecosistemas (Moreno & Oechel 1992, Peñuelas 1996, Espejo 1997).

Los incendios pueden cambiar las propiedades físicas e hidrológicas del suelo según la intensidad del fuego. Sin embargo, se sabe muy poco sobre algunas de las alteraciones básicas inducidas por el fuego en las propiedades físicas de los suelos más representativos bajo matorrales mediterráneos, especialmente de aquellas inducidas por uno de los aspectos más críticos del fuego, la intensidad, un parámetro difícil de medir.

La intensidad del fuego generalmente se mide por la elevación máxima de la temperatura durante un incendio (DeBano et al., 1979, Moreno & Oechel, 1994). De igual importancia, sin embargo, es la duración. No obstante, hay pocos experimentos en que se haya determinado la duración de ciertos niveles de temperatura (Jacoby et al., 1992; Trabaud, 1979; Ventura et al., 1994, Pérez & Moreno, 1998).

Elevadas temperaturas y gran tiempo de residencia del fuego en el suelo pueden tener un profundo impacto sobre sus propiedades (Tomkins et al., 1991). Estos cambios inducidos por el fuego a nivel del suelo son de gran importancia para la sostenibilidad de la comunidad biótica (Bradstock & Auld, 1995; Neary et al., 1999), y son más o menos significativos según su variabilidad espacial (Moreno & Oechel, 1994). La intensidad, su variabilidad y los cambios inducidos sobre las propiedades físicas del suelo pueden jugar un papel esencial en los primeros episodios erosivos posteriores al fuego y, consecuentemente, en la recuperación post-fuego de la vegetación. Sin embargo, la mayoría de los estudios relacionados con el tema se han realizado pasado algún tiempo después del incendio. Han habido pocos intentos para medir la temperatura y la duración del calor en el suelo directamente en campo y relacionarlos con los efectos inmediatos en el suelo bajo condiciones de campo. La mayoría de los trabajos que relacionan la intensidad con los cambios en las propiedades del suelo están basados en la aplicación, en el laboratorio, de temperaturas máximas estándar (usualmente con una mufla) a una muestra homogénea de suelo (Kang & Sajjapongse, 1980; Giovannini et al., 1998, 1990a, b). Los suelos y los matorrales mediterráneos son altamente heterogéneos, por lo tanto, el proceso de simulación en laboratorio puede tener una aplicabilidad limitada en el proceso real que ocurre en el campo, ya que la intensidad es espacialmente muy variable y son muy complejas las

interacciones entre la intensidad y la heterogeneidad de las condiciones pre-fuego del suelo, lo que puede dar resultados muy diferentes a los obtenidos en el laboratorio.

Estudios de campo en los que se haya variado la intensidad, se haya medido y se haya relacionado ésta con las condiciones pre-fuego del suelo y del combustible son muy escasos. Son aún más raros los estudios de campo en los que las anteriores se relacionen con las propiedades físicas e hidrológicas de los suelos representativos bajo matorrales mediterráneos en las condiciones más secas y de mayor riesgo (tanto del suelo como del combustible) como son las de verano.

La carga de combustible se ha reconocido como la principal variable que afecta intensidad. Sin embargo, para una misma carga, la estructura del combustible (altura, densidad aparente) es un factor principal a tener en cuenta debido a su influencia sobre la propagación del fuego (Hely & Forgeard, 1998), y la influencia de este último sobre el proceso de recuperación (Bradstock & Ayld, 1995). También se reconoce que las condiciones pre-fuego del microambiente de suelo influyen en la intensidad a escala detallada (Rice, 1993).

Para las condiciones secas de combustible y suelo en nuestro experimento la hipótesis de trabajo es que el modelo de combustible (cantidad y densidad aparente) y las características edáficas del microambiente de suelo (bajo planta y entre plantas) en las parcelas estudiadas, influyen en la intensidad a nivel del suelo y por lo tanto, en los efectos sobre las propiedades físicas. Para ello, previamente al incendio, se realizó un estudio detallado de la variabilidad espacial de las propiedades del suelo y del combustible en las parcelas que posteriormente se sometieron al fuego. Los objetivos del experimento eran dos. En primer lugar, medir la elevación de la temperatura y la duración del calor en el suelo, y relacionarlos con otros subcomponentes de la intensidad del fuego tales como carga y densidad aparente de combustible (Molina & Llinares, 2001), o comportamiento del fuego, velocidad del fuego, y condiciones meteorológicas (Molina & Llinares, 1998c) estos son los objetivos del Capítulo 3. En segundo lugar, medir los cambios en las propiedades físicas inducidas por las intensidades de fuego medidas, poniendo especial atención en las características del suelo previas al incendio. Este último es el objetivo del presente Apartado.

### 4.1.2. MATERIAL Y MÉTODOS

En Junio de 1995, se llevaron a cabo fuegos experimentales en una zona forestal montañosa con laderas de 30-40% de pendiente media, de orientación sur-oeste y localizada en La Concordia (39° 45' N, 0° 43' W), a 50 km al nor-oeste de Valencia, a una altitud de 550-575 m sobre el nivel del mar. La zona había sido afectada previamente por un incendio de verano ocurrido en agosto de 1978. La precipitación media anual en la zona es de 400-500 mm y las temperaturas medias oscilan entre 13 °C en Enero y 26 °C en Agosto.

El suelo es delgado y pedregoso, del tipo Leptosol rendzínico (Clasificación FAO, 1988) Lithic Haploxeroll (Soil Survey Staff, 1992) desarrollado sobre calizas. La cantidad de fragmentos de rocosos en el perfil del suelo es del orden de 50%. Su profundidad oscila entre 30 y 40 cm. El color es pardo oscuro (10YR3/3). La textura es franco-arenosa (61% arena, 28% limo y 11% arcilla) y el contenido de materia orgánica es de un 11% en el horizonte Ah. El contenido de carbonatos es del 57% y el pH de 7. El suelo está bien estructurado, es friable y poroso, con una densidad aparente de la tierra fina de 0,66 g cm<sup>-3</sup>. Estas características se refieren al suelo cubierto por las plantas de matorral, que en la ladera ejercen un papel fundamental en la conservación del suelo y su fertilidad ya que forman montículos o escalones en la parte superior (por retención del suelo que se moviliza) y depresiones microtopográficas en la parte inferior, donde una capa de hojarasca de unos 3 cm de profundidad cubre la superficie del suelo bajo los matorrales. Sin embargo la hojarasca no está presente en el suelo de los espacios entre plantas. El suelo es más compacto en este tipo de microambiente y la densidad aparente de la tierra fina es de 0,77 g cm<sup>-3</sup>. Tiene un contenido más elevado de fragmentos rocosos en la superficie, menor profundidad de suelo (<30 cm), un color pardo amarillento oscuro (10YR3.5/4), una textura *franca* (44% arena, 40% *limo* y 16% arcilla) y menor contenido de materia orgánica (6-8%).

La vegetación de la ladera tiene una altura de 1-1,5 m y está dominada por *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*. Otras especies de matorral tales como *Rhamnus lycioides*, *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus* y *Stipa tenacissima* aparecen localmente. Otras especies presentes principalmente en los espacios entre las anteriores plantas incluyen *Thymus vulgaris*, *Globularia alypum*, *Cistus clusii*, *Cistus monspeliensis* y *Brachypodium retusum*, que aparece generalizado en la zona.

A media ladera, se seleccionaron nueve parcelas de 20 m de largo por 4 m de ancho. En seis de ellas se añadió combustible para conseguir lechos de combustible espacialmente continuos y niveles contrastados de intensidad de fuego: el uno con cargas de  $4 \text{ kg m}^{-2}$  y el otro de  $2 \text{ kg m}^{-2}$ . Se consideraron tres parcelas replicadas para cada carga, cuya distribución se realizó al azar. Las otras tres parcelas se tomaron como control para comparaciones de propiedades del suelo no-afectado y afectado por la intensidad de fuego. Detalles del experimento junto a los parámetros resultantes obtenidos con termopares instalados a nivel del suelo pueden verse en Molina & Llinares (2001), cuyo contenido se indica en el Capítulo 3, Apartado 3.2.

Se tomaron cuatro muestras de suelo mineral (0-5 cm de profundidad) por parcela, es decir, doce por nivel de carga de combustible y doce muestras no afectadas por fuego. Las muestras se tomaron siguiendo un diseño en zig-zag a lo largo de las parcelas, la mitad de ellas bajo plantas y la otra mitad en los espacios entre plantas. Las muestras del suelo control se tomaron en Abril de 1995 y las muestras del suelo quemado se tomaron el día del incendio, después de enfriarse el suelo. Las muestras se llevaron al laboratorio, fueron tamizadas, y se analizó la fracción  $<2\text{mm}$ .

El analizador láser Coulter LS130 (comentado más ampliamente en el Capítulo 5) se utilizó para las determinaciones de la distribución, por tamaños, de los agregados del suelo. El porcentaje de agregados estables al agua fue determinado por el método de tamizado en húmedo, utilizando el aparato diseñado por Primo & Carrasco (1973). La densidad aparente se determinó a partir de muestras de suelo tomadas en cilindros (Blake & Hartge, 1986a). El método del picnómetro (Blake & Hartge, 1986b) fue utilizado para determinar la densidad de las partículas de suelo. Se calculó la porosidad total a partir de las relaciones entre la densidad aparente y la densidad real (Hillel, 1980). Para determinar la retención de agua del suelo a capacidad de campo, se utilizó una estimación de laboratorio mediante el método de centrifugación (Cassel & Nielsen, 1986). El contenido de materia orgánica se determinó por el método Walkley-Black (Jackson, 1976).

El tratamiento estadístico aplicado sobre los resultados fue el del análisis de la varianza (ANOVA *univariado* y *bivariado*) utilizando el paquete estadístico SPSS. Niveles de  $P < 0.05$  se consideraron significativos.

### 4.1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1.3.1. Medidas de intensidad a nivel del suelo

Según se indica en la Tabla 4.1., los niveles medios de intensidad que afectaron al suelo fueron distintos para las dos cargas de combustible, aunque espacialmente fueron también muy variables. Las variables proporcionadas por los termopares para la medida de intensidad resultaron estadísticamente significativas según la carga de combustible cuando dichas variables se homogeneizaron por transformación logarítmica, indicando que las temperaturas máximas, la duración del calor y la cantidad de calor total que llegó al suelo fueron espacialmente tan variables que las varianzas de los distintos parámetros no eran homogéneas. La variabilidad de los parámetros de intensidad respecto a la media fue comparativamente más alta para la carga de 2 kg m<sup>-2</sup> debido a la mayor heterogeneidad de la estructura del combustible en parcelas con esta carga (Molina & Llinares, 2001). De hecho, la densidad aparente de combustible era de 1,3 kg m<sup>-3</sup> bajo plantas y de 4 kg m<sup>-3</sup> en los espacios entre plantas comparado con las parcelas con carga de 4 kg m<sup>-2</sup> (2,6 y 4 kg m<sup>-3</sup> respectivamente). A pesar de que las intensidades medias se distinguen según las dos cargas de combustible, los resultados de la Tabla 4.1. sugieren que el suelo se ve afectado por intensidades distintas dependiendo del microambiente de suelo y la densidad aparente de combustible que había sobre él, según se ha confirmado en Molina & Llinares (2001). Este resultado se ilustra en la Tabla 4.2. En esta tabla se puede observar que los parámetros de intensidad en los espacios entre plantas fueron mayores que bajo plantas, como también lo era la densidad aparente de combustible.

Carga de Combustible (kg m <sup>-2</sup> )	4	2
Calor radiante neto por unidad de área ( $H_{pa}$ ) (kJ m <sup>-2</sup> )	11.263 (3.567)	5.691 (3.166)
Temperatura máxima ( $T_{max}$ ) (°C)	516 (67)	416 (78)
Duración Total del calor ( $t_{total}$ ) (horas)	6,6 (2,1)	3.2 (1,2)
Duración de la Temperatura >100°C ( $t_{>100°C}$ ) (min)	35,9 (17,1)	19,8 (13,9)

Tabla 4.1.: Las medias y la desviación estándar (entre paréntesis) para los parámetros de intensidad del fuego en la superficie del suelo de acuerdo a las dos cargas de combustible (Molina & Llinares, 2001).

Tipo de microambiente	Entre plantas	Bajo planta
	0,75 m altura	1,5 m altura
<b>Características del combustible en los microambientes</b>	4 kg m <sup>-3</sup> Densidad aparente	2 kg m <sup>-3</sup> Densidad aparente
	3 kg m <sup>-2</sup> carga	3 kg m <sup>-2</sup> carga
<b>Calor radiante neto por unidad de área (<math>H_{p/a}</math>) (kJ m<sup>-2</sup>)</b>	10.444 (3.875)	6.510 (3.407)
<b>Temperatura máxima (<math>T_{max}</math>) (°C)</b>	486 (79)	446 (81)
<b>Duración Total del calor (<math>t_{total}</math>) (hours)</b>	6,2 (2,2)	3,6 (1,7)
<b>Duración de la Temperatura &gt;100°C (<math>t_{&gt;100°C}</math>) (min)</b>	36,1 (16,4)	19,7 (14,8)

Tabla 4.2.: Las medias y la desviación estándar (entre paréntesis) para los parámetros de intensidad del fuego en la superficie del suelo de acuerdo al tipo de microambiente (Molina & Llinares, 2001)

#### 4.1.3.2. Efectos, a escala de parcela, de la intensidad media sobre las propiedades físicas del suelo

##### *Distribución del tamaño de los agregados.*

La Tabla 4.3. muestra los resultados del ANOVA para los efectos de la intensidad media, a escala de parcela, sobre las propiedades del suelo analizadas. Ninguna de las propiedades analizadas, a excepción de la distribución de los agregados, sufrieron cambios estadísticamente significativos. Comparado con el Control, la distribución de los agregados no cambió significativamente para la intensidad moderada pero en el suelo afectado por la mayor intensidad sí lo hizo: la proporción de agregados del suelo en la fracción tamaño arena gruesa se incrementa significativamente por reagregación física de las fracciones de tamaño inferior inducida por el calor (Tabla 4.3.).

Muchos autores, tras experimentos de laboratorio, han observado un incremento progresivo de la fracción más gruesa del suelo a expensas de la fracción fina, siendo el nivel de temperatura que causa cambios importantes superior a 400°C (Nishita & Hang, 1972; Kang & Sajjpongse, 1980; Giovannini et al., 1988; Giovannini & Luchessi, 1997). La temperatura media máxima medida en el suelo para la carga de 4 kg m<sup>-2</sup> y su efecto significativo sobre la distribución de agregados observado en la Tabla 4.3. concuerda con este nivel de temperatura como umbral a partir del cual se

produce una degradación severa de la estructura del suelo. La información de los termopares relaciona este umbral de temperatura máxima con una duración de temperaturas >100°C de alrededor de 20 minutos (Tabla 4.1.). Las temperaturas máximas y la duración del calor son ambas mucho más altas que las observadas en incendios de matorral de *Quercus coccifera* en primavera y otoño (entre 250 y 400°C y 3-4 minutos) en el sur de Francia (Trabaud, 1979).

Según el concepto de la jerarquía de los agregados del suelo (Oades & Waters, 1991), los agregados más gruesos están compuestos por microagregados y partículas individuales unidos por materia orgánica fresca mientras que los agregados de tamaño progresivamente más pequeño están compuestos progresivamente de más arcilla y de materia orgánica con mayor grado de maduración. Según los resultados arriba mencionados en la literatura y apoyados por trabajos previos (Molina, 1993), cuanto mayor es la intensidad, mayor es el número de fracciones de agregados del suelo y el tamaño de los agregados que debería detectar la reagregación de arcillas inducida por calor. En nuestro experimento, ya que ocurre una reagregación significativa de la fracción arcilla (Tabla 4.3.) y los agregados intermedios (agregados de tamaño arena fina y limo) también están compuestos por arcilla, éstos deberían haber detectado el efecto, por lo menos para la intensidad mayor. Por lo tanto, también las fracciones de tamaño arena fina y limo deberían haber sido significativamente distintas al Control. Sin embargo, no lo fueron, aunque sus valores medios tienden a indicar que la reagregación ocurre jerárquicamente, es decir, decrecen las proporciones de agregados de menor tamaño y se incrementan aquellos de jerarquía superior, siendo este efecto más evidente según aumenta la intensidad (Tabla 4.3.). Interpretamos la falta de significación en los tamaños intermedios debido, por una parte, a la mayor variabilidad de estas fracciones comparadas con las de arcilla (Tabla 4.3., línea *discontinua*) y, por otra, al aumento de la variabilidad inducida por la intensidad (subrayado), especialmente en el tratamiento de fuego moderado. Respecto del control, la mayor variabilidad de la intensidad en la carga de 2 kg m<sup>-2</sup> (ver Tabla 4.1.) induce una mayor variabilidad en las fracciones de agregados (Tabla 4.3. subrayado) que la inducida por la intensidad derivada de la combustión de 4 kg m<sup>-2</sup>. Esto resulta en diferencias no significativas entre el control y el suelo afectado por la intensidad moderada en todas las fracciones de agregados considerados, en cambio sí se detectan cambios estadísticamente significativos entre el control y el suelo afectado por alta intensidad.

Propiedades del Suelo		Intensa (4 kg m <sup>-2</sup> Carga de Combustible)	Moderada (2 kg m <sup>-2</sup> Carga de Combustible)	Control	ANOVA <sup>a</sup>	
Retención de agua a capacidad de campo (%)		29,02 ± 3,12	30,93 ± 2,64	29,79 ± 4,58	NS	
Densidad de las partículas del suelo (g cm <sup>-3</sup> )		1,74 ± 0,22	1,77 ± 0,20	1,86 ± 0,17	NS	
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )		0,76 ± 0,19	0,69 ± 0,10	0,69 ± 0,22	NS	
Estabilidad de los agregados al agua (%)		30,91 ± 4,67	27,53 ± 5,78	29,43 ± 7,75	NS	
Porosidad total del suelo (%)		56,24 ± 9,33	60,83 ± 6,69	62,99 ± 10,40	NS	
Distribución del tamaño de los agregados.	Tamaño Arena	2 – 0,2 mm (%)	68,05 ± 5,07 a	62,05 ± 7,75 b	58,47 ± 4,10 b	*
		0,2 – 0,05 mm (%)	18,87 ± 3,40	22,72 ± 6,57	23,61 ± 2,14	NS
	Tamaño Limo	0,05 – 0,002 mm (%)	11,85 ± 1,71	13,69 ± 5,89	16,24 ± 2,04	NS
	Tamaño Arcilla	< 0,002 mm (%)	1,22 ± 0,18 a	1,54 ± 0,38 b	1,67 ± 0,10 b	*
Contenido de Materia Orgánica (%)		11,21 ± 2,45	11,52 ± 2,10	9,68 ± 3,38	NS	

<sup>a</sup> Los resultados del ANOVA de una vía son presentados por NS = no significativo, \* Nivel de Significación p<0,05. Las diferentes letras en minúscula indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias. (ver texto para comprensión de los números subrayados y con línea discontinua)

**Tabla 4.3.: Medias, desviaciones estándar, resultados del ANOVA y comparación de medias (p<0,05, test LSD; N = 12) para las propiedades del suelo medidas de acuerdo a la intensidad del fuego a nivel de escala de parcela.**

Un razonamiento similar también se sugiere para explicar la falta de diferencias significativas en la estabilidad de los agregados, la densidad de las partículas, la densidad aparente, la porosidad total y el contenido de materia orgánica entre el control y el suelo afectado por la intensidad (Tabla 4.3.). A pesar de la falta de significación estadística, las tendencias de los valores medios concuerdan con los efectos generales de la intensidad de fuego sobre el suelo observados bajo condiciones de laboratorio (Giovannini et al., 1990b; Chambers & Attiwill, 1994) y de campo (DeBano et al., 1979; Boyer & Miller, 1994; Rab, 1996, Valzano et al., 1997). Nuestros datos sugieren que la variabilidad de los parámetros de intensidad, la variabilidad en las características del combustible y la variabilidad del suelo de cada microambiente, son factores clave que condicionan los valores medios haciendo que éstos no varíen significativamente al aplicar los tests estadísticos. No obstante, las tendencias de dichos valores medios concuerdan con los resultados obtenidos por los distintos autores en la bibliografía consultada.

#### ***Retención de agua a capacidad de campo.***

Los resultados en la Tabla 4.3. indican que en suelos afectados por alta intensidad tiende a decrecer mientras que tiende a aumentar ligeramente para el suelo afectado por intensidad moderada. Christensen (1994) indica que la capacidad de los suelos para retener el agua se ve reducida en función de la intensidad del fuego. Boix (1997) encontró una disminución de la capacidad de retención de agua en suelos Valencianos afectados por incendios presuntamente intensos, que estaba relacionada con un aumento de los agregados de mayor tamaño, una mayor estabilidad de los agregados y un menor contenido de arcilla respecto del suelo no quemado. Mallik et al., (1984) obtuvieron una mayor capacidad de retención de agua en suelos bajo matorrales afectados por fuego de menor intensidad que en nuestro experimento. Después de las lluvias, en suelos afectados por fuego se han observado contenidos de humedad mayores que en los no quemados, y han sido atribuidos a procesos tales como a cambios en la evapotranspiración y en los flujos de agua subsuperficiales ocurridos como consecuencia de la desaparición de la vegetación (Rego & Botelho, 1993, Soto & Díaz-Fierros, 1997), a interacciones entre las propiedades químicas, la estabilidad de los agregados y la alteración del tamaño de poros (Ternan & Neller, 1999; Molina & Llinares, 1998a), o bien a alteraciones en las tasas de infiltración causadas por la

hidrofobicidad del suelo inducida por el fuego (DeBano, 1981, Doerr et al., 1996). Mallik et al., (1984) obtuvo mayor humedad en suelos quemados y también un aumento de la capacidad de retención de agua, que explicó por alteraciones en las proporciones de macro y microporos inducidas por la incorporación de cenizas y microagregados en los primeros. Boyer & Miller (1994) relacionaron el descenso de la capacidad de retención de agua con la reducción de la proporción de macroporos y el aumento de la densidad aparente de la superficie del suelo.

Los valores medios de la porosidad del suelo (Tabla 4.3.) indican que la porosidad total del suelo afectado por fuego tiende a decrecer con la intensidad, lo cual concuerda con los resultados de la literatura. Las medias en la Tabla 4.3. sugieren que la reducción de la capacidad de retención de agua (de 30 a 29%) para el suelo afectado por la mayor intensidad concuerda con una mayor reducción de la porosidad total (de 63 a 56%). Ambas propiedades se ven afectadas menos negativamente por la intensidad moderada (de 30 a 31% y de 63 a 61% respectivamente).

#### ***Contenido de materia orgánica y densidad de partículas del suelo.***

Los datos del contenido de materia orgánica de la Tabla 4.3. indican un aumento en el suelo afectado por fuego (de 9,7 a aproximadamente 11%), a pesar de que la materia orgánica del suelo se consume con el fuego de forma proporcional a la intensidad (Rab, 1996; Giovanni & Luchessi, 1997). Este aumento es probablemente debido a la penetración de cenizas procedentes de la combustión de la vegetación. Según la literatura (Almendros et al., 1990; Gillon & Rapp, 1989; Gimeno et al., 2000; Kutiel & Naveh, 1987; Trabaud, 1994), la incorporación de cenizas al suelo es la razón del aumento de carbono orgánico y de los nutrientes minerales observado en suelos quemados algunos meses después del incendio.

Los datos sobre densidad de las partículas del suelo en la Tabla 4.3. indican una disminución de la densidad del suelo quemado ( $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ ) comparado con el control ( $1,9 \text{ g cm}^{-3}$ ). Este resultado sugiere que la entrada de cenizas (que tienen una densidad aparente muy baja) en el suelo ocurre realmente, y ésta origina el aumento del contenido de materia orgánica y la disminución de la densidad de las partículas de suelo. El decrecimiento observado en la densidad de las partículas de suelo también puede ser consecuencia de recubrimientos hidrófobos en los agregados del suelo inducidos por la condensación de moléculas orgánicas volatilizadas por el fuego en el

proceso de combustión de la vegetación (Savage, 1974; DeBano, 1981). Este comportamiento hidrófobo se observó visualmente durante la determinación de la densidad y fue probado posteriormente en experimentos de laboratorio realizados sobre el suelo de las parcelas de estudio (Ramos, 1999).

#### ***Estabilidad de los agregados al agua.***

En la Tabla 4.3. el valor medio de estabilidad de los agregados del suelo al agua tiende a aumentar respecto al control para el suelo afectado por la mayor intensidad (31% frente a 29%) mientras que tiende a disminuir para la intensidad moderada (27% frente a 29%). Para suelos similares al estudiado, se han observado alteraciones en el tamaño y en la estabilidad de los agregados del suelo inducidas por el fuego (Boix, 1997) aunque nunca se han relacionado con las temperaturas máximas alcanzadas y su duración en el suelo. El fuego afecta a los agregados del suelo por medio de dos mecanismos en cierta manera opuestos, y el uno predomina sobre el otro según la intensidad. El primer mecanismo es la destrucción de la macroestructura del suelo, es decir, el proceso de separación de los agregados del suelo inducido por la combustión de la materia orgánica fresca que los une (Soto et al., 1990). Esto ocurre en el rango de temperaturas en que se consume la materia orgánica (250-450°C, DeBano et al. 1979) y tiene como consecuencia la disminución de la estabilidad estructural del suelo por disminución de la proporción de macroagregados y aumento de la proporción de las fracciones de menor tamaño. Paralelo a este proceso, también ocurre la reagregación física de las arcillas por entrada de calor (Giovannini et al., 1988) y, en suelos altamente calcáreos como el estudiado, por precipitación de los carbonatos. Este proceso tiene lugar en ausencia de materia orgánica (el fuego la ha consumido), altera la porosidad intraagregados y, como consecuencia, el agua entra difícilmente en ellos lo que produce, indirectamente, un aumento de su estabilidad al agua en los test de estabilidad de agregados. Una vez se ha consumido la materia orgánica, la separación de los agregados que forman la macroestructura del suelo cesa, pero la reagregación de arcillas continua con la elevación de temperaturas en el suelo, hasta que su estructura interna se destruye. Este proceso ocurre entre 500 y 700°C. Las tendencias observadas tras los resultados de la distribución de agregados por tamaños indicada en la Tabla 4.3. sugieren que el segundo mecanismo predomina bajo las condiciones de intensidad de fuego medidas para la carga de 4 kg m<sup>-2</sup>. Esta interpretación concuerda también con las

tendencias observadas para el test de estabilidad de los agregados al agua. Las medias en la Tabla 4.3. sugieren que la estabilidad de los agregados del suelo afectado por intensidad moderada tiende a decrecer, probablemente como resultado de la separación de los agregados de mayor tamaño en microagregados, de menor tamaño y menor estabilidad. Este proceso sería el mecanismo dominante cuando la intensidad es moderada. Por el contrario, la estabilidad de los agregados tiende a aumentar para la intensidad más alta como resultado del endurecimiento y la disminución de porosidad de los agregados del suelo inducidos por la reagregación de las fracciones de suelo resultantes de la destrucción de la macroestructura del suelo. Además de este proceso, el aumento de la estabilidad de los agregados al agua en los test de estabilidad también puede resultar de los recubrimientos hidrófobos, los cuales evitan que los agregados se mojen y se desmoronen (Giovannini et al., 1983).

#### ***Densidad aparente y porosidad total del suelo.***

El efecto de la intensidad sobre la densidad aparente del suelo no es mencionado a menudo en la literatura, quizás debido al complejo proceso que la modifica. La modificación de la densidad aparente del suelo inducida por el fuego puede ocurrir como resultado de varios procesos, unos de efectos contrarios a los otros. El consumo de materia orgánica fresca deja huecos (Ubeda et al., 1990), lo que reduce la densidad aparente, pero dichos huecos pueden ser rellenados por cenizas y microagregados formados como consecuencia de la destrucción de los macroagregados (Mallik et al. 1984), y de esta manera la densidad aparente aumenta por reducción de la macroporosidad. El calor induce la reagregación de las fracciones más finas (Giovannini et al., 1988), lo que altera la porosidad intra-agregados, e indirectamente, modifica la densidad aparente del suelo. Si a esta complejidad de procesos, se superpone la complejidad que introducen intensidades variables sobre densidades aparentes del suelo inicialmente diferentes en los espacios bajo plantas y entre plantas, es normal el no obtener variaciones estadísticamente significativas para la densidad aparente. No obstante, los valores medios (ver Tabla 4.3.) de la porosidad total (variable que está relacionada con la densidad aparente), indican una disminución de la porosidad del suelo según aumenta la intensidad (Tabla 4.3.), y, por tanto, también sería esperable un aumento de la densidad aparente del suelo.

La modificación de las propiedades del suelo, en su conjunto, sugiere que la función hidrológica del suelo, es decir, la infiltración de agua, la escorrentía y la erosión pueden ser modificadas en función de la intensidad del fuego, lo cual ha sido confirmado con datos del campo (Gimeno et al., 2000).

Los cambios en las propiedades del suelo analizadas, a pesar de su variabilidad y la falta de significación estadística modifican negativamente la infiltración del agua en el suelo tanto más cuanto mayor es la intensidad. Otra modificación de gran importancia en la infiltración del agua en el suelo es la de la formación de recubrimientos hidrófobos en los agregados (DeBano et al., 1970; Savage, 1974; DeBano, 1981; Imeson et al., 1992; Shakesby et al., 1993; Díaz-Fierros et al., 1994), lo que añadiría efectos negativos a la pérdida de funcionalidad hidrológica del suelo afectado por la intensidad del fuego producida por la alteración de las propiedades analizadas. Aunque la hidrofobicidad del suelo se exploró bajo condiciones de campo, no pudimos obtener datos consistentes debido a la alta variabilidad espacial observada. De ahí que posteriormente al trabajo que nos ocupa, el equipo de trabajo diseñó un trabajo experimental en condiciones de laboratorio que permitiera evaluar la hidrofobicidad de los agregados del suelo inducida por los dos niveles medios de intensidad medidos en condiciones de campo en los dos microambientes de suelo estudiados (Ramos, 1999; Ingelmo et al., 2000). Los resultados de laboratorio (comunicación personal) sugieren que en la superficie del suelo la repelencia al agua desaparece después del fuego pero la hidrofobicidad del suelo subsuperficial aumenta, siendo ésta muy grande cuando el suelo está seco. Si esto es así, las diferencias del volumen de escorrentía y la cantidad de sedimento erosionado en las parcelas afectadas por las dos intensidades de fuego observadas en el campo (Gimeno et al., 2000) son el resultado del conjunto de alteraciones observadas en las propiedades físicas pero también de la distinta hidrofobicidad del suelo inducida por intervalos de temperaturas máximas y duración de calor muy variables espacialmente.

#### ***4.1.3.3. Efectos de la intensidad a microescala: el papel de la densidad aparente del combustible y las características del suelo***

Es lógico pensar que la variabilidad espacial de la intensidad a microescala (escala de “*patch*” o microambiente de suelo y vegetación) sea uno de los factores causantes de que los cambios en las propiedades del suelo analizadas a escala de parcela sean, en la mayor parte de los casos, estadísticamente no significativos. Ya se ha mencionado que dentro de cada parcela, para la misma carga de combustible, la densidad aparente del combustible en los espacios bajo planta era menor que la del suelo en los espacios entre planta a los que se añadió biomasa. Dado su mayor grado de compactación, se esperaba mayor intensidad en éstos últimos, al menos en cuanto a la duración del calor, ya que las llamas permanecen durante más tiempo cuando la estructura del combustible es más compacta debido a que su menor porosidad dificulta la entrada del aire necesario para la combustión. De hecho, los resultados obtenidos en la Tabla 4.2. así lo confirman. Para poder clarificar cómo afecta el fuego a los distintos microambientes de suelo, llevamos a cabo un ANOVA bivariado (Tabla 4.4.) con los factores fuego y tipo de microambiente como principales fuentes de variación en los resultados. Si se comparan los resultados del análisis con los obtenidos en la Tabla 4.3., un aumento de la significación en las propiedades analizadas indicará cómo influye la combustión de cargas medias de combustible similares pero de distinta densidad aparente y las características pre-fuego del suelo bajo dicho combustible.

Los resultados del ANOVA bivariado se indican en la Tabla 4.4. Como se puede observar en la tabla, el microambiente es un factor clave que influye en los resultados. La mayoría de las propiedades analizadas, a excepción de la porosidad total, varían significativamente de acuerdo al tipo de microambiente. En zonas semiáridas degradadas, tales como las del experimento, se ha reconocido que los matorrales actúan como “islas de fertilidad” del suelo comparado con los espacios entre plantas (Schelesinger et al., 1990). Este modelo de distribución espacial del suelo y la vegetación es la fuente de variabilidad en muchas propiedades y funciones del suelo y dan origen a modelados microtopográficos característicos (Bochet et al., 1999) que influyen en los procesos de escorrentía y erosión (Cerdá, 1997; Cammeraat & Imeson, 1999).

Propiedades del Suelo		Quemados		Control		ANOVA <sup>a</sup>		
		Bajo planta	Entre plantas	Bajo planta	Entre plantas	Fuego	Microambiente	Interacción
Retención de agua a capacidad de campo (%)		31,73 ± 1,92	28,22 ± 2,88	32,37 ± 3,09	28,31 ± 2,55	NS	***	NS
Densidad de las partículas del suelo (g cm <sup>-3</sup> )		1,63 ± 0,16	1,89 ± 0,16	1,73 ± 0,19	2,02 ± 0,09	**	***	NS
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )		0,63 ± 0,12	0,83 ± 0,12	0,72 ± 0,08	0,76 ± 0,08	NS	***	**
Estabilidad de los agregados al agua (%)		32,64 ± 3,81	25,80 ± 4,63	29,68 ± 4,03	24,42 ± 4,80	NS	***	NS
Porosidad total del suelo (%)		61,27 ± 7,71	55,80 ± 8,22	61,56 ± 10,56	58,79 ± 10,14	NS	NS	NS
Distribución del tamaño de los agregados	Tamaño 2 – 0,2 mm (%)	66,50 ± 7,01	63,60 ± 7,23	62,57 ± 4,84	56,92 ± 4,27	*	*	NS
	Arena 0,2 – 0,05 mm (%)	20,92 ± 7,04	20,69 ± 3,70	21,32 ± 3,16	23,90 ± 2,72	NS	NS	NS
	Tamaño Limo 0,05 – 0,002 mm (%)	11,31 ± 4,61	14,23 ± 3,66	14,58 ± 2,64	17,38 ± 2,32	*	*	NS
	Tamaño Arcilla <0,002 mm (%)	1,29 ± 0,25	1,48 ± 0,40	1,52 ± 0,28	1,80 ± 0,28	*	*	NS
	Contenido de Materia Orgánica (%)	12,36 ± 2,14	10,38 ± 1,94	11,29 ± 2,85	8,14 ± 1,87	**	***	NS

<sup>a</sup> Los resultados del ANOVA de dos vías son presentados por NS = no significativo, \* Nivel de Significación p<0,05, \*\* Nivel de Significación p<0,01, y \*\*\* Nivel de Significación p<0,001. (ver texto para comprensión de los números subrayados y con línea discontinua)

**Tabla 4.4.: Medias, desviaciones estándar, resultados del ANOVA de dos vías (p<0,05) para las propiedades del suelo medidas de acuerdo a los factores fuego (Quemados y Control) y Microambiente (Bajo planta y Entre plantas).**

Las propiedades tales como la densidad de las partículas de suelo y el contenido de materia orgánica que no varían significativamente con la intensidad media a escala de parcela (Tabla 4.3.) varían significativamente respecto del Control cuando se analizan a escala de microambiente. También los agregados de tamaño intermedio tales como los del tamaño limo detectan el proceso de reagregación de las arcillas inducido por el fuego cuando se analizan a escala de microambiente. El aumento de significación estadística en muchas de las propiedades del suelo cuando se analizan los datos a microescala sugiere que la variabilidad de la intensidad inducida por diferencias en la densidad aparente es uno de los factores que pueden hacer disminuir la significación de los cambios detectados en el suelo cuando se analizan, a escala de parcela, en función de la intensidad media. El fuego mismo, sin tener en cuenta la intensidad, es un factor que introduce variabilidad. Esta puede ser la razón por la que el resto de propiedades analizadas a escala micro, tales como la densidad aparente, la porosidad y la estabilidad de los agregados no varíen significativamente respecto del control al ser afectadas por el fuego (Tabla 4.4.).

Según los resultados en la Tabla 4.4. para el Control, el suelo no quemado bajo plantas tiene mejores propiedades físicas que el suelo en los espacios entre plantas. En general, este modelo se mantiene inmediatamente después del fuego, según indica la falta de interacciones entre el fuego y el factor microambiente, a excepción de la densidad aparente (Tabla 4.4.). Los resultados en la tabla indican que el modelo pre-fuego de mejores propiedades físicas bajo matorral se mantiene también inmediatamente después del fuego. Este resultado es en algunos aspectos similar al observado por Davis et al. (1989) y Lamont et al. (1993). Sin embargo merece mencionarse que en los espacios entre plantas afectados por el fuego aumenta la variabilidad de la capacidad de retención de agua, la porosidad total, la densidad aparente, la materia orgánica y la de la distribución de los agregados del suelo (líneas discontinuas en la Tabla 4.4.) mientras que en los espacios bajo planta la variabilidad disminuye tras el fuego (subrayado en Tabla 4.4.).

La generación de un mosaico de intensidades inducido por el mosaico de combustible en las laderas afectadas por el fuego ha sido mencionada en la literatura (Moreno & Oachel, 1994). Sin embargo el efecto sobre las propiedades físicas del suelo que dicho mosaico genera no ha sido estudiado. Basándonos en los datos obtenidos en la Tabla 4.4. podemos decir que:

1. La estructura del suelo, medida mediante la distribución de los agregados por tamaños, tiende a degradarse con el fuego y esta degradación es mayor en el suelo de los espacios entre planta (los agregados de tamaño arena gruesa aumentan de 56,9 a 63,6%) que la del suelo de los espacios bajo planta (de 62,6 al 66,5%). Este resultado también sugiere que la hojarasca que cubre el suelo bajo los matorrales protege parcialmente al suelo subsuperficial contra la degradación inducida por el calor al emplearse más energía en el consumo de la materia orgánica, dejando así menos energía para que se produzca la reagregación física de los coloides minerales que en el suelo entre plantas. Este último no está protegido por hojarasca y tiene mayor proporción de fracción fina y, por lo tanto, es más sensible al segundo proceso (Molina & Llinares, 1998b). Esta interpretación concuerda parcialmente con los resultados de Hartford & Frandsen (1992) sobre el papel protector de los horizontes orgánicos contra intensidad, y también con la mayor sensibilidad a la reagregación inducida por el calor de los suelos con textura fina observado por Giovannini et al. (1988) bajo condiciones de laboratorio. Como consecuencia de la mayor alteración de la estructura del suelo en los espacios entre planta, su susceptibilidad a la acción erosiva de la lluvia será mayor y, por tanto, es esperable una mayor movilización de partículas de suelo por erosión hídrica en este tipo de microambiente. Además, de acuerdo a los resultados sobre la modificación de la agregación inducida por la intensidad, es esperable también que dicha movilización sea mayor en el suelo afectado por la quema de  $4 \text{ kg m}^{-2}$  de carga de combustible. La susceptibilidad del suelo a la movilización de suelo por erosión en función de la intensidad y del tipo de microambiente se explica en el Capítulo 5 correspondiente a la movilización de suelo por splash y escorrentía.
2. El fuego tiende a reducir más la capacidad de retención de agua del suelo en los espacios bajo plantas que en el suelo de los espacios entre planta. Por una parte, esto se interpreta a la luz de la composición inicial distinta del suelo en los dos microambientes (en los espacios bajo planta tiene más materia orgánica y menos arcilla que entre plantas). Por otra parte, a la distinta sensibilidad de los dos suelos a los procesos principales que hacen disminuir la capacidad de retención de agua: el deterioro de los coloides orgánicos

siendo la principal causa en el primero y la alteración de los coloides inorgánicos (Churchman & Burke, 1991), en el segundo. Aunque el suelo post-fuego en los espacios bajo planta aún pueden retener más agua que el suelo post-fuego en los espacios entre planta (31,7 vs. 28,2%) el primero experimenta mayor degradación respecto a su capacidad pre-fuego para retener agua (31,7 vs. 32,4%) que el segundo (28,2 vs. 28,3%). De acuerdo a estos resultados, además de la modificación de la función hidrológica del suelo inducida por la intensidad del fuego, es esperable también una modificación de la dinámica del agua en el suelo en función del tipo de microambiente. Dicha dinámica se explica en el Capítulo 6 de humedad y temperatura del suelo.

3. El fuego tiende a reducir más la porosidad del suelo en los espacios entre plantas (59 vs. 56%, Tabla 4.4.) que la del suelo bajo plantas (61,6 vs. 61,3%). Según se indica también en la Tabla 4.4., esta tendencia concuerda con la tendencia de la densidad aparente a aumentar en los espacios entre planta (0,76 vs. 0,83 g cm<sup>-3</sup>). Ambas tendencias indican un aumento de la compactación del suelo en los espacios entre plantas, que puede aumentar la generación de escorrentía (Le Bissonnais, 1996). Además, dado que la degradación de la estructura es también mayor en dichos espacios, es esperable también una mayor movilización de suelo tras las lluvias.
4. Finalmente, a modo de conclusión, el estudio de las propiedades del suelo a escala de *patch* permite reconocer aquellos microambientes de suelo en los que los procesos de feedback entre intensidad de fuego, fertilidad física y química del suelo y erosión (Ternan & Neller, 1999), pueden resultar, a priori, más favorables para la recuperación de la vegetación después del fuego. De acuerdo a los resultados obtenidos, los suelos en los microambientes bajo planta afectados por fuego serían posiciones con microtopografía, propiedades del suelo y susceptibilidad a la erosión más favorables para la colonización vegetal tras el fuego (Kutiel, 1994; Rice, 1993). Este tipo de procesos de feedback entre erosión post-fuego y recuperación de vegetación, que se explican en el Capítulo 6 de humedad y temperatura del suelo) estaría de acuerdo con el explicado por Rice (1993) en el chaparral.

En el siguiente Apartado 4.2. de este Capítulo 4, abordaremos como estas propiedades del suelo estudiadas evolucionan a lo largo del año siguiente al incendio experimental.

#### **4.1.4. CONCLUSIONES**

Los datos obtenidos sugieren que la intensidad del fuego induce el siguiente mecanismo de degradación de las propiedades físicas relacionadas con el comportamiento hidrológico del suelo:

- (1) La intensidad reduce la capacidad de retención de agua del suelo en los espacios bajo plantas y entre plantas por el deterioro progresivo de los coloides del suelo capaces de retener agua: la materia orgánica y las arcillas. La intensidad produce la pérdida de las propiedades coloidales de la materia orgánica y su transformación en cenizas y recubrimientos hidrófobos que se incorporan al suelo, lo que aumenta el contenido de materia orgánica y disminuye la densidad de las partículas del suelo. La intensidad también produce el deterioro de las propiedades coloidales de las arcillas y su reorganización en agregados de tamaño arena. Ambos procesos de alteración de los coloides ocurren simultáneamente pero el suelo de los espacios bajo planta es más sensible al primero que al segundo, mientras que ocurre lo contrario en el suelo de los espacios entre planta.
- (2) El proceso de alteración de los coloides orgánicos e inorgánicos destruye la estructura del suelo y cambia la distribución de agregados por reducción progresiva de las fracciones más finas y aumento de las más gruesas. El suelo de los espacios entre planta es más sensible a la reagregación física inducida por el calor. Los agregados formados como consecuencia del calor son poco porosos y pueden tener recubrimientos hidrófobos. Ambas características les hacen parecer más estables que los agregados del suelo no afectado por fuego en los test de estabilidad de laboratorio. Sin embargo, en condiciones de campo es esperable una mayor susceptibilidad del suelo afectado por la mayor intensidad del fuego a los procesos de erosión hídrica.

- (3) La porosidad del suelo disminuyen con la intensidad, siendo el suelo de los espacios entre plantas más sensible a dicho efecto. La infiltración del agua en el suelo se reducirá como resultado de la alteración física de la superficie del suelo pero también por la alteración físico-química del suelo subsuperficial causada por la condensación de compuestos hidrófobos en los agregados.
- (4) Como resultado del deterioro de la estructura del suelo, de la porosidad y de la hidrofobicidad inducida, el suelo de los espacios entre plantas, afectado por una mayor intensidad de fuego, será más susceptible a los procesos de escorrentía y erosión. Además, los mecanismos de *feedback* entre intensidad, suelo y erosión alterarán la dinámica de la temperatura y la humedad del suelo tras las lluvias, lo que condicionará el proceso de recuperación de la vegetación.

#### 4.1.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almendros, G., González-Vila, F.J. & Martín, F., 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science*, **149**, 158-168.
- Blake, G.R. & Hartge, K.H., 1986a. Bulk density. In: *Methods of Soil Analysis: Part 1*, (ed. A. Klute), pp.1364-1367. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Blake, G.R. & Hartge, K.H., 1986b. Particle density. In: *Methods of Soil Analysis: Part 1*, (ed. A. Klute), pp. 378-379. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Bochet, E.; Rubio, J.L. & Poesen, J., 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, **38**, 23-44.
- Boix, C., 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena*, **31**, 219-236.
- Boyer, W.D. & Miller, J.H., 1994. Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. *Forest Ecology & Management*, **70**, 311-318.
- Bradstock, R. A. & Auld, TD., 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity. Consequences for legume germination and fire management in SouthEastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 76-84.

- Cammeraat, L.H. & Imeson, A.C., 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*, **37**, 107-127.
- Cassel, D.K. & Nielsen, D.R., 1986. Field capacity and available water capacity. In: *Methods of Soil Analysis. Part. 1*, (ed. A. Klute), pp. 913-915. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Cerdá, A., 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *Journal of Arid Environments*, **36**, 37-51.
- Chambers, D.P. & Attiwill, P.M., 1994. The ashbed effect in *Eucalyptus regnans* forest. Chemical, physical and microbiological changes in soil after heating or partial sterilization. *Australian Journal of Botany*, **42**, 739-749.
- Christensen, N.L., 1994. The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands. In: *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*, (eds. J.M. Moreno & W.C. Oechel), pp. 79-95. Springer-Verlag, New York.
- Churchman, G.J. & Burke, C.M., 1991. Properties of subsoils in relation to various measures of surface area and water content. *Journal of Soil Science*, **42**, 463-478.
- Davis, F.W., Borchert, M.I. & Odion, D.C., 1989. Establishment of microscale vegetation pattern in maritime chaparral after fire. *Vegetatio*, **84**, 53-67.
- DeBano, L.F., Mann, L.D. & Hamilton, D.A., 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society American Proceedings*, **34**, 130-133.
- DeBano, L.F., 1981. *Water repellent soils: a state of the art*. USDA. For. Serv. Gen. Tech. Rep. Pac. Southw. For. Range Exp. Sta. PSW46. Berkeley, CA.
- DeBano, L.F., Rice, R.N. & Conrad, C.E., 1979. *Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff*. Pac. Southwest For. Range. Exp. Stn., Res. Pap. PSW145.
- Diaz-Fierros, F., Benito, E. & Soto, B., 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. In: *Soil Erosion and Degradation as a consequence of Forest Fires*, (eds. M. Sala & J.L. Rubio), pp. 15-27. Geoforma, Logroño (Spain).
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. & Walsh, R.P.D., 1996. Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus*

- globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Agueda Basin. Portugal. *Catena*, **27**, 25-47.
- Espejo, R., 1997. El entorno Mediterráneo y la desertificación. Tendencias pasadas y futuras. In (Eds.): In: El paisaje Mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la Desertificación, (eds. J:J: Ibáñez, B. Valero, C. Machado ), pp. 161-186. *Geoforma*. Logroño (Spain).
- FAO, 1988. Soil map of the world. Revised legend. World Soil Resources Report 60. FAO/Unesco. Roma.
- Gillon, D. & Rapp, M., 1989. Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant & Soil*, **120**, 69-77.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. & Rubio, J.L., 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, **51**, 201-210.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Cervelli, S., 1983. Water-repellent substances and aggregate stability in hydrophobic soil. *Soil Science*, **135**, 110-113.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, **146**, 255-262.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990a. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, **149**, 344-350.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Giachetti, M., 1990b. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In: *Fire in Ecosystems Dynamics: Mediterranean and Northern perspectives*, (eds. J.G. Goldammer & M.J. Jenkins), pp. 95-102. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Giovannini, G. & Lucchesi, S., 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, **162**, 479-486.
- Hartford, R.A. & Frandsen, W.H., 1992. When it's hot, it's hot... or maybe it's not! (Surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland Fire*, **2**, 139-144.
- Hely, C. & Forgeard, F., 1998. Heterogeneity of a high *Ulex europaeus* heath with respect to relation to fire propagation (Brittany, France). *Canadian Journal of Botany*, **76**, 804-817.

- Hillel, D., 1980. *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press, California.
- Imeson, C.C., Verstraten, J.M., Van Mulligen, E.J. & Sevink, J., 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*, **19**, 345-361.
- Ingelmo, F., Molina, M.J., Ramos, M. & Ruiz, M., 2000. Testing and measuring water repellence in Mediterranean soils. *Third International Congress of the ESSC: Man and Soil at the Third Millennium. Abstracts Book*, pp. 200, Valencia (Spain).
- Jackson, M.L., 1976. *Análisis Químico de Suelos*. Ed. Omega, Barcelona (Spain).
- Jacoby, P.W., Ansley, R.J., & Trevino, B.A., 1992. Technical Note: An improved method for measuring temperatures during range fires. *Journal of Rangeland Management* **45**, 216-220.
- Kang, B.T. & Sajjapongse, A., 1980. Effects of heating on properties of some soils from Southern Nigeria and growth of rice. *Plant & Soil*, **55**, 321-331.
- Kutiel, P., 1994. Fire and ecosystem heterogeneity: a Mediterranean case study. *Earth Surface Processes & Landforms*, **19**, 187-194.
- Kutiel, P. & Naveh, Z., 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant & Soil*, **104**, 269-274.
- Lamont, B.B., Witkowski, E.T.F. & Enright, N.J., 1993. Postfire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology*, **74**, 501-512.
- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: 1. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, **47**, 425-437.
- Mallik, A.V., Gimingham, C.H. & Rahman, A.A., 1984. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology*, **72**, 767-776.
- Molina, M.J., 1993. Changes in soil aggregate water stability induced by wetting-drying cycles in heated soils. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*, (eds. L. Trabaud & R. Prodon), pp. 413-421. Research Report Series n° 5. Commission of the European Communities, Luxemburg.
- Molina, M.J. & Linares, J.V., 1998a. Soil water dynamics in burned areas after a late summer rain. The role of fire intensity, microsite, sampling depth and time of measurement. In: *Ecosystems and Sustainable Development*. Advances in

- Ecological Sciences, Vol 1, (eds. Usó, J.L., Brebbia, C.A. & Power, H.), pp. 581-590. Computational Mechanics Publications. Southampton, U.K.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998b. Effects of fire intensity on the soil properties related to structure: organic matter, aggregate stability and water retention capacity. In: *Fire Management and Landscape Ecology*, (ed. L. Trabaud), pp. 35-50. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998c. Relationships between fire behaviour, weather conditions and fire intensity parameters in experimental summer fires in Valencia shrublands. In: *Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research-14th Conference on Fire and Forest Meteorology*. Vol. I, (ed. D. X. Viegas), pp. 661-676. University of Coimbra, Portugal.
- Molina, M.J.; Llinares, J.V. & Soriano, M.D., 1999. *La degradación de las propiedades del suelo en dos sistemas agroforestales de la Comunidad Valenciana. Implicaciones ecológicas ante el cambio climático y argumentos para la planificación*. Geoforma, Logroño (Spain).
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 2001. Temperature-time curves at the soil surface in maquis summer fires. *International Journal of Wildland Fire*, **10**, 45-52.
- Moreno, J.M. & Oechel, W., 1992. Sensitivity of Mediterranean-type ecosystems to global change, and relevance to global system functioning. *Report and recommendations of the symposium and workshop "Anticipated effects of changing global environment on Mediterranean-type ecosystems"*, pp. 9-26. Valencia (Spain).
- Moreno, J.M. & Oechel, W.C., 1994. Fire intensity as a determinant factor of post-fire plant recovery in Southern California chaparral. In: *The role of fire in Mediterranean-type Ecosystems*, (eds. J.M. Moreno & W.C. Oechel), pp. 26-45. Springer-Verlag, New York.
- Neary, D.G., Klopatec, C.C., DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology & Management*, **122**, 51-71.
- Nishita, H. & Hang, R.M., 1972. Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Science*, **113**, 422-430.
- Oades, J.M. & Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, **29**, 815-828.

- Peñuelas, J., 1996. Overview on current and past global changes in the Mediterranean ecosystems. *Orsis*, **11**, 165-175.
- Pérez, B. & Moreno, J.M., 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, **139**, 91-101.
- Primo, E. & Carrasco, J.M., 1973. *Química Agrícola I: Suelos y fertilizantes*. Alhambra. Madrid (Spain).
- Rab, M.A., 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. *Forest Ecology & Management*, **84**, 159-176.
- Ramos, M., 1999. Estudio de la repelencia al agua de muestras de suelo de diferente textura sometidas a perturbaciones. *Trabajo fin de carrera*. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Valencia (Spain). No publicado.
- Rego, F.C. & Botelho, H., 1993. Soil water regimes as affected by prescribed fire in young Pinus pinaster forests in northern Portugal. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. (eds. L. Trabaud & R. Prodon), Research Report Series nº 5, pp. 423-432. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Rice, S.K., 1993. Vegetation establishment in post-fire Adenostoma Chaparral in relation to fine-scale pattern of fire intensity and soil nutrients. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 115-124.
- Savage, S.M., 1974. Mechanism of fire-induced water repellency in soil. *Soil Science Society American Proceedings*, **38**, 652-657.
- Schelesinger, W.H., Reynolds, J.F., Cunningham, G.N., Huenneke, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A. & Whitford, W.G., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, **247**, 1043-1048.
- Shakesby, R.A., Coelho, C.O.A., Ferreira, A.D., Terry, J.P. & Walsh, R.P.D., 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, **3**, 95-110.
- Soil Survey Staff, 1992. Keys to Soil Taxonomy. Pocahontas Press, Inc., Blacksburg, Virginia, U.S.A.
- Soto, B., Benito, E. & Diaz-Fierros, F., 1990. Heat-induced degradation processes in forest soils. In: *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra.
- Soto, B. & Diaz-Fierros, F., 1997. Soil water balance as affected by throughfall in gorse

- (*Ulex europaeus*, L.) shrubland after burning. *Journal of Hydrology*, **195**, 218-231.
- Ternan, J.L. & Neller, R., 1999. The erodibility of soils beneath wildfire prone grasslands in the humid tropics, Hong Kong. *Catena*, **36**, 49-64.
- Trabaud, L., 1979. Etude du comportement du feu dans la garrigue de Chêne kermes a partir des temperatures et des vitesses de propagation. *Annales des Sciences Forestières*, **36**, 13-38.
- Trabaud, L., 1994. The effect of fire on nutrient losses and cycling in a *Quercus coccifera* garrigue (Southern France). *Oecologia*, **99**, 379-386.
- Tomkins, I.B., Kellas, J.d., Tolhurst, K.J., & Oswin, D.A., 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a Eucalypt forest. *Australian Journal of Soil Research*, **29**, 25-47.
- Ubeda, X., Sala, M. & Imeson, A., 1990. Variaciones en la estabilidad y consistencia de un suelo forestal antes y después de ser sometido a un incendio. *Comunicaciones I Reunión Nacional de Geomorfología*, pp. 677-685. Teruel (Spain).
- Valzano, F.P., Greene, R.S.B. & Murphy, B.W., 1997. Direct effects of stubble burning on soil hydraulic and physical properties in a direct drill tillage system. *Soil & Tillage Research*, **42**, 209-219.
- Ventura, J.M.P., Mendes-Lopes, J.M.C., Rego, F.M.C. & Botelho, H.S., 1994. Temperature-time curves in forest fire. In: *Proceedings of the II International Conference of Forest Fire Research*, pp. 335-342. Coimbra.

## **4.2. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO INCENDIADO**

### **4.2.1. INTRODUCCIÓN**

El estudio de la evolución de las propiedades físicas del suelo tras el fuego es muy complejo. Dicha complejidad deriva de los mecanismos de interacción entre diversos factores como son la estacionalidad, el impacto de la intensidad del fuego, la variabilidad del suelo y los procesos de erosión que se desencadenan en función de la intensidad de lluvia.

En los suelos no afectados por fuego, hay propiedades temporalmente muy dinámicas (ver por ejemplo Paul, 1984, García-Álvarez & Ibáñez, 1993, Chan et al. 1994). Las propiedades del suelo relacionadas con la materia orgánica y la actividad biológica del suelo, como son la agregación y la densidad de las partículas, están sujetas a variaciones estacionales como consecuencia de los procesos de mineralización o de desarrollo de la actividad biológica en el suelo inducidos por variaciones en el régimen hídrico y térmico (Díaz-Raviña et al., 1995). Por tanto, en las propiedades del suelo de mayor dinamismo deben esperarse cambios temporales.

En los suelos afectados por fuego, se produce una alteración de la cantidad y de la calidad de la materia orgánica (Fernández et al., 1997 y 1999), el suelo queda más expuesto a las fluctuaciones climáticas por desaparición de la vegetación y el régimen hídrico y térmico del suelo se altera (ver Capítulo 6 de humedad Apartado 6.6.1. y temperatura Apartado 6.6.2. del suelo de esta tesis). Por lo tanto, es esperable también que las variaciones temporales de las propiedades del suelo incendiado difieran de las del suelo no incendiado, así como también son esperables ciertas diferencias en función de la intensidad del fuego.

La heterogeneidad espacial del suelo es una fuente adicional de variabilidad que interacciona con las variaciones temporales. Cada tipo de microambiente de suelo tiene propiedades diferentes, y el conjunto de éstas les confiere un dinamismo (Hook et al, 1991) que, a priori, puede también ser temporalmente diferente.

Durante el primer año después del fuego, los procesos de erosión en las laderas afectadas por fuego son muy activos espacial y temporalmente. Los procesos de erosión originan la movilización de agua, suelo y nutrientes de unas posiciones a otras, la

sedimentación parcial dentro de las laderas o la exportación neta fuera de ellas. Después de cada episodio de lluvia, el estado de la superficie del suelo puede ser distinto al que existía antes de la lluvia, y los procesos que se desarrollen a partir de este nuevo estado pueden estar condicionados por dichas variaciones.

#### **4.2.2. MÉTODOS**

Para el estudio de la evolución temporal de las propiedades del suelo, se han analizado muestras de la superficie del suelo en septiembre de 1995, enero de 1996 y mayo de 1996, en posiciones de las parcelas próximas a las del muestreo del suelo tras los fuegos de junio de 1995. Se han estudiado, por lo tanto, los mismos microambientes de suelo bajo planta y entre planta afectados por las dos intensidades de fuego y los mismos microambientes en el suelo control. Asimismo, se han utilizado los mismos métodos de análisis de campo y de laboratorio para el análisis de las propiedades del suelo.

El análisis estadístico de los resultados obtenidos ha sido de un ANOVA multivariante de medidas repetidas. Dada la complejidad del análisis se ha preferido tratar los datos correspondientes al control de forma independiente a los del suelo afectado por el fuego. El factor inter-sujetos analizado es la evolución temporal (Evolución o días transcurridos desde el fuego). Los factores intra-sujetos del análisis de las propiedades estabilidad de los agregados, su distribución por tamaños, la densidad de las partículas de suelo, la densidad aparente, la capacidad de retención de agua a capacidad de campo, la porosidad total y el contenido de materia orgánica, son el tratamiento (control, fuego intenso y fuego moderado) y el microambiente (bajo planta y entre planta).

Las variaciones temporales de los valores medios y sus desviaciones estándar para cada propiedad analizada se han representado en gráficos XY. En el eje Y se han representado los correspondientes valores y en el eje X de todos los gráficos se han representado los distintos periodos de muestreo. En dicho eje X, el valor 0 corresponde al muestreo antes del fuego, el 1 corresponde al muestreo inmediatamente posterior al fuego (20-21 de junio de 1995) y los restantes indican el número de días transcurridos desde el fuego, que se corresponden, respectivamente, con los muestreos realizados en (85) septiembre de 1995, (219) enero de 1996 y (337) mayo de 1996.

### 4.2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.2.3.1 Variaciones temporales de las propiedades del suelo no incendiado

El resumen estadístico de los resultados obtenidos para el suelo control se indica en la Tabla 4.5. La fecha de muestreo influye significativamente en el conjunto de propiedades analizadas, el microambiente ejerce una influencia estadísticamente significativa como factor intrasujeto, y no hay interacción entre ambos, lo que indica que ambos tipos de microambientes evolucionan en el tiempo de forma semejante.

<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
<b>Factor Micro ambiente</b>	<b>SC</b>	<b>GL</b>	<b>MC</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>
Estabilidad Estructural	2802,199	1	2802,199	26,740	0,000
Densidad real	2,907	1	2,907	45,114	0,000
Ag. Ta. Arena	2387,621	1	2387,621	37,473	0,000
Ag. Ta. Arena fina	427,019	1	427,019	16,325	0,002
Ag. Ta. Limo + Arcilla	795,175	1	795,175	47,864	0,000
<b>Factores Intrasujetos</b>					
<b>Test de significación (suma única de cuadrados)</b>					
<b>Factores</b>	<b>SC</b>	<b>GL</b>	<b>MC</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>
<b>C: Evolución</b>					
Estabilidad Estructural	514,314	3	171,438	9,562	0,000
Densidad real	0,271	3	9,042 10 <sup>-2</sup>	7,139	0,001
Ag. Ta. Arena	261,054	3	87,018	3,099	0,042
Ag. Ta. Arena fina	18,894	3	6,298	0,534	0,663
Ag. Ta. Limo + Arcilla	159,282	3	53,094	7,795	0,001
<b>Interacciones Microambiente – C</b>					
Estabilidad Estructural	156,473	3	52,158	2,909	0,051
Densidad real	2,417 10 <sup>-2</sup>	3	8,055 10 <sup>-3</sup>	0,636	0,598
Ag. Ta. Arena	25,397	3	8,466	0,302	0,824
Ag. Ta. Arena fina	30,769	3	10,256	0,869	0,468
Ag. Ta. Limo + Arcilla	7,139	3	2,380	0,349	0,790

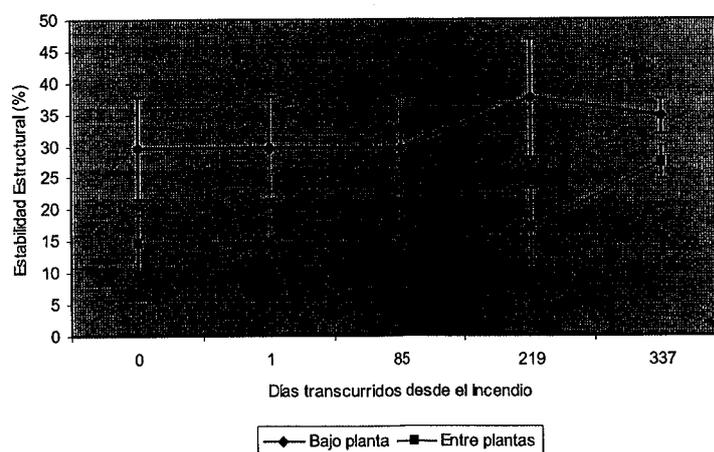
SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.  
Ag. Ta.: Agregados Tamaño.

**Tabla 4.5.: Resumen estadístico del MANOVA de medidas repetidas para el suelo Control, para las propiedades Estabilidad Estructural, Densidad real y Distribución de los agregados tamaño Arena, Arena fina y Limo + Arcilla.**

Las propiedades del suelo más sensibles a las variaciones estacionales son la estabilidad de los agregados, la densidad de las partículas de suelo y las variables indicativas de la distribución de agregados en los tamaños arena gruesa (2 - 0,2 mm), Arena fina (0,2 - 0,05 mm) y limo + arcilla (<0,05 mm). Las restantes propiedades analizadas no resultan estadísticamente significativas.

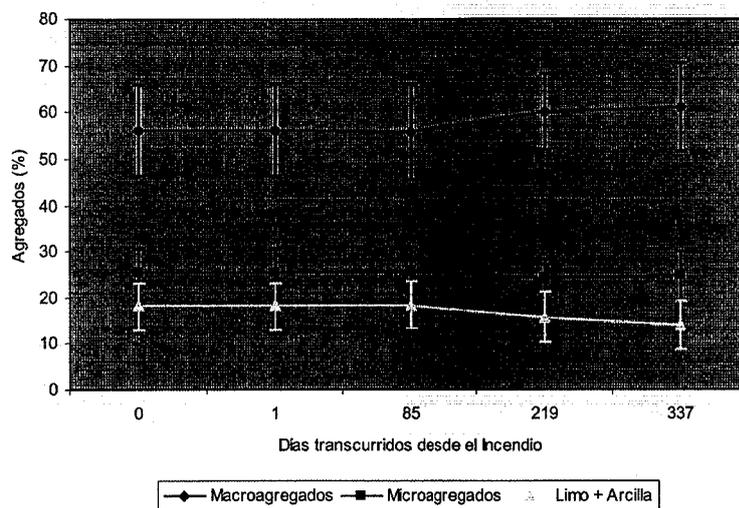
***Variaciones de la estabilidad y de la distribución de los agregados del suelo no incendiado***

Las variaciones de la estabilidad de los agregados al agua obtenidas para el suelo control se indican en la Figura 4.1. Como puede observarse en la figura, en el periodo de septiembre a mayo se produce un aumento considerable de la estabilidad de los agregados. Dicho resultado concuerda con las variaciones estacionales de este parámetro más frecuentemente indicadas en la bibliografía (ver por ejemplo Chan et al., 1994). Dicha estabilización ocurre tanto en el microambiente bajo planta como entre planta, manteniéndose en todas las fechas de muestreo mayor en el microambiente favorecido por las plantas de matorral. Este resultado confirma el papel del matorral en la creación de islas de fertilidad de suelo en su área de influencia (Schelesinger et al., 1990; Cerdá, 1998; Bochet et al., 1999).y la mayor degradación de éste en los espacios entre plantas, formando el *pattern* más característico de las laderas mediterráneas sometidas a una larga historia de diferentes usos (ver Historia de usos en Capítulo 2).



**Figura 4.1.: Variaciones temporales de la Estabilidad de los agregados al agua (%) para el suelo Control en función del microambiente y de los días transcurridos desde el Incendio.**

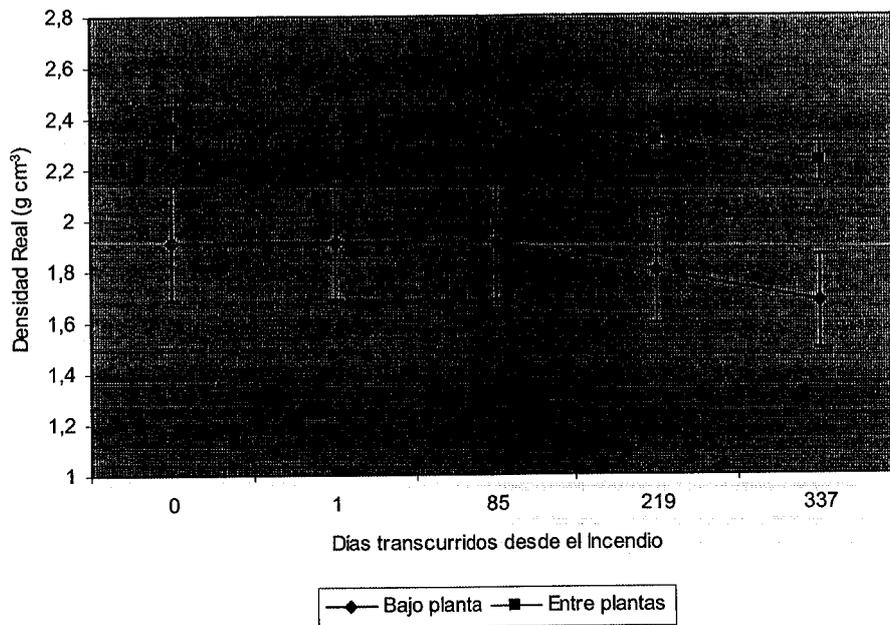
El aumento de la estabilidad de los agregados es coherente con las variaciones detectadas al analizar la distribución de agregados, cuya representación gráfica puede observarse en la Figura 4.2. A partir de septiembre se produce un aumento de la proporción de macroagregados (2 – 0,2 mm) por agregación de partículas de limo y arcilla (fracción <0,05 mm) individualizadas, que pasan a formar parte de los primeros de forma estable. El origen de dicha estabilización puede ser la reactivación de la actividad biológica en el suelo en los periodos en que el suelo está más húmedo (ver Figuras 6.10 y 6.11. del Capítulo 6 de humedad del suelo, Apartado 6.6.1.1., y también los Apartados 6.6.1.2. y 6.6.1.2.3. del Capítulo 6 de esta Tesis).



**Figura 4.2.: Variaciones temporales de la distribución de agregados del suelo Control en función de los días transcurridos desde el Incendio.**

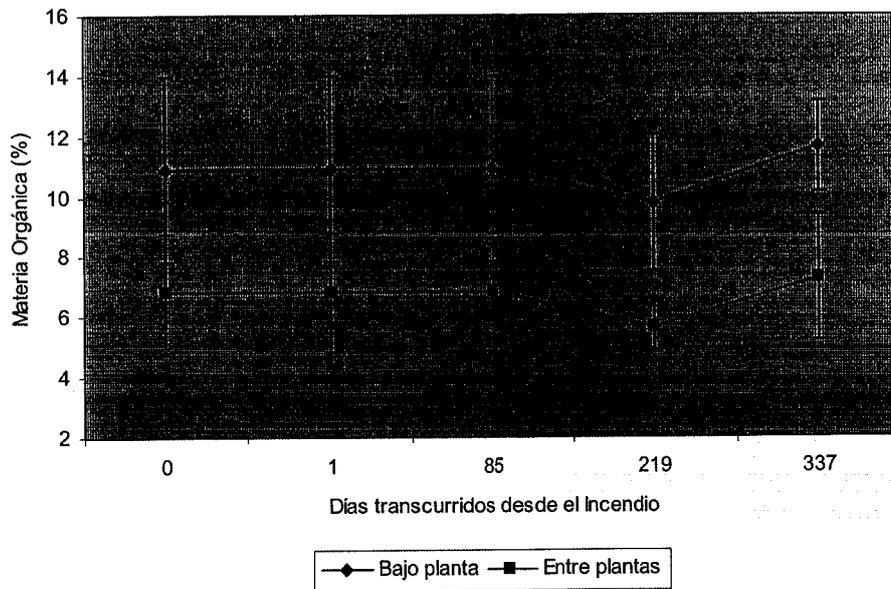
#### *Variaciones de la densidad de las partículas del suelo no incendiado*

Las variaciones temporales de la densidad de las partículas del suelo siguen una tendencia coherente con las variaciones de la agregación. La evolución de la densidad se representa en la Figura 4.3. En dicha figura puede observarse un descenso de la densidad de las partículas de suelo en el periodo de septiembre a mayo, que debe ser resultado indirecto de la agregación y de la estabilización del suelo. Como en las anteriores propiedades, se mantiene constante la diferencia inicial de la densidad, siendo la densidad del suelo bajo planta menor que la del suelo entre plantas, lo que indica una mejor calidad del primero.



**Figura 4.3.: Variaciones temporales de la Densidad de las partículas ( $\text{g cm}^{-3}$ ) del suelo Control en función del microambiente y de los días transcurridos desde el Incendio.**

La densidad de las partículas de suelo, la distribución de los agregados y su estabilidad al agua son propiedades que están relacionadas con la materia orgánica, y, a pesar de que el contenido total de esta última no varía estacionalmente de forma significativa, su tendencia, representada en la Figura 4.4., indica que entre septiembre y enero se produce una disminución del contenido de materia orgánica del suelo en ambos microambientes, seguido de un aumento entre enero y mayo. Dichas variaciones pueden estar indicando, respectivamente, la ralentización de la mineralización de la materia orgánica en el periodo invernal y la reactivación de la actividad biológica al cesar las limitaciones de temperatura del suelo de dicho periodo.



**Figura 4.4.: Variaciones temporales del contenido de Materia Orgánica (%) del suelo Control en función del microambiente y de los días transcurridos desde el Incendio.**

#### 4.2.3.2. Variaciones temporales de las propiedades en el suelo afectado por la intensidad del fuego

En la Tabla 4.6. se indica el resumen estadístico de los resultados del ANOVA de las variaciones temporales de las propiedades del suelo incendiado respecto a los factores Tratamiento (*fuego intenso y moderado*) y Microambiente (*bajo planta y entre plantas*).

Las variables relacionadas con la agregación, como son la estabilidad de los agregados (Estabilidad Estructural) y su distribución en tamaños de macroagregados (tamaño arena gruesa, 2 – 0,2 mm) y microagregados (tamaño arena fina, 0,2 – 0,05 mm) son las que experimentan más variaciones temporales desde el impacto (ver efecto evolución en Tabla 4.6.), como también lo hacen en el suelo control (ver Tabla 4.5.). Este resultado confirma el dinamismo temporal de dichas propiedades.

<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>								
<b>Propiedades</b>	<b>Factor Tratamiento (A)</b>		<b>Factor Microambiente (B)</b>		<b>Interacción AB</b>			
	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>		
<b>Estabilidad Estructural</b>	0,554	0,465	42,316	0,000	0,232	0,635		
<b>Densidad real</b>	0,659	0,427	42,423	0,000	0,020	0,888		
<b>Ag. Ta. Arena</b>	0,070	0,794	31,770	0,000	0,088	0,770		
<b>Ag. Ta. Arena fina</b>	0,510	0,483	26,691	0,000	0,477	0,498		
<b>Ag. Ta. Limo + Arcilla</b>	1,130	0,300	13,108	0,002	0,040	0,843		
<b>Factores Intrasujetos</b>								
<b>Test de significación (suma única de cuadrados)</b>								
<b>Propiedades</b>	<b>Evolución (C)</b>		<b>InteracciónAC</b>		<b>InteracciónBC</b>		<b>Interacción ABC</b>	
	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>
<b>Estabilidad Estructural</b>	6,334	0,000	1,925	0,114	2,406	0,056	1,938	0,112
<b>Densidad real</b>	1,875	0,123	2,687	0,037	1,107	0,359	2,834	0,030
<b>Ag. Ta. Arena</b>	4,368	0,003	0,994	0,416	5,564	0,001	0,976	0,425
<b>Ag. Ta. Arena fina</b>	8,750	0,000	0,167	0,955	4,196	0,004	1,264	0,291
<b>Ag. Ta. Limo + Arcilla</b>	1,193	0,320	2,856	0,029	4,110	0,004	0,840	0,504

Sig.: nivel de significación.; Ag. Ta.: Agregados Tamaño.

**Tabla 4.6.: Resumen estadístico del MANOVA de medidas repetidas para el suelo Incendiado (Intenso y Moderado), para las propiedades Estabilidad Estructural, Densidad real y Distribución de los agregados tamaño Arena, Arena fina y Limo + Arcilla.**

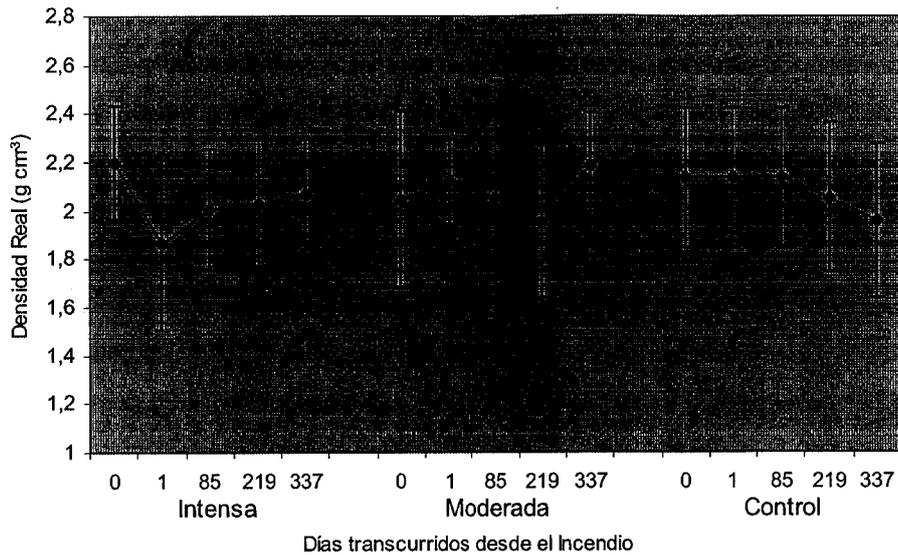
Al analizar conjuntamente evolución y tratamiento (ver efecto evolución x tratamiento en Tabla 4.6.), las propiedades que varían significativamente son la densidad de las partículas de suelo y la variable arcilla + limo (fracción <0,05 mm), dependiente de las restantes variables que definen la distribución de agregados por tamaños. Este resultado indica que la densidad de las partículas de suelo y la proporción de limo y arcilla dispersa (fracción <0,05 mm no agregada) varían en el tiempo de forma diferente según la intensidad de fuego que afecta al suelo. En el caso de las variables de agregación (estabilidad estructural y distribución de agregados por tamaños) también hay un efecto adicional del microambiente (ver significación de la interacción BC), que indicaría que cada tipo de microambiente evoluciona de forma diferente en el tiempo. En el caso de la densidad real, la significación de la interacción ABC indicaría que cada microambiente en cada tratamiento de intensidad de fuego evoluciona también de forma diferente. Para entender el significado de las interacciones

indicadas en la Tabla 4.6., los resultados se indican gráficamente en los apartados siguientes.

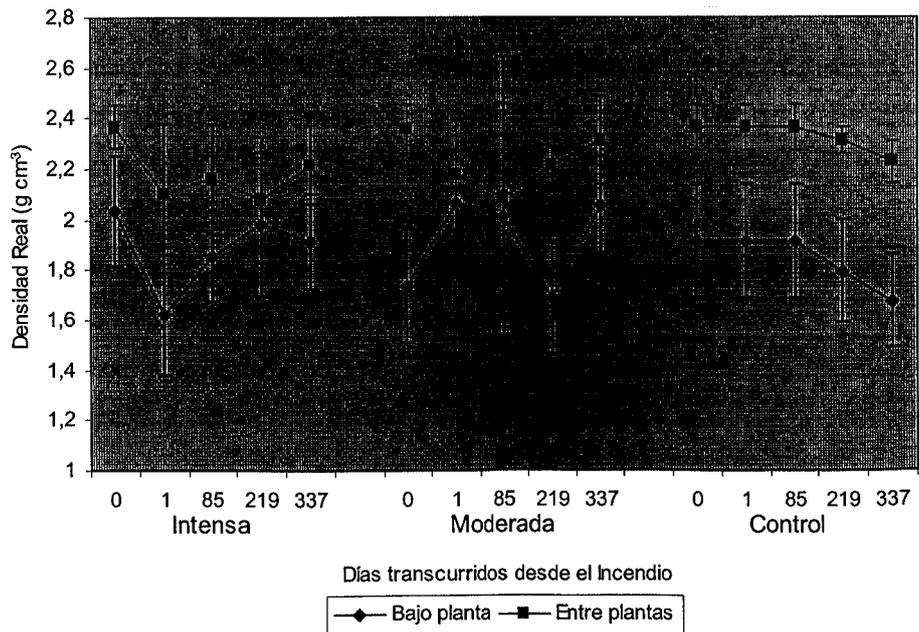
***Variaciones temporales de la densidad de las partículas del suelo incendiado en función de la intensidad del fuego y del tipo de microambiente***

Como puede observarse en la Figura 4.5., al final del periodo de estudio (mayo) la densidad de las partículas del suelo afectado por fuego tiende a aumentar, lo que indicaría una peor calidad física y química de dichas partículas, mientras que en el suelo control tiende a disminuir. Las oscilaciones interestacionales de la densidad de las partículas del suelo incendiado son diferentes en función de la intensidad, lo que indicaría mecanismos de funcionamiento diferentes entre ambos tratamientos de fuego, que probablemente sean debidos al diferente funcionamiento de los dos microambientes de suelo reconocidos en cada parcela. La influencia del comportamiento de cada tipo de microambiente de suelo en cada tratamiento de fuego queda reflejado en el efecto estadísticamente significativo de la interacción *evolución x tratamiento x microambiente* en la densidad de las partículas del suelo (ver Tabla 4.6.). Dicha interacción se representa gráficamente en la Figura 4.6. e indica que los microambientes bajo planta afectados por las dos intensidades de fuego evolucionan de forma bastante semejante entre sí, aunque en sentido contrario al control (es decir, de enero a mayo la calidad de las partículas del suelo incendiado bajo planta empeora, mientras que mejora en el control). En cambio, los espacios entre plantas, afectados por una mayor intensidad de fuego y por una mayor intensidad del proceso de escorrentía y erosión (ver Capítulo 5 Apartados 5.3.2.1., 5.3.2.2. y 5.3.3.3.), experimentan fluctuaciones estacionales (aumentos y descensos) que, parecen “cambiadas de fase” según la intensidad de fuego que les ha afectado, es decir, muestran tendencias contrarias entre sí para dos fechas de muestreo dadas. Dichas fluctuaciones son claramente indicativas de la compleja interacción de procesos espacial y temporalmente muy dinámicos en el microambiente entre plantas. Los procesos de escorrentía, arranque y sedimentación de partículas de unas posiciones a otras en las laderas pueden hacer variar la composición de las partículas de la superficie del suelo. Dichos procesos parecen ser más activos en los espacios entre plantas a juzgar por los efectos en la composición de las partículas, que queda reflejada en su densidad, y además, para los mismos episodios de lluvia erosiva, parecen distintos en función de la intensidad de fuego que ha afectado a dichos espacios. En cambio, los microambientes bajo planta (también afectados por

intensidades diferentes aunque menores que los anteriores), parecen sufrir procesos de actividad erosiva similares entre sí (ver Figura 5.6. gráfico B de splash acumulado por microambientes en Capítulo 5), de magnitud menor que los espacios entre plantas y más homogénea espacialmente que la de los anteriores.



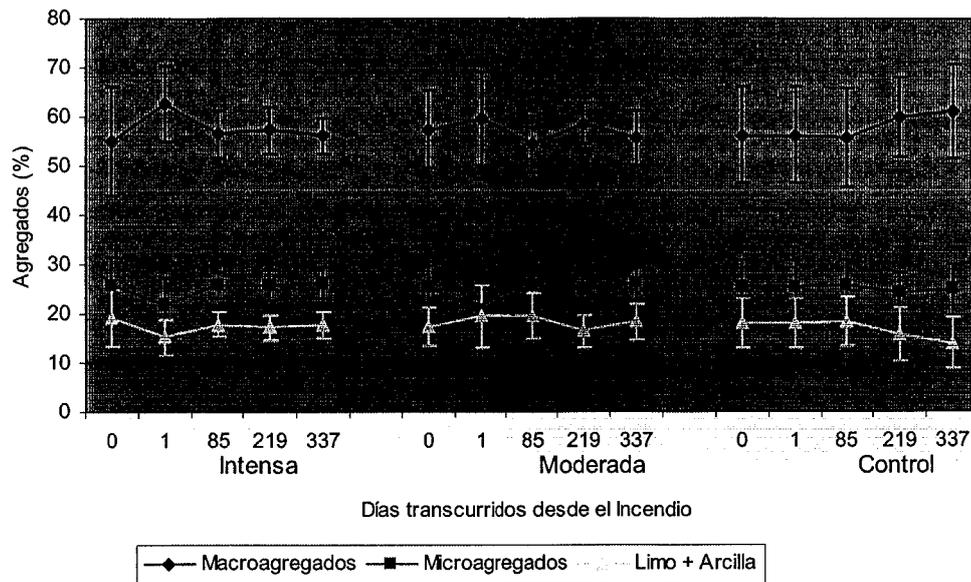
**Figura 4.5.: Variaciones temporales de la Densidad de las partículas ( $\text{g cm}^{-3}$ ) del suelo incendiado y no incendiado en función del tratamiento y de los días transcurridos desde el Incendio.**



**Figura 4.6.: Variaciones temporales de la Densidad de las partículas ( $\text{g cm}^{-3}$ ) del suelo incendiado y no incendiado en función del tratamiento, del microambiente y de los días transcurridos desde el Incendio.**

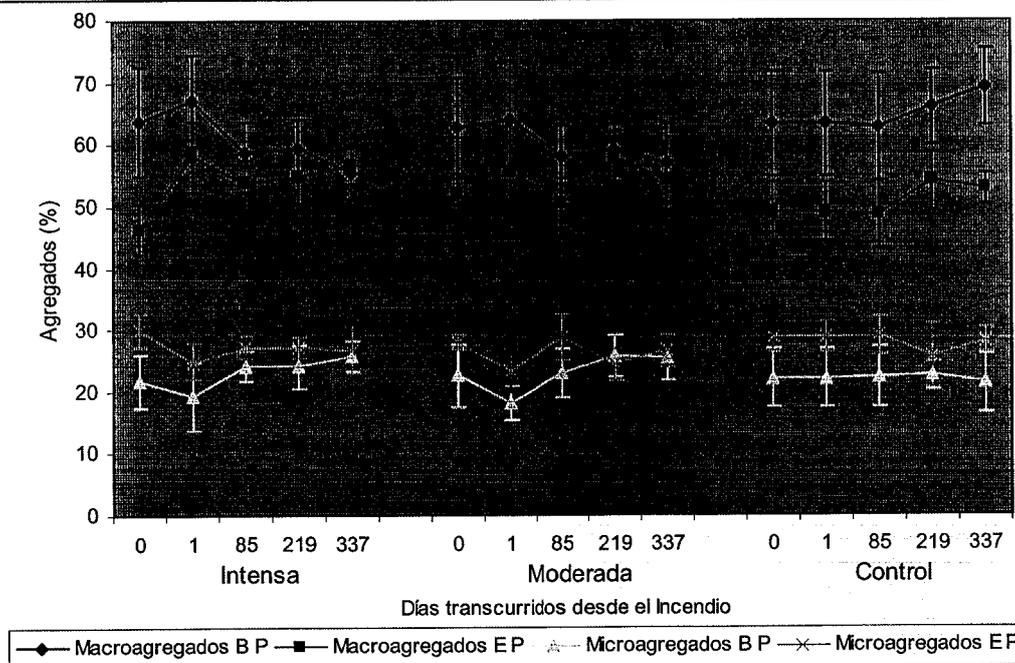
***Variaciones temporales de la distribución de agregados en el suelo incendiado en función de la intensidad del fuego y del tipo de microambiente***

Las variables indicativas del estado de agregación del suelo afectado por fuego también varían temporalmente de forma significativa en función de la intensidad de fuego (ver interacción *evolución x tratamiento* en Tabla 4.6.), y del microambiente (ver interacción *evolución x microambiente* en Tabla 4.6.). En la Figura 4.7. se representan las variaciones temporales que experimentan los macroagregados del suelo a expensas de la fracción limo + arcilla dispersas en función de la intensidad. En el mismo gráfico se representan también las del suelo control para facilitar la interpretación de las anteriores. En la figura se observa que la proporción de macroagregados en el suelo afectado por fuego tiende a disminuir con el tiempo transcurrido desde el incendio, mientras que en el suelo control tiende a aumentar. La disminución del porcentaje de macroagregados en el suelo incendiado tiene como resultado la liberación de partículas de limo y arcilla, que pasan a estar individualizadas, y, por tanto, susceptibles de ser movilizadas por acción de la lluvia. En el suelo control ocurre el proceso inverso. En el suelo afectado por alta intensidad la desagregación se produce durante todo el periodo de tiempo estudiado aunque hay un ligero aumento en enero, mientras que en el afectado por moderada intensidad parece ocurrir que la estabilización de la estructura del suelo por formación de macroagregados en el periodo invernal es ligeramente mayor que en el afectado por alta intensidad. Dicha estabilización también se produce en el suelo control, lo que indicaría que el comportamiento del suelo afectado por moderada intensidad, en cuanto a degradación de la estructura por pérdida de material fino procedente de los agregados, se parece más al del suelo control que al del afectado por alta intensidad en el periodo próximo al invierno. No obstante, en mayo se produce un descenso de la agregación en los suelos incendiados y este descenso parece ser mayor en el suelo afectado por intensidad moderada, lo que podría explicar la mayor erosión por splash de éste en los últimos episodios de lluvia estudiados (ver Figuras 5.5. y 5.6. en Capítulo 5 Apartado 5.3.2.1.). En cambio, en el suelo control, la agregación aumenta en mayo.



**Figura 4.7.: Variaciones temporales de la Distribución de agregados (%) en el suelo incendiado y no incendiado en función del tratamiento y de los días transcurridos desde el Incendio.**

Cuando se estudia la evolución de los parámetros de agregación del suelo afectado por las dos intensidades de fuego en función del tipo de microambiente (Figura 4.8.), los agregados de los dos microambientes bajo planta afectados por fuego, y el microambiente entre plantas afectado por moderada intensidad se comportan de forma parecida al suelo entre plantas del control en el periodo entre enero y mayo, y dicho comportamiento es diferente al del suelo control del área de influencia de la planta. Por el contrario, el microambiente entre plantas afectado por alta intensidad (mayor que la del resto de microambientes de suelo) no experimenta una agregación tan acusada en el periodo de invierno.



**Figura 4.8.: Variaciones temporales de la Distribución de los macroagregados y microagregados (%) del suelo incendiado y no incendiado en función del tratamiento, del microambiente (B P : Bajo planta; E P : Entre plantas) y de los días transcurridos desde el Incendio.**

La proporción de macroagregados en las superficies de suelo del primer grupo aumenta a expensas de la incorporación de partículas de limo y arcilla a dichos agregados en el periodo de invierno, seguido de un descenso en mayo. Dichas oscilaciones no se detectan tanto en la superficie del suelo entre plantas afectado por alta intensidad, y su ausencia indicaría una menor sensibilidad al dinamismo temporal inducido por las variaciones climáticas característico de la agregación.

Comparado con el control bajo planta, puede decirse que la agregación del microambiente bajo planta afectado por las dos intensidades ha disminuido respecto del control bajo planta al final del periodo de estudio. En cambio, la agregación física inducida por la alta intensidad recibida por el microambiente entre plantas, todavía es superior a la del microambiente entre plantas del control. Esto indicaría que el suelo entre plantas afectado por la mayor intensidad de fuego todavía es más erosionable que el afectado por moderada intensidad y que ambos microambientes bajo plantas son igual de erosionables y lo son más que los espacios entre plantas del suelo control.

En el caso del suelo afectado por alta intensidad, los dos tipos de microambientes parecen alcanzar el mismo nivel de agregación en el periodo de mayo, mientras que en el caso del suelo afectado por moderada intensidad, los valores de

agregación del suelo en ambos microambientes parecen igualarse tras el periodo invernal. Estos resultados son coherentes con la mayor movilización por splash en el microambiente entre plantas del suelo afectado por moderada intensidad en los últimos episodios de lluvia estudiados (ver Figura 5.6. en Capítulo 5 Apartado 5.3.2.1.). El descenso de la agregación en esta superficie detectado en mayo puede ser la razón del aumento de la erosionabilidad de esta superficie en dichos episodios..

#### 4.2.4. CONCLUSIONES

Durante el primer año después del fuego las propiedades físicas del suelo incendiado experimentan variaciones temporales que siguen pautas diferentes a las del suelo no incendiado, lo que indica una alteración de la dinámica estacional de dichas propiedades. Dichas variaciones son distintas dependiendo de la intensidad de fuego y del tipo de microambiente de suelo y son indicativas de los complejos mecanismos de interacción espacial y temporal que se producen en las laderas afectadas por el fuego como consecuencia del impacto de la intensidad del fuego, la variabilidad del suelo, la estacionalidad de las lluvias y los procesos de erosión y redistribución de sedimentos.

Las propiedades del suelo que experimentan mayores variaciones espaciales y temporales son la distribución de los agregados, su estabilidad y la densidad de las partículas del suelo. Estas propiedades sufren una degradación como consecuencia de la intensidad de fuego y aumentan la susceptibilidad del suelo a la acción erosiva de la lluvia. En los primeros meses después del fuego la degradación de estas propiedades es mayor en los espacios entre planta que en los espacios bajo planta, debido a la peor calidad de sus propiedades antes del fuego y a la mayor intensidad de fuego que han recibido. El suelo de estos espacios de suelo es más sensible a los procesos de erosión que el suelo de los microambientes bajo planta. Como consecuencia de esta erosión diferencial, las diferencias entre microambientes se reducen antes en el tiempo en el caso del suelo afectado por alta intensidad de fuego. En el suelo afectado por moderada intensidad, las diferencias entre microambientes se prolongan hasta el segundo otoño después del fuego. Las propiedades físicas de los microambientes bajo plantas afectados por distintos niveles de intensidad de fuego se comportan de forma más parecida entre sí y se van aproximando a los valores del suelo entre plantas del control no afectado por fuego, lo que indica que el efecto de la intensidad, *sensu stricto*, sobre las propiedades

del suelo tiende a desaparecer desde el impacto. No obstante, tras las lluvias otoñales del segundo año después del fuego todavía siguen detectándose.

#### 4.2.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bochet, E.; Rubio, J.L. & Poesen, J., 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, **38**, 23-44.
- Cerdá, A., 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* **32**, 73-86.
- Chan, R.Y., Heenan, D.P. & Ashley, R., 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil & Tillage Research* **28**, 301-314.
- Díaz-Raviña, M., Acea, M.J. & Carballas, T., 1995. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol. Fertil. Soils* **19**, 220-226.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. & Carballas, T., 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry* **29**, 1-11.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. & Carballas, T., 1999. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biology and Biochemistry* **31**, 1853-1865.
- García-Álvarez, A. & Ibañez, J.J., 1993. Seasonal fluctuations and crop influence on microbiota and enzyme activity in fully developed soils of Central Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **8**, 161-178.
- Hook, P.B., Burke, I.C. & 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.
- Paul, E.A., 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant and Soil* **76**, 275-265.
- Schelesinger, W.H., Reynolds, J.F., Cunningham, G.L., Huesneke, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A. & Whitford, W.G., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* **247**, 1043-1048.



## MOVILIZACION DEL SUELO INCENDIADO POR IMPACTO DE LAS GOTAS DE LLUVIA (LA MEDIDA DEL *SPLASH*)<sup>1</sup>

### 5.1. INTRODUCCIÓN

La medida de la cantidad de suelo movilizado por impacto de las gotas de lluvia en laderas escarpadas es complicada, puesto que a la gran variabilidad espacial de las propiedades edáficas se añade la variabilidad entre episodios de lluvia y la interferencia de otros procesos de ladera. El instrumento convencional de medida de las tasas de *splash* en condiciones de campo, plantea dos problemas fundamentales en estas áreas: su instalación, que perturba la estructura original del suelo y aumenta la variabilidad, y su escasa elevación sobre la superficie del suelo que facilita, no sólo la entrada del suelo movilizado por impacto de la gota de lluvia, sino también parte de los

---

<sup>1</sup> La parte de este capítulo correspondiente a la calibración del instrumento de medida del suelo movilizado por splash esta publicada en la revista *Cuaternario y Geomorfología*, 10 (1-2), 1996, págs. 21-31.

sedimentos arrastrados por la escorrentía generada en la parte superior de la ladera cuando la lluvia es intensa, la pendiente elevada y el suelo está desprovisto de vegetación.

Conocer la masa de suelo movilizado por efecto del impacto de la gota de lluvia en áreas forestales afectadas por incendios, permite determinar los cambios en la erosionabilidad del suelo inducidos por la elevación de la temperatura (modificación de la agregación, combustión de la materia orgánica, elevación del pH etc.) así como los efectos de la desaparición de la cubierta vegetal.

La susceptibilidad del suelo al impacto de la gota de lluvia se mide generalmente mediante cápsulas que recogen en su interior el sedimento movilizado a su alrededor. Estas cápsulas, que suelen ser circulares, se introducen en el suelo casi a ras de la superficie, dejando unos pocos milímetros de elevación sobre ella, para evitar que los sedimentos transportados por el agua de escorrentía entren en su interior. El sedimento movilizado por unidad de superficie se expresa en  $\text{g cm}^{-2}$ , dividiendo la masa de sedimento recogido por la superficie de la cápsula. Entre los primeros investigadores que usaron esta técnica, Bollinne (1975) y Morgan (1978) observaron que el tamaño de la cápsula influía negativamente en la determinación de las tasas de *splash*. Savat y Poesen (1981) y Torri et al., (1987) han demostrado que para una misma distancia de salpicadura, la tasa de *splash* medida con estas cápsulas siempre se subestima, y que esta subestimación aumenta con el diámetro de la cápsula. Poesen & Torri (1988) obtuvieron experimentalmente una ecuación de tipo exponencial decreciente para corregir dicha subestimación en función del tamaño de la cápsula y de esta manera estandarizar los resultados obtenidos con otras cápsulas y poder compararlos entre sí. En teoría, cuanto menor es el tamaño de la cápsula, menor error en la medida real de la tasa de *splash*. En la práctica, los autores recomiendan tamaños próximos a 10 cm de diámetro, ya que a mayor diámetro menor riesgo de entrada de los sedimentos arrastrados por el agua de escorrentía, puesto que el sedimento, frenado por el borde de la cápsula que sobresale sobre la superficie, se distribuye en una superficie mayor.

La primera parte de este capítulo consiste en el diseño de un tipo de cápsula de *splash* que pueda adaptarse a este tipo de laderas, resolviendo los problemas que plantea la determinación de las tasas de *splash* en las habituales condiciones de campo. Se pretende conseguir este objetivo mediante la modificación de la forma, el tamaño y la elevación sobre la superficie del suelo de las cápsulas de *splash* tradicionales. Para

comprobar la utilidad, se ha diseñado un experimento de campo en el que se comparan los resultados obtenidos usando estas nuevas cápsulas con los obtenidos a partir de las cápsulas de medida tradicionales.

La segunda parte de este capítulo consiste en la medida de las tasas de *splash* mediante las cápsulas anteriores. El objetivo es determinar si la intensidad del fuego afecta a la erosionabilidad del suelo. Como medida de erosionabilidad se ha elegido la susceptibilidad del suelo al impacto de la gota de lluvia (tasa de *splash*). Finalmente, se establecen las relaciones entre las tasas de movilización por *splash* y la producción de sedimentos por escorrentía en las parcelas.

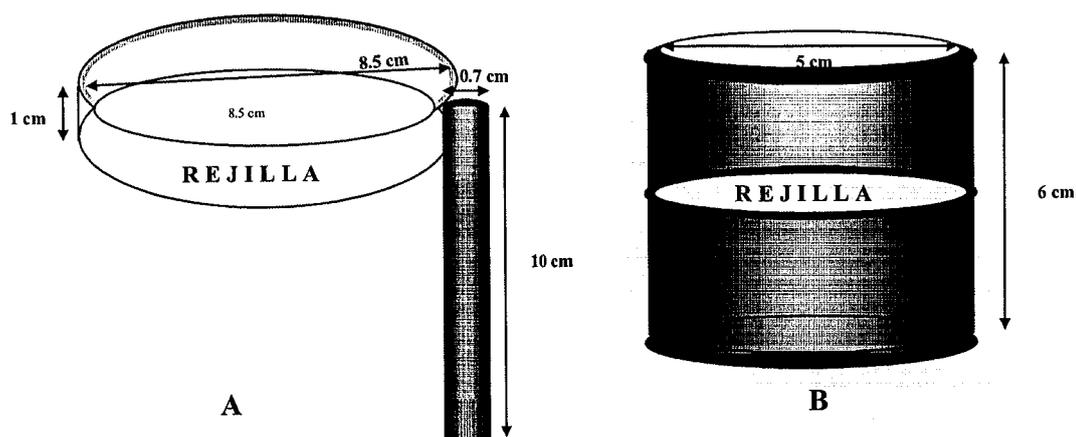
## 5.2. MATERIAL Y MÉTODOS

Este apartado está dividido en tres partes. Primeramente comentaremos el diseño de la nueva cápsula de *splash* y cómo se realizó el diseño experimental para comparar los resultados con las cápsulas tradicionales: En la segunda parte se comentará la distribución de las cápsulas en las parcelas experimentales de La Concordia para determinar las tasas de movilización de suelo por impacto de la gota de lluvia. Finalmente, en la tercera, presentamos la forma de recogida del suelo movilizado y los cálculos para obtener la tasa de *splash*.

### 5.2.1. 1ª Parte: Diseño de la nueva cápsula de *splash* y experimento de validación

El instrumento de medida diseñado (Figura 5.1.A) consiste en cilindros huecos de PVC de 9 cm de diámetro externo y 1 cm de altura, cerrados, en su parte inferior, con una malla de fibra de vidrio de 1 mm de luz. Sobre esta malla se colocan dos papeles de filtro circulares y, sobre ellos, otro círculo de fibra de vidrio de 0,5 mm de luz. Estas tres piezas se sujetan entre sí y al resto de la cápsula, mediante un aro de PVC que se coloca a presión en el interior de la cápsula. El diámetro interior efectivo de la cápsula es de 8,5 cm. La cápsula se fija en el suelo con una varilla de madera de 7 mm de diámetro y 10 cm de longitud. El extremo superior de la varilla se enrasa con el borde superior de la cápsula y se sujeta fuertemente a ella, en su parte externa, con pegamento resistente y

clavos acerados. El extremo inferior de la varilla de madera es afilado, lo que facilita el anclaje de la cápsula en el suelo. En la Figura 5.1.B se presenta un esquema de las cápsulas de *splash* convencionales que han sido usadas para la comparación de resultados.



**Figura 5.1.:** Esquema de los instrumentos de medida del splash utilizados (A) cápsulas de splash diseñadas en el experimento; (B) cápsulas de splash convencionales.

En total se instalaron 22 cápsulas, 11 del tipo de la Figura 5.1.A y otras tantas del tipo de la Figura 5.1.B. El experimento se realizó en un suelo forestal pedregoso de tipo Leptosol rendzínico (FAO, 1988) desarrollado sobre calizas, desprovisto de vegetación tras la preparación de un cortafuegos en los bordes de las parcelas a quemar experimentalmente en la Partida de la Concordia. La pendiente media de la parcela experimental es de un 40%. Las propiedades físicas y químicas más relevantes del suelo de estudio pueden verse en la Tabla 5.1.

Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	E.E. (%)	M.O.(%)	pH (H <sub>2</sub> O)	N <sub>total</sub> (%)	CO <sub>3</sub> Ca (%)
44,2	39,6	16,2	27,4	10,5	7,65	0,64	52,5

E.E.= Estabilidad Estructural; M.O.= Materia Orgánica; N<sub>total</sub>= Nitrogeno total.

**Tabla 5.1: Propiedades físicas y químicas más relevantes del suelo estudiado (0-5 cm superficiales).**

Las cápsulas se colocaron aleatoriamente en una parcela de 20 m de largo por 4 m de ancho. La distancia mínima entre cápsulas fue de 50 cm. Tres réplicas de cada uno

de los dos tipos de cápsulas se introdujeron en el suelo, dejando 0,5 cm de elevación sobre la superficie. Otras 3 de cada tipo se colocaron a 1,5 cm y otras 3 a 2,5 cm (3 réplicas x 3 alturas sobre la superficie del suelo x 2 diámetros de cápsula = 18). Además, otras 2 cápsulas de cada tipo, elevadas 0,5 cm sobre la superficie del suelo, se colocaron en el centro de dos anillos metálicos de 50 cm de radio y 5 cm de altura, introducidos en el suelo con el borde elevado a 2 cm sobre la superficie del suelo. El anillo metálico posee una apertura orientada aguas abajo, para facilitar la evacuación de la escorrentía que se pudiera generar en el interior del anillo. Los anillos metálicos se instalaron para desviar la escorrentía cargada de sedimentos procedente de las partes superiores de la ladera en episodios de lluvia intensos. Estos resultados se compararon con los obtenidos a partir de cápsulas del mismo tamaño colocadas a la misma altura sobre la superficie del suelo, pero sin barreras físicas que eviten dicho efecto. Las cápsulas, elevadas 0,5 cm sobre la superficie del suelo, se colocaron en el centro de los anillos.

Las cápsulas se instalaron al principio del mes de Agosto de 1995. Cada cápsula se instaló en el sentido perpendicular a la superficie del suelo. Se extremaron las precauciones para evitar la perturbación de la estructura del suelo durante su instalación. Para ello, se mojó ligeramente el suelo, se introdujo un cilindro metálico de las dimensiones de la cápsula a instalar y se extrajo el suelo, para colocar después cada cápsula a la altura deseada. Aún así, se produjo distorsión en los alrededores de la cápsula, por lo que, después de su instalación, se estabilizó el suelo circundante añadiendo agua con cuidado para no generar escorrentía. La instalación de todas las cápsulas de 5 cm de diámetro se realizó de este modo. También las cápsulas de 8,5 cm de diámetro elevadas 0,5 cm sobre la superficie se instalaron de esta forma (se construyeron sin varilla de madera). No se ocasionó apenas distorsión al instalar las cápsulas de 8,5 cm de diámetro elevadas 1,5 y 2,5 cm sobre la superficie del suelo (1 cm corresponde a la altura de la cápsula y el resto es la distancia entre el borde inferior de ésta y la superficie del suelo; la diferencia hasta 10 cm es la longitud de varilla de madera introducida en el suelo).

Los resultados que se presentan en esta parte del capítulo corresponden a los 4 primeros episodios de lluvia ocurridos después de la instalación de las cápsulas. Estas lluvias ocurrieron el 31 de Agosto y el 4, 16 y 18 de Septiembre del 95. Esta última lluvia, que fue muy intensa, generó un gran arrastre de suelo por escorrentía, lo que

modificó la elevación de las cápsulas sobre la superficie del suelo. El experimento de comparación de los dos tipos de cápsulas se detuvo aquí.

### **5.2.2. 2ª Parte: Instalación de cápsulas de *splash* en las parcelas experimentales de La Concordia**

Una vez evaluada la utilidad de las nuevas cápsulas de *splash*, se procedió a su instalación en las nueve parcelas experimentales de la Concordia. En la instalación se siguió el mismo diseño experimental que hemos comentado en los capítulos anteriores. En total se instalaron 54 cápsulas distribuidas en 9 parcelas de 20 m de largo por 4 m de ancho. En cada parcela se instalaron 6 cápsulas, 3 de ellas en el microambiente *bajo planta* y otras 3 en el microambiente *entre plantas* (Ver Diseño experimental, Figura 2.2.).

Además de las anteriores, en un área similar a la de las parcelas, colindante a ellas y habilitada para ejercer función de cortafuegos fuera de las parcelas experimentales, también se instalaron 8 cápsulas. La vegetación de esta área fue eliminada y el suelo, aunque no recibió impacto del fuego, estuvo sometido a la perturbación ocasionada por la tala de la vegetación y el paso de maquinaria pesada. Por tanto, la tasa de splash de este suelo deben reflejar dicho efecto y pueden permitir, además, comparar la influencia de dicha perturbación con la ocasionada por el fuego.

Las cápsulas se instalaron a mediados del mes de noviembre de 1995. Las cápsulas se introdujeron en el sentido perpendicular a la superficie del suelo, dejando 0,5 cm de elevación sobre la superficie para evitar la entrada de sedimentos movilizados por escorrentía. Se extremaron las precauciones para evitar la perturbación de la estructura del suelo durante la instalación.

Los resultados obtenidos corresponden a 11 meses, desde noviembre del 95 hasta septiembre del 96, y a un total de 13 episodios de lluvia de intensidades variables.

### 5.2.3. 3ª Parte: Recogida de datos, cálculos de la tasa de splash y determinación del tamaño de partícula de los sedimentos movilizados por salpicadura y escorrentía

La cantidad de lluvia y su duración se registraron mediante un pluviómetro conectado a un *datalogger*, ambos colocados en el área de estudio. A partir de dichos datos se determinó la intensidad de la lluvia para cada episodio con objeto de relacionar dicho parámetro con las tasas de *splash* obtenidas.

Después de cada episodio de lluvia se recogieron las cápsulas, se llevaron al laboratorio para determinar el peso seco de sedimento en cada una y se instalaron otras iguales en los mismos lugares que las anteriores.

La tasa de movilización de suelo por *splash* se ha determinado dividiendo el peso seco de sedimento (g) por la superficie de cada cápsula (cm<sup>2</sup>). Los valores se han corregido en función del tamaño de la cápsula, mediante la ecuación de Poesen & Torri (1988):

$$MSAR = MSA \times e^{0,054 \times D} \quad \text{Ecuación 5.1.}$$

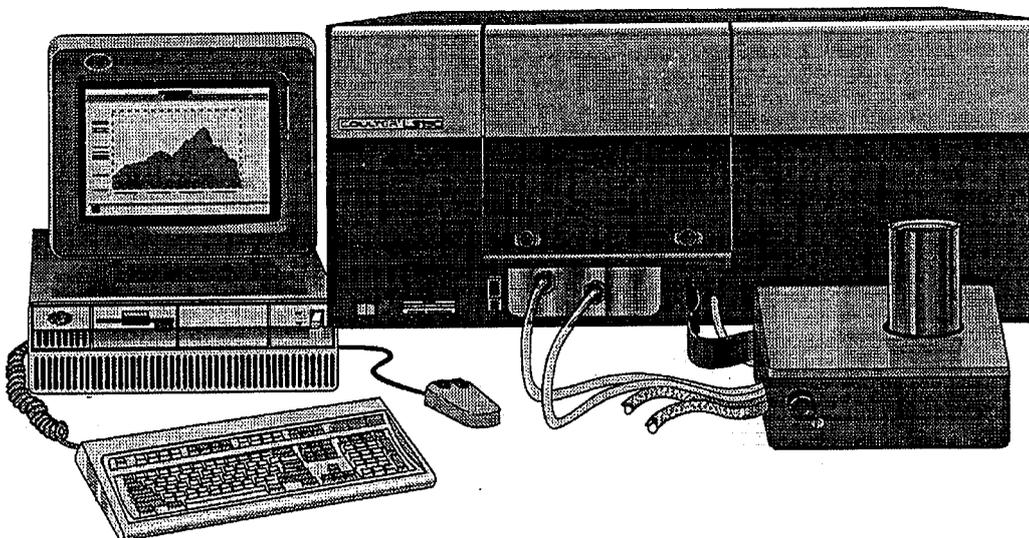
donde *MSAR* es la tasa de *splash* corregida en función del diámetro (g cm<sup>-2</sup>), *MSA* es la tasa de *splash* sin corregir (g cm<sup>-2</sup>), *e* es la base de logaritmos neperianos y *D* es el diámetro de la cápsula (cm).

Una vez obtenido el peso seco del suelo movilizado por *splash* en cada uno de los episodios de lluvia estudiados, el suelo se resuspendió en 250 ml de agua y se midió la distribución de partículas por tamaños mediante difracción de rayos láser (el principio de funcionamiento se describe más abajo). Igualmente, para conocer la distribución de partículas movilizadas por el agua de escorrentía y relacionarla con la obtenida por *splash*, se tomó una alícuota representativa del agua de escorrentía generada en cada episodio y se analizó mediante la técnica anterior.

Los motivos de la elección de la técnica basada en la difracción de rayos láser frente a los métodos convencionales para la determinación de la distribución de partículas por tamaños (ej. método del densímetro (Boyoucos, 1962) y de la pipeta (Kilmer & Alexander, 1949; Day, 1965; Gee & Bauder, 1986)) son:

1. La cantidad de muestra necesaria para el análisis es muy pequeña respecto a los métodos clásicos, y dado que en las cápsulas de splash se recogen cantidades pequeñas para utilizar los métodos convencionales, se optó por este método.
2. El tiempo de determinación se reduce a pocos minutos, frente a varias horas en los métodos convencionales (ej. en el método de la pipeta la determinación del porcentaje de partículas de tamaño arcilla puede durar ocho horas).

El equipo utilizado es el analizador de partículas por láser Coulter LS130 (Fotografía 5.1).



**Fotografía 5.1.: Equipo analizador de partículas por láser Coulter LS130.**

#### **Descripción del equipo Coulter LS130**

El principio de medida del equipo está basado en la iluminación de un conjunto de partículas de distintos tamaños mediante un rayo láser. Cuando el rayo incide en las partículas, éstas difractan la luz de forma característica en función de su tamaño (modelo de difracción de Fraunhofer). Un sistema de lentes recoge la luz difractada por cada partícula. Dicha intensidad de luz es proporcional al cubo de su diámetro.

El equipo está controlado por medio de un ordenador, y utiliza para la expresión de los resultados el modelo óptico de Fraunhofer. El tamaño y el número de

partículas de cada tamaño son medidos mediante una lente de Fourier y una serie de fotodetectores.

El modelo es característico de cada tamaño de partícula, y asume que todas las partículas son esféricas. La relación entre la intensidad de la luz que incide en cada canal y la reflejada es proporcional al número de partículas que pasan a través de dicho canal.

Los componentes del módulo óptico de medida son:

- Fuente de luz láser, carro de filtros de luz y lentes de proyección.
- Célula de difracción de la muestra.
- 126 fotodiodos.
- Lentes de Fourier.

La luz láser usada por el equipo es de 750 nm, y permite medir partículas desde 0,4  $\mu\text{m}$  hasta 800  $\mu\text{m}$  de diámetro. El láser pasa a través del filtro y la lente de proyección para formar un rayo de luz colimada. El fluido de suspensión que contiene la muestra pasa a través de una célula de difracción formando una lámina de 3 mm que fluye perpendicularmente al rayo láser que atraviesa la muestra. El sistema de esta forma minimiza el número de partículas que rescatan la luz dispersada por otras partículas en la célula.

El módulo para muestras líquidas consiste en una cubeta con entrada y salida de agua, y una bomba que hace circular la suspensión a través de la célula de difracción. Mientras las partículas de la muestra se mueven a través de la célula de difracción, la luz láser colimada es dispersada o difractada por cada partícula. Un modelo de difracción es el modelo de intensidad de luz dispersada en función del ángulo de difracción o, sencillamente, la cantidad de la luz dispersada por cada partícula en diferentes direcciones.

El sistema óptico del equipo, por medio de la lente de Fourier, mide el patrón global de la distribución. Una lente de Fourier es una lente normal usada de forma especial aprovechando la particularidad de que enfoca cualquier luz que llega a cualquier parte de la lente en un ángulo dado sobre un área angular determinada. Esta lente es sensible sólo al ángulo de incidencia de los rayos de luz y no a la posición de la fuente de la luz.

El equipo usa la lente de Fourier para enfocar o concentrar la luz dispersada por cualquier partícula que esté en cualquier parte de la célula independientemente de su

velocidad y posición a un anillo determinado según el ángulo de difracción. El resultado es que la lente forma una imagen del modelo de difracción para cada partícula, la imagen será centrada en un punto fijo, cualquiera que sea la posición o la velocidad de la partícula en la célula de difracción de la muestra.

Los modelos individuales de difracción para muchas partículas en movimiento en la célula de la muestra son superpuestos, creando un único modelo de difracción (patrón global de distribución) que refleja la contribución de cada partícula. Este modelo de difracción compuesto puede ser exactamente percibido por los detectores juiciosamente emplazados en el plano de Fourier.

Es decir, la lente de Fourier transforma los patrones móviles de difracción de las partículas que atraviesan la célula en un modelo compuesto de difracción estacionario que puede ser medido por una serie de detectores. El modelo de difracción compuesto es usado para medir la distribución de las partículas por rangos de tamaños.

### **Determinación de la distribución por tamaños**

El detector de difracción está formado por 126 fotodiodos distribuidos en tres grupos:

1. grupo de ángulo bajo (principalmente para partículas grandes)
2. grupo de ángulo medio (principalmente para partículas medianas)
3. grupo de ángulo alto (principalmente para partículas pequeñas).

Cada detector está situado en un ángulo conocido respecto del eje axial u óptico. Puesto que a una muestra que contiene partículas de diferentes tamaños, le corresponde un conjunto de modelos individuales de difracción, los detectores producen un patrón global que contiene información de la composición de tamaños para todas las partículas de la muestra.

Para tamaños de partícula próximos a la longitud de onda del rayo, es decir, tamaños arcilla, la aplicación del modelo óptico de Fraunhofer da malos resultados ya que dichas partículas absorben la luz, de forma que la cantidad de luz difractada resulta baja.

Por este motivo el equipo presenta el sistema de PIDS (Polarización de Intensidad diferencial dispersa) para mejorar la medida en el rango  $<0,4 \mu\text{m}$ . El sistema de PIDS consiste en:

- Fuente de luz incandescente y filtros polarizados.
- Célula de muestra para los PIDS.
- 6 detectores de fotodiodos, 5 para medir la luz dispersada y el sexto para controlar la intensidad del rayo.

El sistema de PIDS tiene varias funciones:

- Iluminar la muestra de partículas secuencialmente con rayos de luz centrados en tres longitudes de onda, polarizadas horizontalmente y además verticalmente para cada longitud de onda.
- Medir la suma de la luz dispersada para cada longitud de onda y polarización.
- Determinar la suma relativa de las partículas pequeñas ( $0,1 \mu\text{m} - 1 \mu\text{m}$ ) en la muestra a partir de los modelos de PIDS.

El sistema de PIDS del Coulter LS130 nos proporciona información para tamaños de partículas con rango de  $0,1 \mu\text{m}$  hasta  $0,4 \mu\text{m}$  y aumenta la resolución de la distribución de tamaño de partículas hasta  $1 \mu\text{m}$ . Esta medida adicional es necesaria porque es muy difícil diferenciar partículas de diferentes tamaños solo con los modelos de difracción láser cuando las partículas son más pequeñas de  $0,5 \mu\text{m}$  de diámetro.

### **Expresión de los resultados de la medida con el Coulter LS130**

El equipo usa 100 canales de medida, desde  $0,1 \mu\text{m}$  hasta  $800 \mu\text{m}$ . Los canales aumentan progresivamente la amplitud del rango de tamaños. Cada canal se define por un límite inferior y uno superior. El programa calcula el centro de cada canal en  $\mu\text{m}$  según la ecuación 5.2.:

$$d_{ic} = \text{anti log} \frac{[\log_{\text{limite inf}} + \log_{\text{limite sup}}]}{2} \quad \text{Ecuación 5.2.}$$

Este resultado se expresa en volumen ( $\mu\text{m}^3$ ), según la ecuación 5.3.:

$$\mu\text{m}^3 = \frac{d_{ic}^3 \times \pi}{6} \quad \text{Ecuación 5.3.}$$

El resultado se expresa como promedio en cada canal (o agrupación de canales formulado por el usuario en un archivo de preferencias que contiene las indicaciones para ello). Estos resultados del centro de la distribución se pueden expresar como media aritmética, media geométrica, moda y mediana. Para este estudio utilizaremos la media geométrica,  $\bar{X}_g$  de cada distribución analizada, ya que dicha media está menos afectada por los valores extremos de la población que la media aritmética. Su expresión matemática es la siguiente (Ecuación 5.4.):

$$\bar{X}_g = \text{anti log} \left[ \frac{\sum (n_c \times \log \bar{X}_c)}{\sum n_c} \right] \quad \text{Ecuación 5.4.}$$

Donde:

$\bar{X}_c$  = es el tamaño medio (geométrico) de cada uno de los canales, expresado en  $\mu\text{m}$  para el diámetro y en  $\mu\text{m}^3$  para el volumen.

$n_c$  = es el porcentaje de partículas en cada canal o grupo de canales.

En este trabajo, la agrupación de canales se ha realizado para expresar los resultados de acuerdo a los rangos de tamaños indicados en la Tabla 5.2.

Tamaños de partícula ( $\mu\text{m}$ )	
< 2	Arcilla
2 – 5	Limo fino
5 – 20	Limo medio
20 – 50	Limo grueso
50 – 100	Arena fina
100 – 200	Arena media
200 – 1000	Arena gruesa

**Tabla 5.2.: Intervalos de tamaños de partícula utilizados para expresar los resultados**

### 5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la primera parte de este apartado se presentan y se discuten los resultados de la comparación de las tasas de splash obtenidas mediante la cápsula diseñada y la

convencional. En la segunda parte se presentan los resultados, se estudia y se discute la evolución de las tasas de movilización de suelo por salpicadura en los distintos tratamientos (dos intensidades de fuego, control y desnudo no afectado por fuego), a lo largo del periodo estudiado en la zona de La Concordia. Finalmente, en la tercera parte, se presentan y discuten los resultados de la distribución de partículas por tamaño (caracterizada por el Diámetro Medio Geométrico (GMD)) en los sedimentos movilizados por impacto de la gota y por la escorrentía., y las relaciones existentes entre las tasas de movilización por *splash* y la producción de sedimentos por escorrentía en las parcelas. El objetivo es obtener información sobre la sensibilidad del suelo afectado por fuego a los dos mencionados subprocesos implicados en la erosión del suelo.

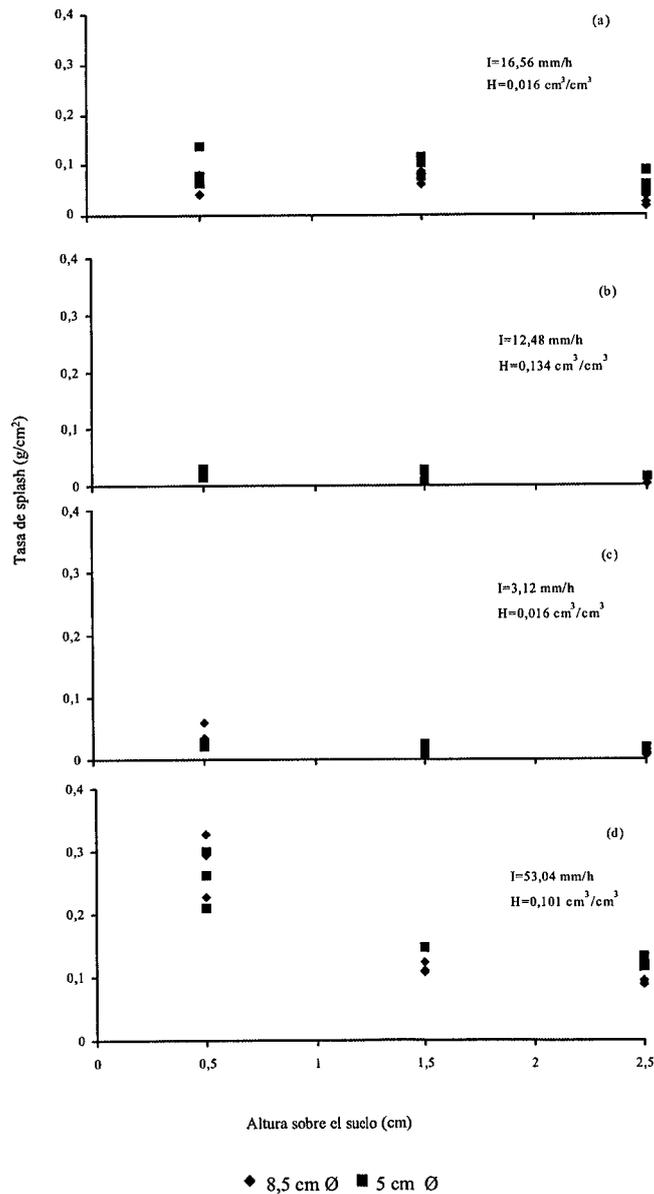
### **5.3.1. 1ª Parte: Resultados y discusión del ensayo de un nuevo diseño de cápsula de *splash* y su comparación con la cápsula convencional**

En los gráficos de la Figura 5.2. se representan, para cada episodio de lluvia, los valores correspondientes a las tasas de *splash* obtenidas para cada tipo de cápsula, en función de su elevación sobre la superficie del suelo. Analizando visualmente los gráficos de dicha figura puede observarse que:

- para cada episodio de lluvia, cada tipo de cápsula y cada altura, las tasas de *splash* entre las tres réplicas son muy variables
- las tasas de *splash* tienden a disminuir con la elevación de las cápsulas sobre la superficie del suelo
- generalmente, las cápsulas de 5 cm de diámetro dan tasas de *splash* mayores que las de 8,5 cm.
- para cada tipo de cápsula y cada altura, las tasas de *splash* varían según las características de cada evento (intensidad de lluvia y estado de humedad del suelo).

#### **5.3.1.1 Fuentes de variación de las tasas de *splash***

La variabilidad de los valores obtenidos refleja no sólo los errores de medida, sino también la variabilidad espacial de las propiedades del suelo alrededor de las cápsulas (cantidad de piedras, tamaño de agregados, microrrelieve, alteración de la estructura edáfica debida a la instalación etc.). La variabilidad es, en general, mayor para las cápsulas de 5 cm de Ø y, para cada tipo de cápsula, disminuye al disminuir su elevación sobre la superficie del suelo (ver Figura 5.2.).



**Figura 5.2.:** Gráficos de dispersión de las tasas de splash (corregidas según Ecuación 3.1. del texto) obtenidas para cada cápsula y en cada episodio de lluvia. (a) 31-8-95, (b) 4-9-95, (c) 16-9-95, (d) 18-9-95. I: Intensidad de lluvia; H: Humedad del suelo.

Por otra parte, la intensidad de lluvia, relacionada con el tamaño de la gota y su velocidad de caída, ejerce un papel decisivo en la movilización del suelo puesto que a

mayor intensidad mayor es su energía cinética. Sin embargo, la efectividad de la lluvia para movilizar las partículas edáficas depende también del grado de humedad del suelo, ya que, en función de ésta, las partículas y agregados edáficos tienen mayor o menor cohesión, y ésta influye en su susceptibilidad para ser movilizado.

### 5.3.1.2. Variación de las tasas de *splash* con la elevación de las cápsulas sobre la superficie del suelo

Como hemos mencionado anteriormente, las características de cada cápsula y las características de cada lluvia influyen en las tasas de *splash*. De ahí que, para determinar cual es el efecto de la altura de colocación de la cápsula en las tasas de *splash*, se hayan analizado sus variaciones para cada tipo de cápsula en cada episodio de lluvia. Los resultados se muestran en la Tabla 5.3. En ella puede observarse que las tasas de *splash* obtenidas con las cápsulas de 8,5 cm de Ø tienden a disminuir linealmente con la elevación de la cápsula sobre la superficie del suelo. Los ajustes obtenidos para las cápsulas de 8,5 cm de diámetro son significativos en los cuatro episodios de lluvia analizados. Las tasas de *splash* reales serían las obtenidas para una elevación sobre la superficie del suelo próxima a cero (término independiente de la recta de regresión).

Episodio	Cápsulas de 8,5 cm Ø					Cápsulas de 5 cm Ø		
			Coeficientes			Coeficientes		
Fecha	I (mm h <sup>-1</sup> )	Hs (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	a	b=TS <sub>real</sub>	R <sup>2</sup>	A	b=TS <sub>real</sub>	R <sup>2</sup>
31-8-95	16,5	0,016	-0,0198 (0,0077)	0,0836 (0,0133)	0,4797	-	-	0,1879
	Moderada	Seco						
4-9-95	12,5	0,134	-0,0084 (0,0012)	0,0233 (0,0020)	0,8732	-	-	0,1619
	Moderada	Húmedo						
16-9-95	3,12	0,016	-0,0173 (0,0036)	0,0482 (0,0062)	0,7605	-	-	0,2863
	Baja	Seco						
18-9-95	53,1	0,101	-0,0891 (0,0213)	0,3002 (0,0364)	0,6720	-0,0659 (0,0140)	0,2749 (0,0239)	0,7590
	Alta	Húmedo						

I= Intensidad de lluvia; Hs= Humedad del suelo; TS= Tasas de splash.

**Tabla 5.3.: Resultados del análisis de regresión lineal  $TS = aX + b$ , entre las tasas de *splash* ( $TS$ , g/cm<sup>2</sup>) obtenidas con cada tipo de cápsula en cada evento y la elevación de la cápsula sobre el suelo ( $X$ , cm). La desviación estándar de los coeficientes  $a$  y  $b$  de la ecuación se indica entre paréntesis.**

Para las cápsulas de 5 cm de Ø (Tabla 5.3.), estos ajustes son significativos solamente en el episodio del 18-9-95. Para este episodio (suelo húmedo e intensidad de lluvia alta), la tasa de *splash* que se obtendría con la cápsula a ras de suelo ( $TS_{real}$ ,

término independiente de la recta de regresión) sería  $0,2749 \pm 0,0239 \text{ g cm}^{-2}$ . Este valor coincide con la  $TS_{real}$  estimada para las cápsulas de 8,5 cm de diámetro para el mismo episodio ( $0,3002 \pm 0,0364 \text{ g cm}^{-2}$ ).

La falta de significación para las cápsulas de 5 cm en los tres episodios anteriores puede ser debida a una mayor variabilidad de los valores (ver Figura 5.2.), ocasionada, probablemente, por la mayor alteración de la estructura del suelo en los alrededores de la cápsula como consecuencia de su instalación, comparada con la pequeña perturbación observada en el campo para las de 8,5 cm.

Si se realiza el análisis de regresión lineal sin diferenciar entre episodios, el coeficiente  $R^2$  disminuye considerablemente ( $R^2 = 0,128$  para las cápsulas de 8,5 cm y  $R^2 = 0,061$  para las de 5 cm). Este resultado indica que las variaciones en las tasas de *splash* son episodio-dependientes.

Las relaciones lineales indicadas en la Tabla 5.3. pueden emplearse para corregir las tasas de *splash* obtenidas en el campo a una altura  $X$  (cm) sobre la superficie del suelo y así obtener las tasas de *splash* reales ( $TS_{real}$ ) para cuatro tipo de episodios: suelo húmedo e intensidad de lluvia alta; suelo húmedo e intensidad moderada; suelo seco e intensidad moderada y suelo seco e intensidad baja.

Otra de las ventajas de las cápsulas diseñadas, hace referencia a la inundación del interior de la cápsula con los sedimentos arrastrados por el agua de escorrentía en episodios de lluvia intensos. Para ilustrar este punto, disponemos de los datos que se presentan en la Tabla 5.4. En dicha tabla se indican los resultados obtenidos en el experimento en el que se intentó evitar la inundación de las cápsulas mediante anillos metálicos que frenasen la escorrentía y retuviesen el sedimento arrastrado en sus paredes externas. En la tabla se comparan estos resultados con los obtenidos para cápsulas similares en las que se observó entrada de sedimento procedente del flujo de escorrentía.

Episodio	Altura sobre el suelo (cm)	Tasas de <i>splash</i> ( $\text{g cm}^{-2}$ )			
		Sin anillo protector		Con anillo protector	
		8,5 cm Ø	5 cm Ø	8,5 cm Ø	5 cm Ø
I = 16,56 mm h <sup>-1</sup>	0,5	0,178	-	0,066*	0,159*

(31-8-95)		0,219	0,202		
I = 53,04 mm h <sup>-1</sup>	0,5	2,560	4,140	0,280*	0,260*
18-9-95		1,690	0,510		

I = Intensidad de lluvia; Ø = Diámetro de la cápsula de *splash*; \* = Media de 3 muestras.

**Tabla 5.4.: Comparación de las tasas de *splash* obtenidas cuando las cápsulas se inundan con los sedimentos procedentes de la escorrentía, con las obtenidas cuando este efecto se evitó.**

Sólo en las dos lluvias de mayor intensidad se observó entrada de sedimentos por escorrentía en las cápsulas. En la lluvia del 31 de agosto, 2 de las 3 cápsulas de 8,5 cm de diámetro colocadas a 0,5 cm sobre la superficie del suelo sin anillo protector, se inundaron. Sólo se observó inundación en 1 de las 3 cápsulas de 5 cm de diámetro. En la lluvia del 18 de septiembre, que fue mucho más intensa que la del 31, dos cápsulas de cada diámetro presentaron evidencias claras de entrada de escorrentía y sedimentos.

En el campo también pudimos observar que, después de esta intensa lluvia, las cápsulas de 8,5 cm de diámetro colocadas a 1,5 cm sobre la superficie del suelo, no retuvieron sedimentos en sus paredes externas sino que éste se acumuló debajo de la cápsula. Sin embargo, algunas de las cápsulas de 5 cm de diámetro colocadas también a 1,5 cm sobre la superficie del suelo presentaron evidencias claras de retención de sedimentos en sus paredes e incluso entrada de éstos en su interior. Si bien es cierto que, para confirmar la validez de estos datos, se requiere mayor número de repeticiones y también mayor número de episodios de lluvia intensos, hay evidencias que sugieren que una elevación de 1,5 cm sobre el suelo es la recomendable para las nuevas cápsulas. Por un lado, evitan el problema de la entrada de sedimentos y escorrentía que se produce cuando se colocan a 0,5 cm sobre la superficie, y, por otro, recogen más sedimento que en el caso de colocarlas a 2,5 cm, lo que garantiza una mayor fiabilidad del resultado. La escasez de datos no permite comparar las tasas de *splash* obtenidas con anillo y sin anillo protector, aunque las observaciones realizadas indican que las nuevas cápsulas colocadas a 1,5 cm evitan la entrada de sedimentos procedentes de la escorrentía en episodios de lluvia muy erosivos. Las observaciones de campo también sugieren que será necesario, después de cada episodio intenso, eliminar la acumulación de sedimentos debajo de ellas y reajustar su elevación sobre la superficie, dado que la pérdida de suelo por erosión va dejando cada vez más elevada la cápsula.

### 5.3.1.3. Variación de las tasas de *splash* en función del tipo de cápsula

Para corregir la subestimación de las tasas de *splash* debida al tamaño de la cápsula, los valores obtenidos para cada cápsula de nuestro experimento se corrigieron con la ecuación de Poesen & Torri 1988 (Ecuación 5.1. en el texto). Sin embargo, a pesar de esta corrección, los valores medios obtenidos en cada episodio de lluvia indican que las cápsulas de 8,5 cm tienden a dar tasas de *splash* ligeramente menores que las cápsulas de 5 cm. Para analizar si existe algún tipo de relación entre ambas series de valores, hicimos un análisis de regresión lineal entre las tasas de *splash* obtenidas por los dos métodos en todos los episodios de lluvia y a todas las alturas sobre la superficie del suelo. Los resultados se presentan en la Figura 5.3. Como puede observarse, el coeficiente de correlación lineal obtenido es muy alto ( $R^2 = 0,91$ ) lo que indica que las tasas de *splash* obtenidas con uno y otro tipo de cápsulas están bien correlacionadas. El signo negativo ( $-0,0122 \pm 0,0055$ ) del término independiente de la recta de regresión indica que las tasas de *splash* obtenidas con las cápsulas de 8,5 cm son menores que las obtenidas con las de 5 cm. Sin embargo, la corrección realizada mediante la Ecuación 1 debería haber resultado en tasas de *splash* semejantes para ambas series de valores. Las diferencias detectadas en nuestro experimento no se deben pues al diámetro, sino a la diferente forma de la cápsula. Por ejemplo, pueden haberse producido pérdidas de sedimento por “re-*splash*” (movilización de los sedimentos recogidos dentro de la cápsula por impacto de las gotas de lluvia) en las cápsulas diseñadas por nosotros, puesto que el sedimento retenido puede “saltar” hacia afuera dado que la altura propia de la cápsula es de sólo 1 cm (ver Figura 5.1.A), frente a los 3 cm de altura en la cápsula convencional (ver Figura 5.1.B). La relación obtenida en la Figura 5.3. reflejaría dicho efecto.

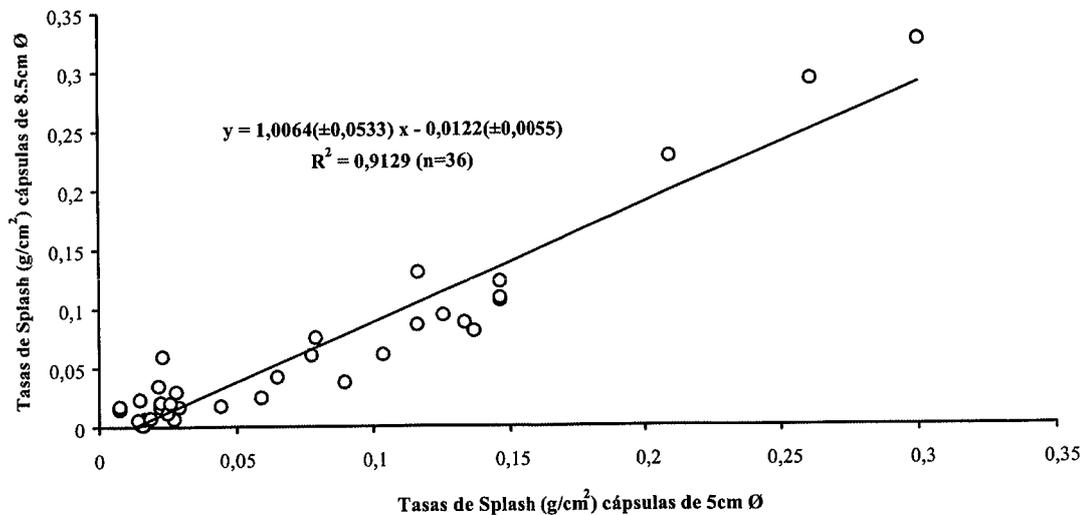


Figura 5.3.: Resultado del análisis de regresión lineal entre las tasas de *splash* obtenidas con las cápsulas de 8,5 cm de diámetro y las de 5 cm de diámetro para todas las alturas y todos los episodios de lluvia.

#### 5.3.1.4. Variaciones temporales de las tasas de *splash*. El papel de la intensidad de la lluvia y de la humedad del suelo

En la Tabla 5.5. se muestran los valores medios de las tasas de *splash* y sus desviaciones típicas, obtenidos para las cápsulas de 8,5 cm de diámetro colocadas a 1,5 cm sobre el suelo, en cada episodio de lluvia. En la misma tabla también se muestran la intensidad de la lluvia de cada episodio y el contenido de humedad del suelo antes de cada lluvia.

Episodio	Intensidad de lluvia (mm h <sup>-1</sup> )	Humedad del suelo (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	Tasa de <i>splash</i> (g cm <sup>-2</sup> )
18-9-95	53,04	0,101	0,11 ± 0,0086
31-8-95	16,56	0,016	0,07 ± 0,0014
16-9-95	3,12	0,016	0,02 ± 0,0017
4-9-95	12,48	0,134	0,01 ± 0,0041

Tabla 5.5.: Comparación de la intensidad de lluvia y el estado de humedad del suelo en cada episodio con las tasas de *splash* obtenidas para las cápsulas de 8,5 cm de Ø colocadas a 1,5 cm de altura.

Como puede observarse en la Tabla 5.5., las tasas medias de *splash* varían de una lluvia a otra en el orden lluvia del 18-9> lluvia del 31-8> lluvia del 16-9> lluvia del 4-9). La intensidad de la lluvia es el factor que más explica las diferencias en las tasas de *splash* entre los dos primeros y los dos segundos (53 y 16 mm h<sup>-1</sup> frente a 3 y 12 mm

$h^{-1}$  de los dos segundos). Esta explicación es coherente con los resultados de otros autores, que indican que la susceptibilidad del suelo al impacto de la gota aumenta con la intensidad de la lluvia (Shainberg et al., 1992; Truman et al., 1990; Truman & Bradford, 1993). Sin embargo, las diferencias en las tasas de *splash* entre los episodios del 16 y del 4 de septiembre, no pueden ser explicadas por la intensidad, ya que el episodio del día 16 fue mucho menos intenso que el del día 4 pero las tasas de *splash* fueron mayores. Una explicación para este resultado puede ser la diferencia en el estado de humedad del suelo. Como indican algunos autores (Le Bissonnais et al., 1989; Truman & Bradford, 1990) los agregados de suelo en estado húmedo son más resistentes al impacto de la lluvia que los que están secos. Los resultados obtenidos para las lluvias de los días 4 y 16 de septiembre indican que la humedad del suelo puede ser un factor importante al explicar las tasas de *splash*. Como se observa en la Tabla 5.5., el suelo estaba húmedo antes de la lluvia del día 4 (cuatro días antes cayeron 9,36 mm en 70 min.). Sin embargo, el suelo estaba casi seco antes de la lluvia del 16 (transcurrieron 12 días desde la lluvia del día 4, tiempo suficiente para secarse el suelo).

### 5.3.2. 2ª Parte: Resultados y discusión de la evolución espacial y temporal de las tasas de *splash* en las parcelas de La Concordia.

En las Figura 5.4. (gráficos A y B) se representan los valores correspondientes a las tasas de *splash* para cada uno de los episodios de lluvia en función del tratamiento y del microambiente.

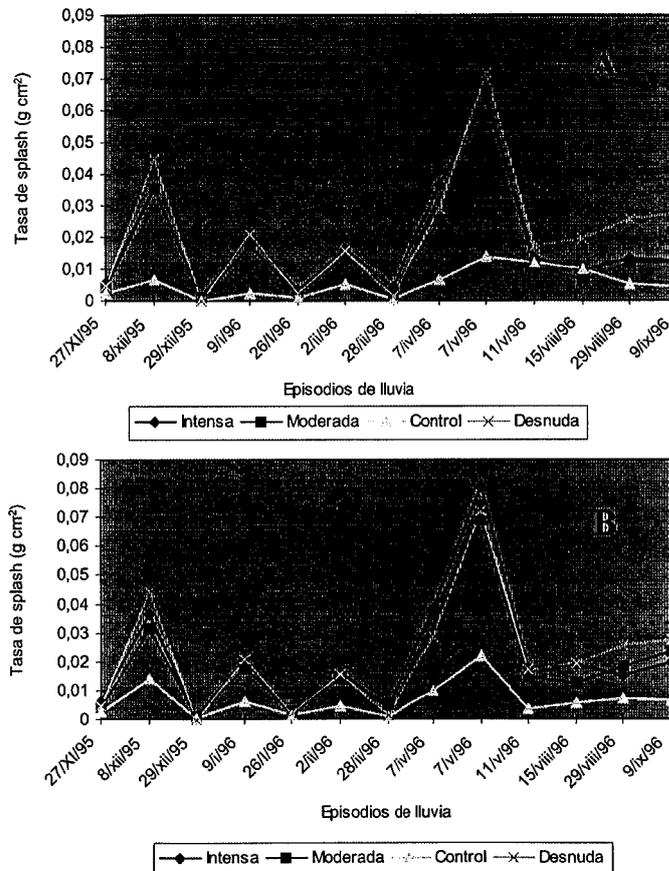


Figura 5.4.: Valores medios de las tasas de *splash* para cada uno de los episodios de lluvia en función del tratamiento y del microambiente. A: Microambiente bajo plantas. B: Microambiente entre plantas.

Observando los gráficos de la Figura 5.4. podemos decir que:

- las tasas de *splash* varían en función del tipo de episodio de lluvia
- los dos tipos de microambiente afectados por fuego poseen tasas de *splash* mayores que los del control, y, entre ambos, es el suelo *entre plantas* el que tiende a movilizarse más. En el microambiente *entre plantas* del control también ocurre que el suelo se moviliza más que en el área de influencia de las plantas (microambiente "bajo planta").
- Se observan dos grupos de valores claramente diferenciados. Los más elevados corresponden al suelo desnudo no afectado por fuego y, muy próximos a ellos, los correspondientes a los dos tratamientos de fuego (*intenso y moderado*). El otro grupo presenta tasas mucho menores y corresponde al tratamiento *control*.
- las tasas de *splash* varían según las características de cada evento (intensidad de lluvia).

#### 5.3.2.1. Variaciones de las tasas de *splash* en función del tratamiento, el microambiente y el episodio de lluvia

Como hemos mencionado anteriormente, el tratamiento, el microambiente y el episodio de lluvia parecen influir en las variaciones de la tasa de *splash*. Para analizar estadísticamente como influyen hemos realizado el MANOVA de medidas repetidas cuyo resultado se indica en la Tabla 5.6. En esta tabla se puede observar que los factores tratamiento y episodio de lluvia influyen muy significativamente ( $p$ -valor = 0,000) en las variaciones de la tasa de *splash*. Sin embargo, el microambiente no es significativo. En la tabla se observa también una interacción tratamiento-episodio de lluvia muy significativa, que indica que el suelo de cada tipo de tratamiento se comporta de forma diferente en función del tipo de episodio de lluvia.

El test de Bonferroni realizado indica diferencias significativas entre las parejas *intenso-control*, *moderado-control* y *desnudo-control*. Los tratamientos quemados (*intenso y moderado*) y el tratamiento *desnudo* presentan tasas de *splash* significativamente mayores que el tratamiento *control*, es decir, mayor susceptibilidad del suelo a ser movilizado por el impacto de las gotas de lluvia que el suelo sin alteración alguna (ver Figura 5.4. A y B). La movilización del suelo por las gotas de

lluvia es el subproceso que da origen a la desagregación y al transporte de partículas por acción de la escorrentía (ver por ejemplo Bryan, 1976; De Ploey & Poessen, 1985 y Sanroque et al., 1988). Por lo tanto estos tratamientos presentarán mayores cargas de sedimentos en las aguas de escorrentía, es decir, mayores tasas de erosión que las parcelas inalteradas (*control*).

		Valor	Sig.		
<b>M de Boxs</b>		25,866	0,052		
<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>A: Tratamiento</b>	2,784 10 <sup>-2</sup>	3	9,281 10 <sup>-3</sup>	21,673	0,000
<b>B: Microambiente</b>	6,276 10 <sup>-4</sup>	1	6,276 10 <sup>-4</sup>	1,466	0,232
<b>Interacción AB</b>	1,122 10 <sup>-4</sup>	2	5,612 10 <sup>-5</sup>	0,131	0,878
<b>Factores Intrasujetos</b>					
		Valor	Sig.		
<b>Test de la esfericidad de Mauchly</b>		0,000	0,000		
<b>Test multivariados de significación (Test Wilks)</b>					
Factores	Valor	F exacta	Sig.		
<b>C: Episodio de lluvia</b>	0,064	42,291	0,000		
<b>Interacciones</b>					
<b>Tratamiento – C</b>	0,106	3,284	0,000		
<b>Microambiente – C</b>	0,694	1,287	0,269		
<b>Trata. – Micro. – C</b>	0,444	1,461	0,112		

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 5.6.: Análisis de la varianza de medidas repetidas para la Tasa de Splash en función del tratamiento (*intenso, moderado, control y desnudo*), del microambiente (*bajo planta y entre plantas*) y del episodio de lluvia (*13 episodios de lluvia*).**

Aunque no se han detectado diferencias estadísticamente significativas entre los dos tratamientos de fuego es ilustrativo analizar sus tendencias. Los valores medios de las tasas de splash (Figura 5.5.) indican que éstas tienden a ser mayores para el tratamiento de fuego *intenso* que para el tratamiento de fuego *moderado* en algunos episodios (episodios 1, 2, 8 y 11 de la Figura 5.5.). Sus tasas tienden a igualarse en otros (episodios 9, 10 y 12) e incluso se invierten en el último episodio analizado (episodio 13). De forma general, los resultados sugieren una mayor alteración del suelo inducida

por la mayor intensidad del fuego, que se traduce en una mayor sensibilidad al impacto de la gota. El significado práctico de este tipo de respuesta se ilustra en el gráfico A de la Figura 5.6.. En ella se observa que, durante todo el periodo de estudio, la sensibilidad del suelo afectado por fuego intenso es mayor que en el moderado y ambos son más sensibles que el control. Esta mayor sensibilidad induce una mayor pérdida de suelo.

Como resultado de la distinta susceptibilidad de cada superficie y de la diferente respuesta de éstas en cada episodio, también se puede generar un nuevo estado de la superficie del suelo que puede influir en la respuesta al siguiente episodio de lluvia. Este tipo de respuesta diferencial tiene cierta relación con la evolución que experimenta el estado de la agregación de la superficie del suelo de ambos tratamientos, que se explica en el Capítulo 4. No obstante, para facilitar la discusión haremos aquí referencia a la Figura 4.8 de dicho capítulo, en la que puede verse dicho estado de agregación. Como puede verse en la Figura 4.8., el estado de agregación del suelo afectado por alta intensidad de fuego tiende a disminuir progresivamente desde el incendio, lo que sería consecuencia del proceso de erosión pero también causa de la mayor movilización de suelo en dicha superficie (más desagregado implica más partículas de suelo individualizadas, y, por tanto, más transportable; ver por ejemplo Bryan, 1976). Por el contrario, en el suelo afectado por moderada intensidad hay determinados periodos en que el estado de agregación es más favorable (mayor proporción de macroagregados y menor cantidad de limo y arcilla no agregadas), lo que también puede ser causa y consecuencia de menores tasas de movilización. Una explicación de este tipo podría darse a lo ocurrido entre los episodios 9 y 13 de la Figura 5.5.

Entre los episodios 9 y 13 de la Figura 5.5 las tasas de splash en los dos tratamientos de fuego se igualan e incluso se invierten en el último episodio. No se dispone de más datos para comprobar si esta inversión de comportamientos es permanente o simplemente obedece a las características específicas del episodio de lluvia 13 y del estado de agregación de cada superficie de suelo al producirse ésta. No obstante, la convergencia y la inversión de las tendencias de las tasas de splash en el segundo otoño posterior al incendio podría indicar que el estado de agregación de la superficie del suelo afectado por moderada intensidad alcanza, tras algunos episodios, un nivel de "degradación" próximo al alcanzado por el suelo afectado por alta intensidad, pero en otros es diferente, e, incluso contrario. La distribución de partículas

en la superficie del suelo afectado por moderada intensidad a lo largo del periodo de estudio indicada en la Figura 4.8 del Capítulo 4 parece reflejar dichos cambios temporales en el estado de los agregados de la superficie del suelo.

En la aproximación de las tasas de splash entre ambos tratamientos de fuego y la inversión de estas tasas en los episodios 9, 10, 12 y 13 indicadas en la Figura 5.5 también podría estar interviniendo un inicio del proceso de colonización vegetal más temprano en el suelo afectado por alta intensidad, resultante de un balance hídrico y térmico más favorable en algún periodo (ver Capítulo 6 de humedad y temperatura del suelo).

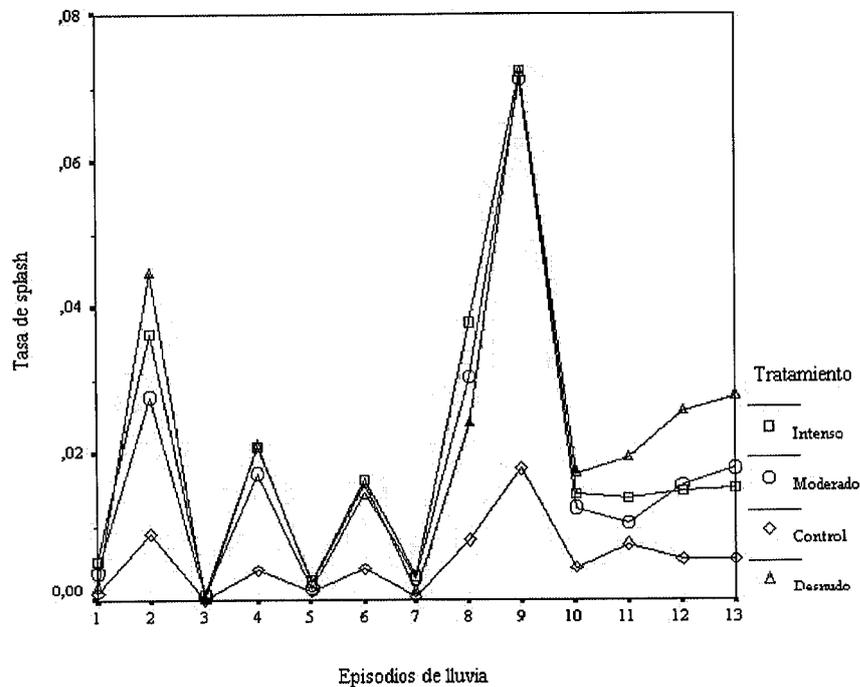
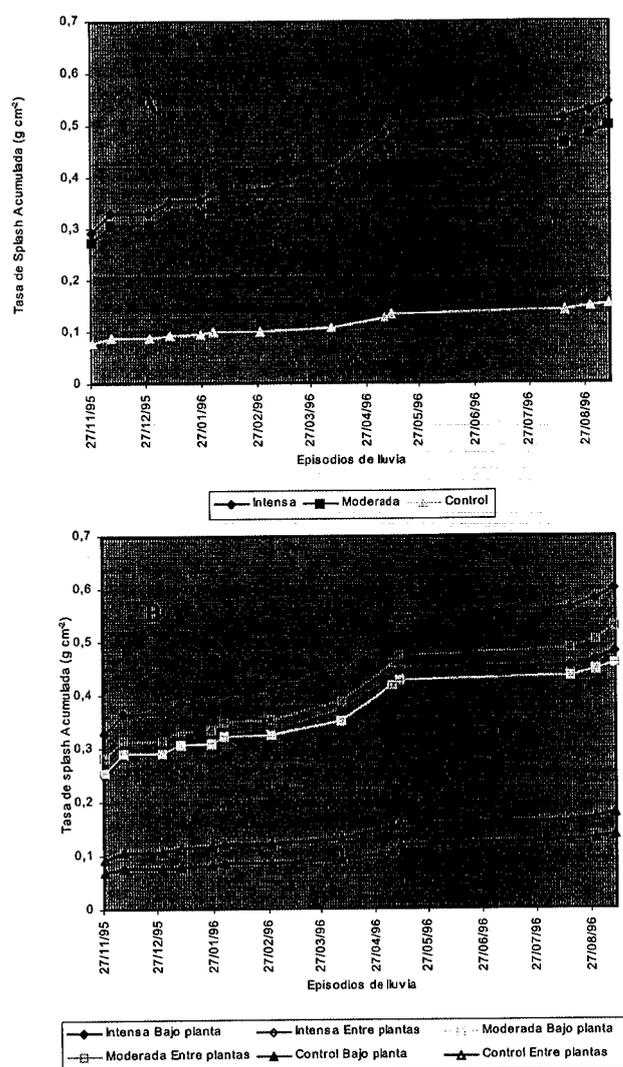


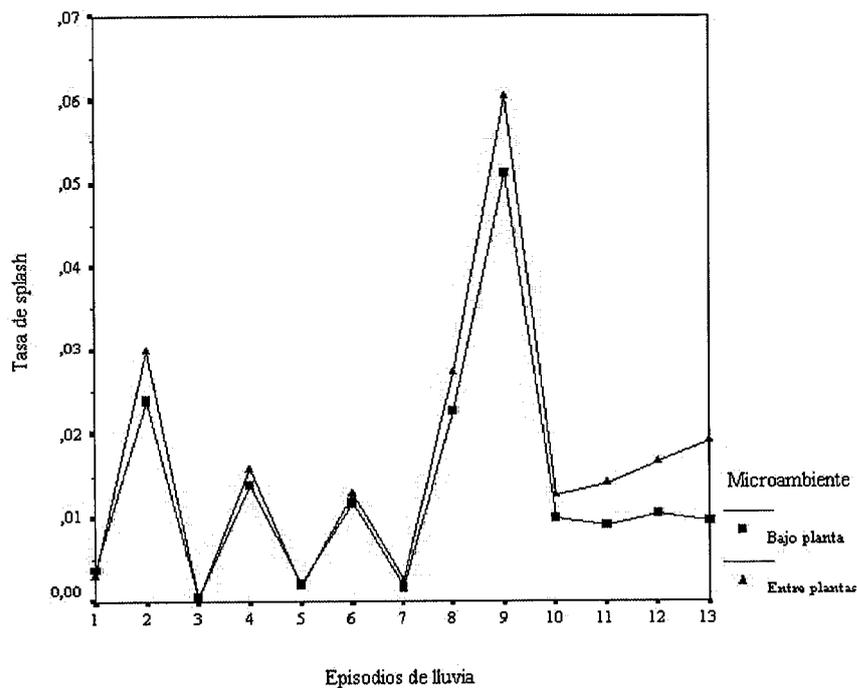
Figura 5.5.: Valores medios de las tasas de splash en función del tratamiento y del episodio de lluvia.



**Figura 5.6.: Tasa de splash acumulado en función del tratamiento (A) y en función del tratamiento y del microambiente (B).**

En los valores medios de splash para cada tratamiento, las diferencias entre las tasas de splash de los microambientes *bajo planta* y *entre planta* ejercen una influencia notable (aunque no estadísticamente significativa). Si observamos detenidamente la Figura 5.7., a partir de los episodios de lluvia de la primavera del 96 (episodios del 9 al 13) se puede observar que el microambiente *entre plantas* presenta valores de tasas de splash superiores al *bajo planta*. Este resultado indica una mayor susceptibilidad del suelo del primero que del segundo, que queda reflejada claramente al representar las tasas de splash acumuladas en función del tipo de microambiente (ver gráfico B de la Figura 5.6). La menor susceptibilidad de suelo en los microambientes *bajo planta* es

debida a sus mejores condiciones edáficas (por ejemplo estado de agregación, ver Figura 4.8., que también influyen en sus mejores condiciones hídricas y térmicas (ver Capítulo 6 Apartados 6.6.1. y 6.6.2.). Estas condiciones facilitan, además, una colonización vegetal más rápida en el microambiente *bajo planta* que en el microambiente *entre plantas*, lo que también puede contribuir a explicar las diferencias en la tasa de splash observadas en los episodios del 9 al 13 y ya comentadas.



**Figura 5.7.: Valores medios de las tasas de *splash* en función del microambiente y del episodio de lluvia.**

Volviendo al análisis estadístico de la Tabla 5.6., queda por explicar el efecto significativo del factor *episodio de lluvia* y la interacción de este con el factor *tratamiento*. No obstante, dicha interacción ya ha sido comentada indirectamente al decir que en algunos episodios de lluvia la respuesta de ambos tratamientos es diferente, atribuyendo esta diferente respuesta a factores como el estado de agregación o a procesos biológicos conectados con la humedad y la temperatura del suelo. Queda otro factor esencial para explicar dicha interacción y es las características del episodio de lluvia.

Las características del episodio de lluvia que influyen en la mayor o menor movilización de suelo por splash o por escorrentía se recogen en la literatura con el nombre genérico de erosividad de la lluvia. La erosividad hace referencia a la energía

cinética con que la lluvia incide sobre el suelo. La intensidad (cantidad/duración) es la característica de la lluvia que más se utiliza para definir la erosividad de cada episodio por su correlación con la energía cinética (Wishmeier & Smith, 1958, 1978, Hudson, 1971) y, es, además, la que mejor explica la producción de escorrentía y erosión en suelos hidrófobos (Jungerius & Harkel, 1994 ) como podrían ser los afectados por el fuego. Sin embargo, la relación cantidad de lluvia/duración puede obtenerse de diferentes formas, por ejemplo, mediante la intensidad máxima en 5 minutos ( $I_5$ ), la intensidad máxima en 30 minutos ( $I_{30}$ ) y la intensidad media de cada evento de lluvia ( $I_{media}$ ).

Para conocer qué parámetro de los anteriores está más relacionado con las tasas de splash observadas, hemos realizado un análisis de correlación lineal de estos parámetros con la tasa de *splash*. El resultado lo podemos observar en la Tabla 5.7.

		TS	PT	$I_5$	$I_{30}$	$I_{media}$
TS	Correlación de Pearson					
	Sig. (bilateral)					
	N					
PT	Correlación de Pearson	0,828**				
	Sig. (bilateral)	0,000				
	N	13				
$I_5$	Correlación de Pearson	0,588*	0,347			
	Sig. (bilateral)	0,035	0,245			
	N	13	13			
$I_{30}$	Correlación de Pearson	0,865**	0,649*	0,797**		
	Sig. (bilateral)	0,000	0,016	0,001		
	N	13	13	13		
$I_{media}$	Correlación de Pearson	0,845**	0,956**	0,420	0,734**	
	Sig. (bilateral)	0,000	0,000	0,153	0,004	
	N	13	13	13	13	

TS: Tasa de splash ( $g\ cm^{-2}$ ); PT: Precipitación total ( $l\ m^{-2}$ ); Sig.: nivel de significación

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

**Tabla 5.7.: Correlaciones de Pearson (bilaterales) de la Tasa de *splash*, la precipitación total, la  $I_5$ , la  $I_{30}$  y la  $I_{media}$  en los episodios de lluvia del periodo de estudio.**

Como podemos observar en la Tabla 5.7., la  $I_{30}$  es el parámetro de lluvia que presenta mejor correlación con la tasa de *splash*. Por ello, es el parámetro que utilizaremos para poder explicar las variaciones de la tasa de splash en la zona de estudio.

### 5.3.2.2. Variaciones temporales de la Tasa de *splash*. Papel de la intensidad de lluvia

En la Figura 5.8. se han representado los valores de  $I_{30}$  de cada episodio de lluvia y los valores medios de la tasa de *splash*, ordenados de mayor a menor. El gráfico A de la Figura 5.8. muestra los valores agrupados en función del tratamiento mientras que en el gráfico B dichos valores se fragmentan para indicar las tasas obtenidas en los dos tipos de microambientes estudiados en cada tratamiento.

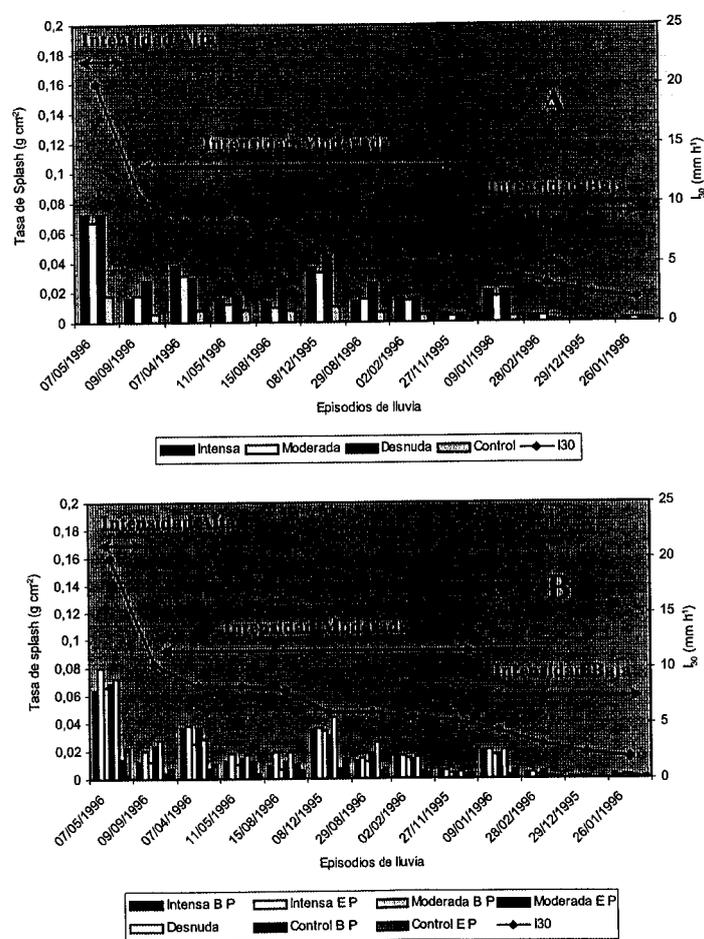


Figura 5.8.: Los valores de la  $I_{30}$  y los valores medios de la tasa de *splash* para cada uno de los episodios de lluvia, ordenados de mayor a menor. (A) en función del tratamiento; (B) en función del tratamiento y del microambiente, y los rangos de intensidad de lluvia considerados (B P = bajo planta; E P = entre plantas).

Por sus valores de intensidad de lluvia y tasas de splash podemos clasificar los episodios indicados en la Figura 5.8. en tres grupos claramente diferenciados:

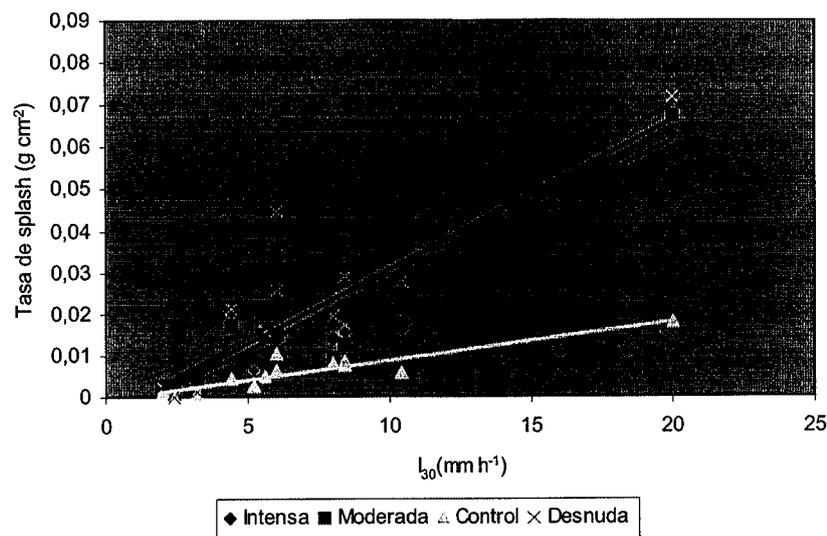
- Intensidades de lluvia mayor que  $10 \text{ mm h}^{-1}$  y tasa de splash superior a  $0,07 \text{ g cm}^{-2}$  (episodio 7/5/96).
- Intensidad entre  $10$  y  $5 \text{ mm h}^{-1}$  y tasa de splash entre  $0,07$  y  $0,02 \text{ g cm}^{-2}$  (comprende los episodios 9/9/96, 7/4/96, 11/5/96, 15/8/96, 8/12/95, 29/8/96, 2/2/96 y 27/11/96).
- Intensidad inferior a  $5 \text{ mm h}^{-1}$  y tasa de splash inferior a  $0,02 \text{ g cm}^{-2}$  (episodios 9/1/96, 28/2/96, 29/12/95 y 26/1/96).

En general, a mayor  $I_{30}$  mayor tasa de *splash*. Sin embargo, hay algunas excepciones que merecen destacarse. Por ejemplo, la tasa de *splash* y la  $I_{30}$  más elevadas corresponden al episodio del 7/5/96, lo que estaría de acuerdo con las correlaciones indicadas en la Tabla 5.7. En cambio, el episodio del 9/9/96, con una intensidad de lluvia moderadamente alta ( $I_{30} = 10,4 \text{ mm h}^{-1}$ ), y mayor que la de los episodios del 7/04/96 y 8/12/95 ( $8,4$  y  $7,2 \text{ mm h}^{-1}$ , respectivamente) presenta una tasa de *splash* más baja que estos dos últimos. Aunque podrían intervenir otros factores como el estado de agregación del suelo en el momento de las lluvias, la razón más probable de este comportamiento debe buscarse en el estado de humedad del suelo al producirse la lluvia. El suelo húmedo es menos sensible al impacto de la lluvia que el suelo seco, lo que está de acuerdo con los resultados obtenidos por Le Bissonnais et al., 1989; Truman & Bradford, 1990 y Molina & Llinares 1996). A través de los registros de lluvia efectuados en la zona, el 3 de septiembre se produjo una precipitación de  $4 \text{ l m}^{-2}$  que no causó movilización de suelo pero pudo humectarlo. Dicho estado de humedad inicial del suelo al producirse la lluvia el 9 de septiembre explicaría la baja tasa de splash obtenida en dicho episodio. Por el contrario, las mayores tasas observadas para los episodios del 7/04 y 8/12 se deberían a que el suelo estaba seco. Como veremos seguidamente, estos tres episodios (25% del total estudiado) son aquellos cuyas tasas de splash no pueden ser explicadas por la  $I_{30}$ .

#### ***Modelos de regresión lineal de la tasa de splash y la intensidad de lluvia***

En la Figura 5.9. se indica gráficamente el modelo de regresión lineal (Ecuación 5.5.) existente entre las tasas de *splash* obtenidas para los cuatro tratamientos

estudiados y la  $I_{30}$ . (Tabla 5.8.). Como puede observarse en la Tabla 5.8., los coeficientes  $R^2$  indican que las tasas de splash pueden explicarse por la  $I_{30}$  en un 75% de los casos. En los restantes casos hay otros factores que influyen, como por ejemplo, el estado de humedad del suelo.



**Figura 5.9.: Regresiones lineales entre la tasa de *splash* y la  $I_{30}$  en función de los cuatro tratamientos estudiados.**

En la Figura 5.10. se indican gráficamente los modelos de regresión lineal (Ecuación 5.5.) entre las tasas de splash diferenciadas por microambientes en cada tratamiento y la  $I_{30}$  (Tabla 5.9.). Los coeficientes  $R^2$  obtenidos, aunque algo menores que los obtenidos en la Tabla 5.8., también son altos y significativos, lo que indica que también pueden predecirse las tasas de splash de cada microambiente en cada tratamiento a partir de los valores de intensidad de lluvia. Por tanto, a partir de los modelos obtenidos, analizando los parámetros de cada modelo podemos obtener información sobre la sensibilidad del suelo de cada tipo de superficie a ser movilizado por la lluvia. Dicha sensibilidad debe ser función de las características del suelo anteriores al fuego y del impacto recibido por cada tipo de superficie.

$$TasaErosión_{Splash} = a + b.I_{30} \quad \text{Ecuación 5.5.}$$

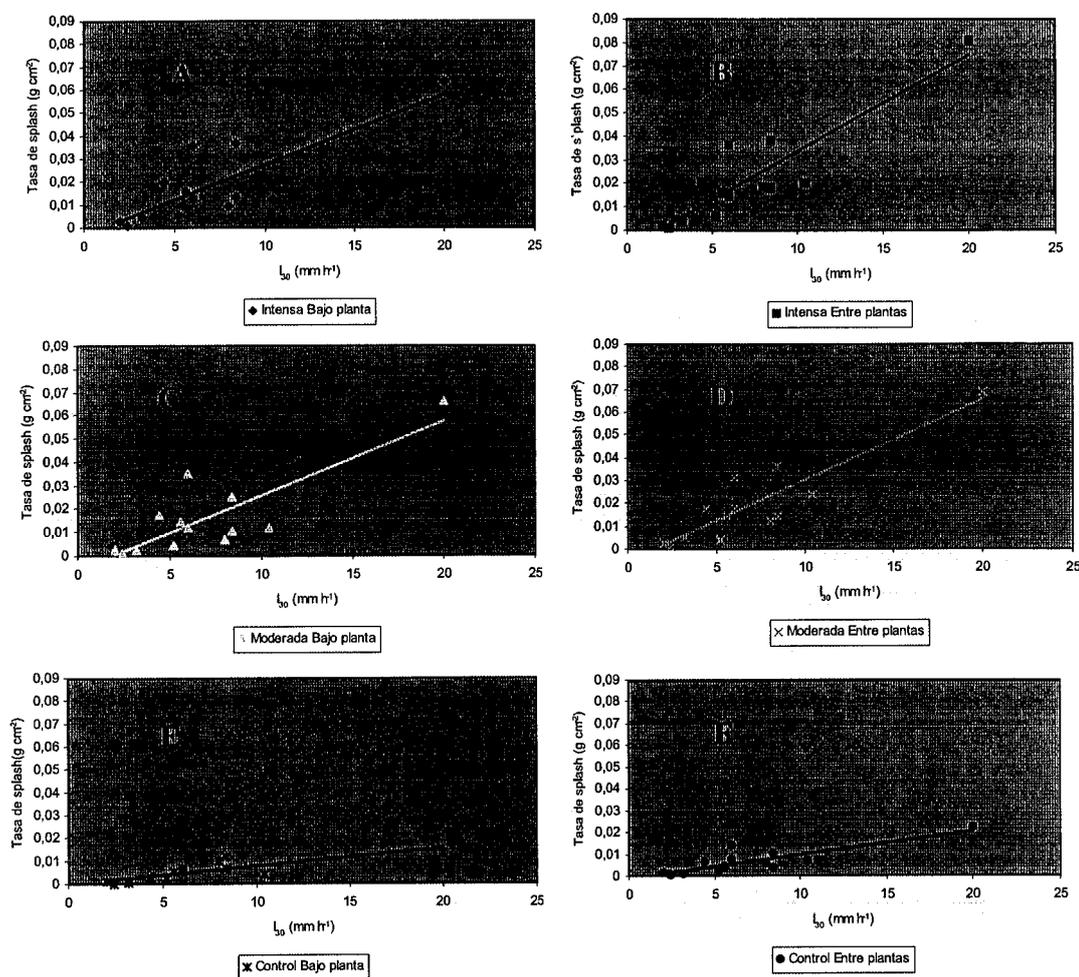


Figura 5.10.: Regresiones lineales entre la tasa de *splash* y la  $I_{30}$  en función de los cuatro tratamientos y los dos microambientes estudiados.

### Utilidad del modelo y significado de los parámetros

#### *El término independiente*

El término independiente (parámetro  $a$  en las Tablas 5.8. y 5.9.) del modelo, es el valor que nos permite estimar el umbral de intensidad de lluvia que inicia la movilización de suelo (umbral de intensidad de lluvia “erosiva”). A partir del valor del término independiente y la ecuación característica de cada tratamiento y cada superficie, para los suelos afectados por fuego y desnudo puede obtenerse una estimación del umbral de  $I_{30}$  que iniciaría la movilización (s.l.) del suelo (valor de  $I_{30}$  para Tasa de *splash* = 0). Dichos valores de intensidad de lluvia, indicados en la Tabla 5.8. estarían entre 0,3 y 2 mm h<sup>-1</sup>. El valor de  $a$  indicaría la susceptibilidad del suelo a la acción de la

lluvia sin capacidad de movilización de suelo ( $I_{30}$  próxima a 0), o lo que es lo mismo, la susceptibilidad de los agregados del suelo a la humectación brusca (“*slaking*”) al producirse la lluvia.

Tratamiento	a	b	$I_{30}$ para $y=0$	F	$R^2$
Intensa	$-5,04 \cdot 10^{-3} \pm 0,005^{ns}$	$3,57 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$	1,411	30,966	0,738 <sup>***</sup>
Moderada	$-5,53 \cdot 10^{-3} \pm 0,005^{ns}$	$3,35 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$	1,650	33,792	0,754 <sup>***</sup>
Control	$-3,22 \cdot 10^{-4} \pm 0,001^{ns}$	$9,19 \cdot 10^{-4} \pm 0,000^{***}$	0,350	44,931	0,803 <sup>***</sup>
Desnuda	$-4,04 \cdot 10^{-3} \pm 0,005^{ns}$	$3,71 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$	1,088	32,797	0,749 <sup>***</sup>

<sup>ns</sup> No Significativo.

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación  $p < 0,001$ .

**Tabla 5.8.: Valores de los parámetros de la Ecuación 5.5. y el valor de la  $I_{30}$  umbral estimada para una Tasa de Splash ( $y$ ) = 0, y la bondad del ajuste, en función del tratamiento.**

Resulta paradójico que los valores de  $I_{30}$  para iniciar la movilización del suelo son menores en el control (teóricamente de estructura menos degradada) y en el desnudo que en el resto de las superficies que han recibido el impacto del fuego, lo que podría ser interpretado como que los primeros son más erosionables por impacto de la gota. El resultado puede explicarse teniendo en cuenta que el valor de  $I_{30}$  obtenido indica la susceptibilidad de la estructura del suelo al subproceso de “desmoronamiento de los agregados del suelo o *slaking*” inducido por la humectación brusca (ver por ej. Hénin et al. 1958; Kemper & Rosenau, 1986; Le Bissonnais, 1996; Bryan, 1976 y Barthès et al., 2000), previo a su desagregación y desplazamiento por impacto de la gota con cierta energía cinética (ver por ejemplo Poesen & Savat, 1981 y Proffitt & Rose, 1991a). El primero depende de la estructura del suelo, de su estabilidad y de la porosidad. Investigadores como De Ploey & Múcher (1981) y Bollinne (1975) encontraron que los suelos de estructura más estable son también los más sensibles al proceso de “*slaking*” debido a la menor densidad de sus agregados, o dicho de otro modo, a que son mucho más porosos y el agua penetra en los poros provocando la separación de los agregados (Quirk & Murray, 1991) Esto explicaría los valores de  $I_{30}$  obtenidos en la Tabla 5.8.

Si determinamos el mencionado valor de  $I_{30}$  para los diferentes microambientes (ver Tabla 5.9.), se obtienen resultados similares a los anteriores, que nos indican indirectamente que la “calidad de la estructura” de las diferentes superficies aumenta en

el sentido *control bajo planta* > *control entre planta* > *moderada entre planta* ≥ *moderada bajo planta* = *intensa bajo planta* = *intensa entre plantas* y este gradiente de calidad de la estructura está inversamente relacionado con la susceptibilidad de la estructura a la humectación brusca inducida por lluvias no erosivas.

Tratamiento	Microambiente	a	b	I <sub>30</sub> para y = 0	b / 7,56 10 <sup>-4</sup>	R <sup>2</sup>
<b>Intensa</b>	Bajo planta	-3,01 10 <sup>-3</sup> ±0,006 <sup>ns</sup>	3,05 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>**</sup>	0,986	4,03	0,647 <sup>**</sup>
	Entre plantas	-7,07 10 <sup>-3</sup> ±0,005 <sup>ns</sup>	4,10 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>***</sup>	1,724	5,42	0,804 <sup>***</sup>
<b>Moderada</b>	Bajo planta	-5,88 10 <sup>-3</sup> ±0,005 <sup>ns</sup>	3,18 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>***</sup>	1,849	4,20	0,686 <sup>***</sup>
	Entre plantas	-5,18 10 <sup>-3</sup> ±0,004 <sup>ns</sup>	3,53 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>***</sup>	1,467	4,66	0,801 <sup>***</sup>
<b>Control</b>	Bajo planta	-1,66 10 <sup>-4</sup> ±0,001 <sup>ns</sup>	7,56 10 <sup>-4</sup> ±0,000 <sup>**</sup>	0,219	1	0,654 <sup>**</sup>
	Entre plantas	-8,10 10 <sup>-4</sup> ±0,002 <sup>ns</sup>	1,08 10 <sup>-3</sup> ±0,000 <sup>***</sup>	0,750	1,42	0,697 <sup>***</sup>

<sup>ns</sup> No Significativo.

<sup>\*\*</sup> Nivel de significación p < nivel 0,01.

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación p < nivel 0,001.

**Tabla 5.9.: Valores de los parámetros de la Ecuación 5.5. y el valor de la I<sub>30</sub> umbral estimada para una Tasa de Splash = 0, y la bondad del ajuste, en función del tratamiento y del microambiente.**

#### *La pendiente de la recta*

También a partir de los modelos de las Figuras 5.9. y 5.10, y las Tablas 5.8. y 5.9. podemos estudiar las pendientes de los ajustes lineales. Dicha pendiente nos indica el aumento de la tasa de splash por unidad de aumento de la intensidad de lluvia. Para una intensidad de lluvia dada, a mayor pendiente mayor susceptibilidad de la superficie del suelo a ser movilizado por las gotas de lluvia. Como puede observarse en la Tabla 5.8. la pendiente (parámetro **b**) aumenta en el sentido *control* < *moderada* < *intensa* ≈ *desnuda* y dentro de cada tratamiento, en el sentido *bajo planta* < *entre planta* (Tabla 5.9). Este resultado indica que los suelos que han recibido un impacto mayor (*desnudo* y afectado por *alta intensidad*) son más susceptibles que el afectado por *fuego moderado* y éstos más que el suelo *control*. En definitiva, el valor de la pendiente indica la erosionabilidad del suelo por splash, expresada en g cm<sup>-2</sup> h mm<sup>-1</sup>.

Las pendientes (parámetro **b**) características de cada tipo de microambiente de suelo estudiado se indican en la Tabla 5.9. Como puede observarse, dentro de cada tipo

de tratamiento, el microambiente *entre plantas* produce mayores tasas de splash por unidad de intensidad de lluvia que el microambiente *bajo planta*. Los microambientes *entre plantas* afectados por *alta intensidad* producen tasas de splash mayores que el suelo *desnudo*, seguidos del microambiente *entre plantas* afectado por *moderada intensidad*. Los microambientes *bajo planta* afectados por las *dos intensidades de fuego* tienen pendientes similares entre ellos y éstas son intermedias entre las anteriores y las obtenidas para los dos microambientes del suelo *control*, cuyas pendientes son mucho menores que las anteriores. En el suelo *control* también los microambientes *entre plantas* producen mayores tasas de splash que el suelo en el área de influencia de las plantas de matorral.

Si asumimos que el valor de la pendiente para el suelo *control* en el área de influencia del matorral (*control bajo planta*) indica la erosionabilidad (al impacto de la gota) del suelo no afectado por perturbaciones, podemos evaluar la susceptibilidad de cada tipo de microambiente a partir de las comparaciones entre el valor de la pendiente de su modelo y el de referencia. Dichas comparaciones se indican en la Tabla 5.9. en forma del cociente  $b / 7,56 \cdot 10^{-4}$ . Éste permite estimar la influencia de la perturbación producida por fuego (o la alteración del suelo por tala de la vegetación y paso de maquinaria) en la “erosionabilidad” del suelo (entendiendo ésta como su susceptibilidad a ser desagregado y movilizado por el impacto de la gota) de cada tipo de superficie estudiada. En el caso del microambiente *entre plantas* (suelo natural sin vegetación de matorral) no afectado por fuego, la tasa de movilización del suelo se incrementa 1,4 veces sobre la de referencia. En los microambientes *bajo planta* afectados por *intensidad de fuego alta y moderada*, se incrementa 4 veces y entre 5,4 y 4,7 veces en el caso de los microambientes *entre planta* afectados, respectivamente, por *alta y moderada intensidad de fuego*. El suelo afectado por la tala de la vegetación y el paso de maquinaria (desnudo) incrementaría su sensibilidad en 4,9 veces ( $.3,71 \cdot 10^{-3} / 7,56 \cdot 10^{-4}$ ). Por lo tanto, la tala del matorral y la alteración del suelo por el paso de maquinaria incrementan la erosionabilidad del suelo inducida por impacto de la gota de lluvia de forma similar a la que producen fuegos de verano de  $4 \text{ kg m}^{-2}$  de matorral.

A partir de los resultados obtenidos podemos estimar que la desaparición de la cubierta de matorral incrementa la erosionabilidad del suelo 1,4 veces. La eliminación de la vegetación junto con la entrada de calor en el suelo y su correspondiente modificación de propiedades físicas y químicas la hace aumentar entre 4 y 5 veces,

dependiendo de la intensidad (*moderada e intensa*, respectivamente). Podemos concluir que el impacto del fuego en el suelo y la pérdida de cubierta vegetal han producido un incremento considerable de la erosionabilidad del suelo por splash en las parcelas de La Concordia. La desagregación y la movilización de las partículas de suelo por impacto de la gota es el subproceso previo a la desagregación y arrastre de dichas partículas por acción de la escorrentía, por lo que es esperable que las tasas de erosión sufran un incremento proporcional al mencionado.

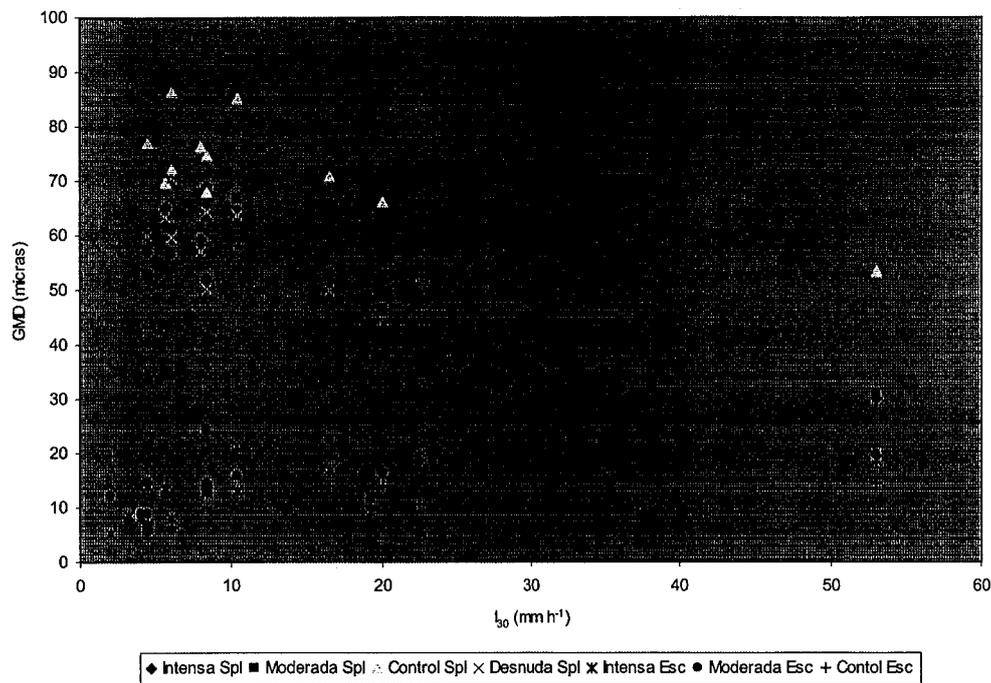
Para comprobar que realmente el proceso de desagregación y movilización de suelo por splash influye en la cantidad de sedimento movilizado por escorrentía, se han estudiado las relaciones entre ambos. Dichos resultados pueden verse al final del capítulo siguiente.

### **5.3.3. 3ª Parte: Resultados y discusión de la relación existente entre el tamaño medio geométrico (GMD) de los sedimentos movilizados por splash y escorrentía con la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ), y su relación con la erosionabilidad del suelo**

Para obtener una información más detallada del proceso de desagregación y movilización de partículas de suelo por salpicadura y escorrentía en las diferentes superficies, se han analizado las distribuciones de partículas en las muestras de splash y en la escorrentía recogida en los episodios de lluvia erosivos. En esta 3ª parte discutiremos los resultados obtenidos mediante la caracterización de dichas distribuciones a partir del diámetro medio geométrico (GMD) y su relación con la intensidad de lluvia  $I_{30}$  en cada uno de los episodios.

En Figura 5.11. se han representado las variaciones de GMD de los sedimentos movilizados por el impacto de las gotas de lluvia (splash) y los movilizados por el agua de escorrentía frente a la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ) de cada uno de los episodios estudiados.

En esta Figura 5.11. pueden observarse dos grupos de datos. El GMD de los sedimentos movilizados por el impacto de las gotas de lluvia (parte superior de la gráfica) es mucho mayor que el de los sedimentos movilizados por el agua de escorrentía (parte inferior de la gráfica). Este resultado sugiere que las partículas de suelo movilizadas por splash (de diámetro relativamente grande) sufren un proceso de selección en función de su tamaño antes de ser transportados por el agua de escorrentía (diámetro relativamente pequeño).



**Figura 5.11.:** Las variaciones de GMD de los sedimentos movilizados por el impacto de las gotas de lluvia (*splash*) y los movilizados por el agua de escorrentía frente a la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ) de cada uno de los episodios estudiados, en función del tratamiento.

### 5.3.3.1. GMD de los sedimentos movilizados por splash

Las variaciones del GMD del suelo movilizado por splash se han representado en la Figura 5.12. para mayor claridad. En la figura puede verse que se diferencian tres subgrupos, uno de ellos con valores de GMD entre 90 y 60  $\mu\text{m}$  que corresponde al control; otro, con valores entre 60 y 40  $\mu\text{m}$  que corresponde a los suelos afectados por fuego y, el tercero, con valores entre 60 y 20  $\mu\text{m}$  que corresponde al suelo desnudo.

Los valores de GMD de los sedimentos movilizados por splash disminuyen linealmente al aumentar la intensidad de lluvia ( $I_{30}$ ) (Ecuación 5.6.). Los parámetros del modelo de regresión obtenido así como la bondad de sus ajustes se indican en la Tabla 5.10.

$$GMD_{splash} = a + b \times I_{30} \quad \text{Ecuación 5.6.}$$

Tratamiento	a	b	F	R <sup>2</sup>
Intensa	65,359±2,956***	-0,681±0,122***	31,403	0,777***
Moderada	63,355±2,380***	-0,615±0,126***	23,804	0,726***
Control	79,304±2,666***	-0,495±0,141***	12,287	0,577***
Desnuda	67,153±2,349***	-0,921±0,124***	54,854	0,859***

\*\*\* Nivel de significación  $p < 0,001$ .

Tabla 5.10.: Los parámetros del modelo de regresión de la Ecuación 5.6. y la bondad de sus ajustes.

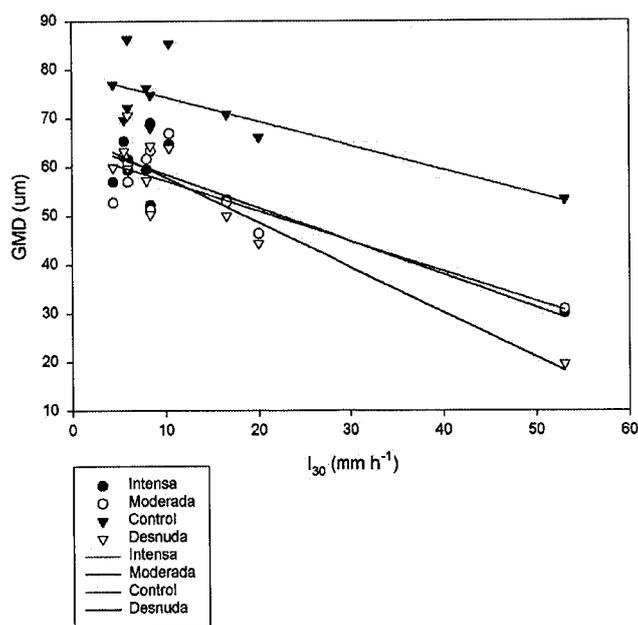


Figura 5.12.: Las variaciones de GMD de los sedimentos movilizados por el impacto de las gotas de lluvia (*splash*) frente a la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ) de cada uno de los episodios estudiados en función del tratamiento.

## Significado de los parámetros

### *El término independiente*

El término independiente (parámetro **a**), indica el tamaño medio de partícula representativo de los agregados del suelo de cada superficie resultante de la acción de una lluvia no erosiva ( $I_{30}$  próxima a 0), es decir, el diámetro medio de partícula resultante de la humectación brusca de los agregados que forman la estructura del suelo. De acuerdo al valor de **a**, cuando el suelo de las distintas superficies se humecta bruscamente los agregados resultantes tienen tamaño de microagregados (250-50  $\mu\text{m}$ ). El tamaño medio de los microagregados del suelo control es significativamente mayor que el resto y está más próximo al límite superior del tamaño de partícula "arena muy fina" (100-50  $\mu\text{m}$ ), mientras que en el resto de las superficies se aproxima más al límite superior del tamaño "limo" (50-2  $\mu\text{m}$ ). Este resultado, que es coherente con los obtenidos en otros suelos valencianos (Sanroque et al. 1988), confirma la mayor estabilidad de la estructura del suelo control a la acción desagregadora del agua por humectación brusca. Dicha resistencia se manifiesta en que se liberan microagregados de mayor tamaño.

### *La pendiente de la recta*

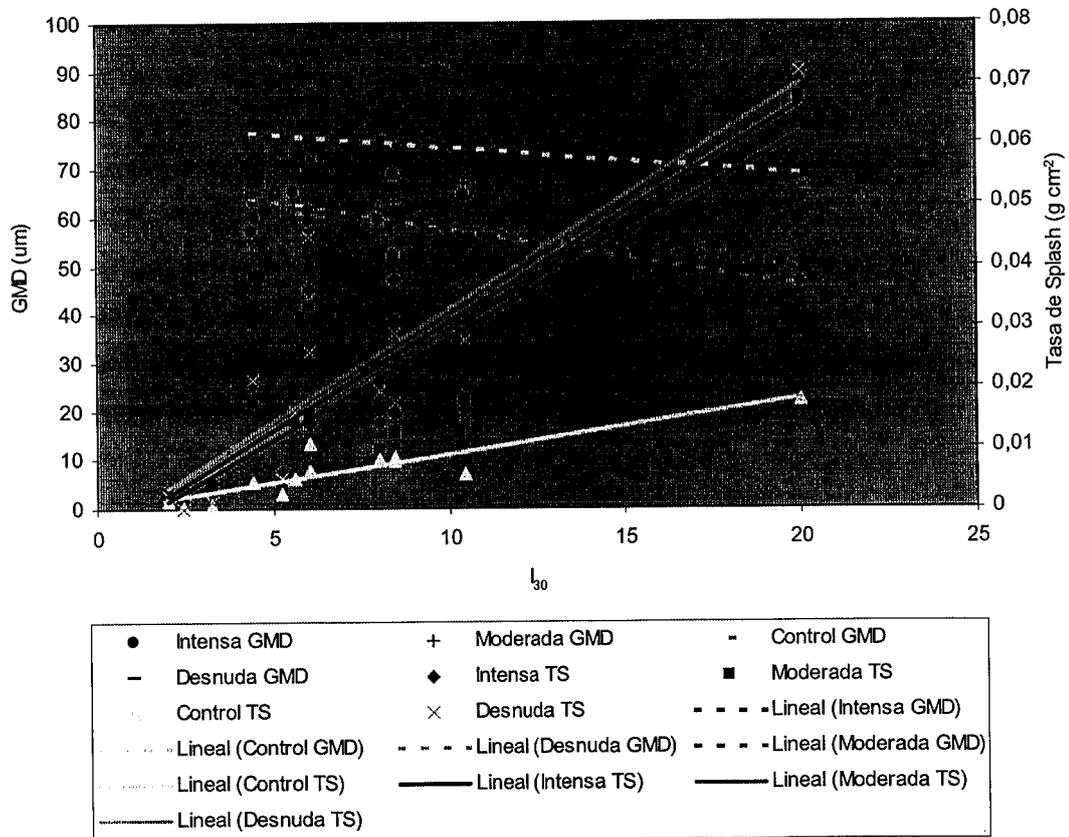
La pendiente de la recta (parámetro **b**) tiene signo negativo e indica la disminución del tamaño medio de partícula movilizada por unidad de aumento de la intensidad de lluvia. A mayor valor absoluto del parámetro **b** mayor disminución del tamaño inicial. Este parámetro indica cuánto se reduce el tamaño de las partículas del suelo de cada superficie al ser desagregadas por impacto de la gota de lluvia.

La tendencia decreciente del tamaño medio de las partículas al aumentar la intensidad de lluvia tiene un importante significado ecológico puesto que indica indirectamente cómo se desagrega el suelo al recibir el impacto de la lluvia pare ser movilizado por splash.

El proceso de desagregación del suelo por impacto de la lluvia depende de la estabilidad de los agregados en cada superficie (ver p.ej. Sanroque et al. 1988 y Truman & Bradford, 1990). En el Capítulo 4 se explicó que los agregados del suelo control son los más estables por la cantidad y calidad de su materia orgánica. Los agregados que han

recibido el impacto del fuego han experimentado la mineralización de la materia orgánica que conduce a una “reagregación física” de los limos y arcillas inducida por el calor y a una disminución de su porosidad. Este proceso debe disminuir su estabilidad a la acción de la lluvia y, por tanto, es esperable que el suelo sea más sensible a ella (ver p.ej. Giovannini et al, 1998). También en dicho capítulo se explicó que los agregados de mayor tamaño (macroagregados) están compuestos por microagregados unidos entre sí por restos vegetales (Tisdall & Oades, 1982; Oades & Waters, 1991). Dichas partículas orgánicas le confieren porosidad. Cuando las gotas de lluvia inciden en ellos, el primer proceso que tiene lugar es el hinchamiento por penetración de agua en los poros y la separación de los macroagregados en microagregados (Quirk & Murray, 1991) Este proceso se denomina “*slaking*” y no precisa de otra energía adicional como la energía cinética de la lluvia para producirse. Es precisamente ésta la que permitirá la ruptura de los anteriores para que puedan ser movilizados, puesto que los fragmentará en otros de menor peso y tamaño, características fundamentales para permitir su movilización (ver por ej. Poesen & Savat, 1980, Proffitt et al. 1993). En los suelos naturales, cuanto más estables a la acción desagregadora del impacto de lluvia son los macroagregados, éstos se separan en microagregados de mayor tamaño y mayor estabilidad cuanto más estables son los primeros (Oades & Waters, 1991). La intensidad de la lluvia es un parámetro indicativo de la potencia desagregadora de la lluvia (ver por ej. Rubio & Calvo, 1996). Para la misma intensidad y siempre que no se supere el tamaño límite, en los suelos bien estructurados las gotas pueden movilizar tamaños de partícula tanto mayores cuanto mayor sea la estabilidad de los agregados del suelo (De Ploey & Múcher, 1981). Sin embargo, ello no significa que puedan sufrir una exportación fuera de las laderas ya que cuanto mayor peso y tamaño tengan más fácil será su sedimentación. Al aumentar la intensidad de lluvia aumenta su energía cinética y, por tanto, su poder desagregador, que puede afectar también a los microagregados. También en función de la estabilidad de éstos, dicha lluvia intensa movilizará tamaños de partícula siguiendo un gradiente de mayor a menor tamaño según la estabilidad de los microagregados.

Los valores del GMD de los sedimentos movilizados por splash de la Figura 5.12. indican claramente el proceso explicado anteriormente. En el rango de intensidades de lluvia estudiado, en el suelo natural no incendiado se movilizan microagregados de tamaño entre 90 y 65  $\mu\text{m}$  mientras que en el suelo afectado por fuego y el desnudo, el tamaño de partícula movilizado es inferior (entre 65 y 40  $\mu\text{m}$ ). Este resultado indica que los segundos son menos estables, y, por tanto, más sensibles a la acción desagregadora de la lluvia, lo que queda reflejado en el menor tamaño de partícula resultante tras el impacto de la gota. Dicha mayor sensibilidad queda reflejada al observar el modelo lineal decreciente de la Figura 5.12. que indica cómo disminuye el tamaño de partícula del sedimento movilizado en cada tipo de superficie analizada al aumentar la intensidad de lluvia.



**Figura 5.13: Variaciones del GMD y la cantidad de sedimento movilizado por el splash y la  $I_{30}$  para cada uno de los episodios de lluvia en función del tratamiento.**

Si contrastamos los resultados anteriores con la cantidad de sedimento movilizado en cada tratamiento (Figura 5.13.) puede observarse que las superficies con

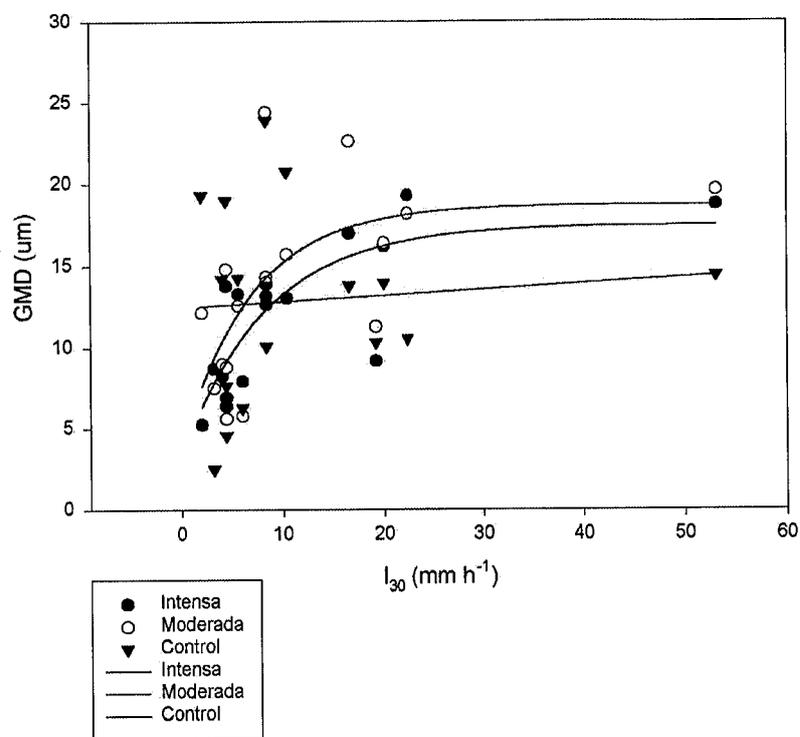
menor valor absoluto del parámetro **b** en el modelo de regresión lineal entre el GMD y la intensidad de lluvia también tienen un menor valor de **b** (pendiente de la recta) en el modelo que relaciona la cantidad de sedimento movilizado por splash y la intensidad de lluvia. Es decir, a partir de las relaciones indicadas en la Figura 5.13 podemos decir que en el suelo control se moviliza mucha menor proporción de suelo y el que se moviliza lo hace en forma de microagregados (valor de GMD más alto), mientras que en el suelo incendiado y en el desnudo éstos se destruyen por acción de la lluvia, se movilizan más partículas de suelo y éstas son de tamaño limo (GMD más bajo). De acuerdo con Poesen & Savat (1981) existe una relación inversa entre el tamaño medio de partícula y su susceptibilidad a ser transportado. Por tanto, en las superficies afectadas por fuego y el suelo desnudo no sólo se desagrega mayor cantidad de suelo sino que éste es más transportable por splash. Además, dado que la relación entre diámetro medio y transportabilidad en el proceso de movilización por escorrentía es similar a la existente en el proceso de movilización por splash (Poesen, 1981), podemos decir, por tanto, que también las superficies afectadas por fuego y desnuda serán más susceptibles a la movilización de partículas de suelo por acción de la escorrentía, siempre teniendo en cuenta que existe un tamaño de partícula límite por encima del cual las partículas de suelo no son arrastradas por la escorrentía, como podrá observarse a continuación.

### **5.3.3.2. GMD de los sedimentos del agua de escorrentía**

Antes de explicar los resultados del GMD de los sedimentos del agua de escorrentía debe tenerse en cuenta que los resultados hacen referencia sólo a los sedimentos suspendidos en el agua recogida en los colectores. En episodios de lluvia intensos se han observado sedimentos, en ocasiones muy abundantes, retenidos en las rejillas de 2 mm previas a los colectores. Por tanto, los tamaños que potencialmente han podido pasar con el agua son los menores a 2 mm.

El GMD de los sedimentos del agua de escorrentía (Figura 5.14.) varía entre 20 y 2  $\mu\text{m}$ . Claramente puede observarse que son las partículas de tamaño limo y arcilla las más transportables por acción de la escorrentía. El GMD de los sedimentos en el agua de escorrentía es inferior al de los sedimentos movilizados por splash. Este resultado indica que los microagregados estables (agregados o arenas de tamaño entre 250 y 800  $\mu\text{m}$ ) movilizados por splash, sufren procesos de sedimentación a lo largo de la parcela o

quedan retenidos en la rejilla y no son exportados con el agua de escorrentía. Por otro lado, los microagregados inestables también movilizados por splash, al ser afectados por la acción de la escorrentía, sufren un efecto desagregador adicional al ejercido por la gota de lluvia, que se traduce en una disminución del tamaño de las partículas movilizadas por splash en cada superficie. Cuando la intensidad es baja, los sedimentos del agua de escorrentía tienen tamaños muy pequeños y éste aumenta al aumentar la intensidad de lluvia debido a que también aumenta su capacidad de transporte.



**Figura 5.14.:** Las variaciones de GMD de los sedimentos movilizados por el agua de escorrentía frente a la intensidad máxima de lluvia ( $I_{30}$ ) de cada uno de los episodios estudiados en función del tratamiento.

Al tratar de obtener un modelo matemático que explique las variaciones de los valores de GMD de la escorrentía con las variaciones de  $I_{30}$ , se observa que en los suelos afectados por fuego el mejor ajuste se obtiene para un modelo exponencial creciente asintótico (Ecuación 5.7.):

$$GMD_{escorrentía} = a + b \times (1 - e^{-c \times I_{30}}) \quad \text{Ecuación 5.7.}$$

Los parámetros del modelo indicado por la ecuación 5.7. y la bondad del ajuste pueden observarse en la Tabla 5.11.

La variabilidad en el suelo control es grande (ver Figura 5.14.) y la tendencia de los valores del GMD no se puede describir con los datos disponibles, aunque podría interpretarse asumiendo que el GMD de los sedimentos de la escorrentía recogida en las parcelas control parece depender de otros parámetros más que de la intensidad de lluvia.

Tratamiento	a	b	c	F	R <sup>2</sup>
Intensa	3,272±3,788 <sup>ns</sup>	14,220±3,290 <sup>***</sup>	0,122±0,073 <sup>ns</sup>	11,531	0,622 <sup>***</sup>
Moderada	3,904±7,009 <sup>ns</sup>	14,815±6,127 <sup>**</sup>	0,145±0,131 <sup>ns</sup>	4,545	0,394 <sup>**</sup>
Control	17,8±212,7 <sup>ns</sup>	-4,9±212,7 <sup>ns</sup>	>1 10 <sup>20</sup> <sup>***</sup>	0,000	0,000 <sup>ns</sup>
	12,463±2,031 <sup>***</sup>	0,037±0,120 <sup>ns</sup>		0,092	0,006 <sup>ns</sup>

<sup>ns</sup> No significativo.

<sup>\*\*</sup> Nivel de significación p<0,01.

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación p<0,001.

**Tabla 5.11.: Parámetros de los modelos ensayados para describir las variaciones del GMD de los sedimentos en el agua de escorrentía y bondad de los ajustes.**

Como puede observarse en la Tabla 5.11., en el caso del suelo afectado por alta intensidad el ajuste es relativamente bueno y significativo ( $R^2 = 0,62$ ) y en el afectado por moderada intensidad es peor, aunque también significativo. El que los datos se ajusten a dicho modelo significa que a bajas intensidades de lluvia el agua de escorrentía lleva en suspensión sedimentos de pequeño tamaño y este tamaño aumenta a medida que aumenta la intensidad hasta un umbral, a partir del cual el GMD es constante (asintótico). El valor asintótico de GMD indicaría el tamaño medio de las partículas de suelo resultantes de la máxima acción desagregadora inducida por impacto de la gota y por la escorrentía.

En el caso del suelo control, el GMD de los sedimentos del agua de escorrentía no parece depender de la intensidad ya que no se ajusta ni al modelo exponencial asintótico (X), ni a uno lineal, pero también varía en el mismo rango de tamaños.

#### Significado de los parámetros del modelo

El parámetro **a** indica el valor del GMD a intensidades de lluvia muy bajas. En ninguno de los tratamientos de fuego, el valor de dicho parámetro es significativo para el modelo debido a que el error de la estimación es mayor que el valor medio (ver Tabla 5.11.). Por tanto, las variaciones del GMD en el agua de escorrentía pueden describirse prescindiendo de dicho parámetro **a**. En el suelo afectado por intensidad moderada el valor de **a** comparado con el del afectado por alta intensidad indicaría (en el caso de que **a** fuese significativo) que los sedimentos en el agua de escorrentía producida por intensidades de lluvia bajas, tienen un tamaño de limo muy fino, ligeramente superior al obtenido para el suelo afectado por fuego intenso. Aunque las diferencias no son significativas, el resultado indica que este último es algo más susceptible a la acción conjunta de la gota de lluvia y la escorrentía, y se desagrega dando tamaños más pequeños y en mayor proporción (ver Figura 5.13.).

El parámetro **b** es el valor del GMD asintótico e indica el mayor tamaño de partícula transportable por el agua de escorrentía en el rango de intensidad de lluvia entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup> estudiado. Dicho tamaño es del orden de 14 µm, es decir, de tamaño limo medio. De nuevo, tal como puede observarse en la Tabla 5.11., el tratamiento de fuego intenso produce, a intensidades de lluvia alta, sedimentos en el agua de escorrentía de tamaño medio ligeramente menor y de menor variabilidad que el moderado. El valor de intensidad de lluvia necesario para alcanzar el tamaño medio de partícula representado por el GMD asintótico (parámetro **b**) es de 12,04 y 9,19 mm h<sup>-1</sup> para la *intensa* y *moderada* respectivamente. Este valor de alrededor de 10 mm h<sup>-1</sup> de intensidad coincide con el valor **a** partir del cual, en la Figura 5.8., los episodios de lluvia se calificaron como de alta intensidad por sus valores de tasa de splash.

El parámetro **c** indica la pendiente media de la curva hasta alcanzar el valor asintótico. Como se observa en la Tabla 5.11., dicho valor no es significativo en ninguno de los dos tratamientos de fuego. Para el suelo afectado por fuego moderado es de 0,14 µm y de 0,12 µm para el intenso. Este parámetro significa que por cada unidad de aumento de la intensidad de lluvia, el GMD del sedimento en la escorrentía se incrementa en 0,14 y 0,12 µm respectivamente. Dicho de otro modo, para un mismo valor de intensidad de lluvia inferior al asintótico, un mayor valor de **c** indicaría que el diámetro medio del sedimento en el agua de escorrentía sería también mayor. Es decir, en el agua de escorrentía de las parcelas afectadas por intensidad moderada habría menor carga de sedimentos (ver Figura 5.14.) y éstos tendrían mayor tamaño medio, lo

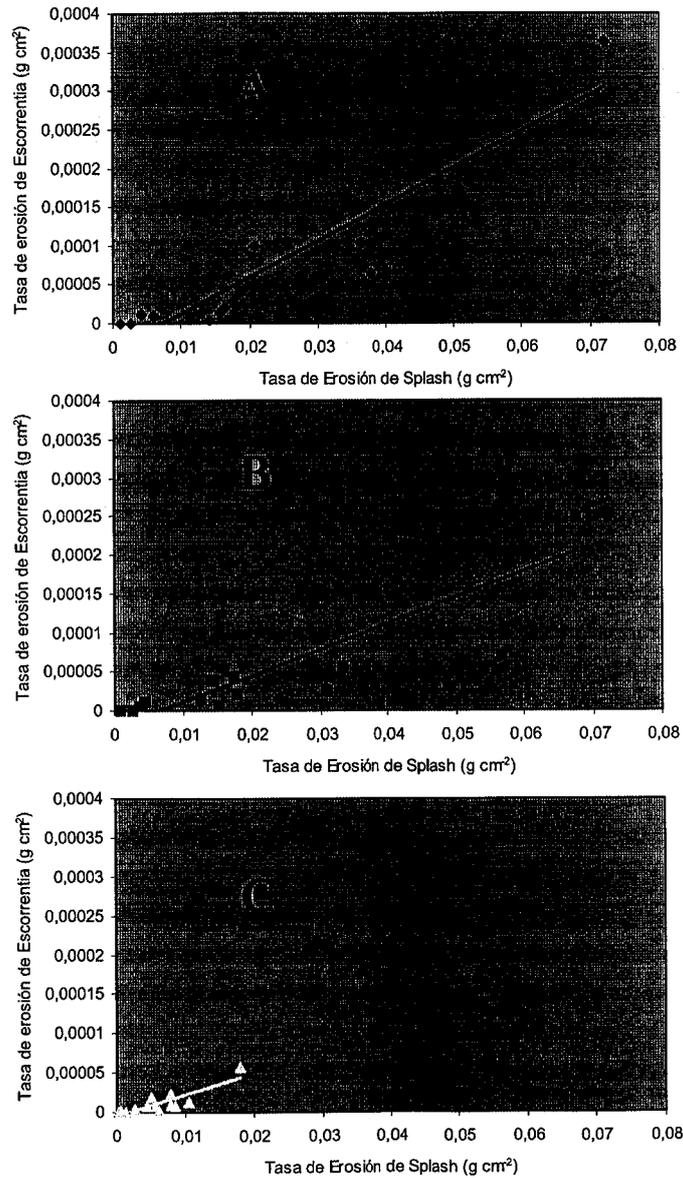
que indicaría que los agregados del suelo afectado por intensidad moderada tienden a ser menos sensibles a la acción erosiva de la lluvia debido a una menor desagregación y un menor transporte de sedimentos. No obstante, debido a la gran variabilidad de los valores obtenidos no podemos decir que dichas tendencias sean estadísticamente significativas entre los dos tratamientos de fuego.

### **5.3.3.3. Relación entre las tasas de movilización por splash y la producción de sedimentos por escorrentía en las parcelas de La Concordia**

A partir de las medidas de erosión en las parcelas de la Concordia realizadas por Gimeno-García (1999) y Gimeno-García et al. (2001), en los episodios de lluvia comunes, se ha investigado la relación existente entre las tasas de splash y las tasas de producción de sedimento en las parcelas de La Concordia. Estas segundas indicarían la tasa conjunta de producción y movilización de sedimentos por los dos subprocesos de erosión de suelo (impacto de la gota y acción de la escorrentía).

En la Figura 5.15. (gráficos A, B y C) se representan, para cada tratamiento, las variaciones de la tasa de splash y las variaciones de la tasa de producción de sedimentos por escorrentía. Como puede observarse, en el rango de intensidades de lluvia estudiado, estas relaciones son lineales. Este resultado nos induce a plantear como hipótesis de trabajo que la cantidad de sedimentos movilizada por escorrentía puede depender de la cantidad de suelo movilizada por splash.

Para confirmar la hipótesis de que la cantidad de sedimentos recogida en la escorrentía de cada episodio de lluvia es función de la cantidad de suelo movilizado por splash se han obtenido los parámetros del modelo. Los parámetros del modelo de regresión lineal entre la producción de sedimentos (valores de  $y$ , en  $\text{g cm}^{-2}$ ) y la tasa de splash (variable dependiente, valores de  $x$  en  $\text{g cm}^{-2}$ ) (Ecuación 5.8.) así como el coeficiente  $R^2$  se indican en la Tabla 3.11.



**Figura 5.15.:** Ajuste lineal de las variaciones de la tasa de splash y la tasa de producción de sedimentos por escorrentía para cada uno de los tratamientos estudiados (A: Intenso; B: Moderado; C: Control).

$$TasaErosión_{Escorrentía} = a + b * TasaErosión_{Splash} \quad \text{Ecuación 5.8.}$$

Tratamiento	a	b	F	R <sup>2</sup>
Intensa	-3,34 10 <sup>-5</sup> ±0,000 <sup>ns</sup>	4,68 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>***</sup>	61,175	0,860 <sup>***</sup>
Moderada	-2,22 10 <sup>-5</sup> ±0,000 <sup>ns</sup>	3,35 10 <sup>-3</sup> ±0,000 <sup>***</sup>	51,078	0,836 <sup>***</sup>
Control	-5,03 10 <sup>-6</sup> ±0,000 <sup>ns</sup>	2,79 10 <sup>-3</sup> ±0,001 <sup>***</sup>	29,390	0,728 <sup>***</sup>

<sup>ns</sup> No Significativo.

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación p<nivel 0,001.

**Tabla 5.12.: Los parámetros del modelo de regresión de la Ecuación 5.8. y la bondad de sus ajustes.**

Los resultados del coeficiente R<sup>2</sup> indican que se puede predecir la producción de sedimentos en el suelo afectado por fuego (intenso y moderado) y en el control a partir de las tasas de splash en un 86, 83 y 73% (respectivamente) de los episodios. O, lo que es lo mismo, dado que todos ellos son muy significativos, la movilización de suelo por erosión, en el rango de intensidades de lluvia estudiados, depende linealmente de la movilización de partículas de suelo por splash en las diferentes superficies.

### Significado de los parámetros del modelo

#### *El término independiente*

El parámetro **a** (término independiente) tiene un valor negativo en todos los casos, lo que indica que es necesario que se movilice cierta cantidad de suelo por splash, antes de que se inicie la movilización de éste por escorrentía. Los valores de **a** obtenidos (Tabla 3.11.) indican que dicha cantidad de suelo es del orden de 3,34 10<sup>-5</sup>, 2,22 10<sup>-5</sup>, 5,03 10<sup>-6</sup> g cm<sup>-2</sup> respectivamente en los tratamientos de fuego (intenso y moderado) y control. Para un valor de suelo erosionado por escorrentía igual a cero, podemos obtener el correspondiente movilizado por splash, y, a partir de las relaciones de éste último con la intensidad de lluvia (Figura 5.9. y Tabla 5.8.) podemos obtener la intensidad de lluvia “umbral” para el que el suelo movilizado por splash es desagregado adicionalmente y transportado por escorrentía. A continuación se indican dichos valores umbrales para

cada uno de los tratamientos, y se compara con el umbral de intensidad de lluvia que produce arranque y movilización de partículas de suelo por splash.

Si partimos de la Ecuación 5.8.

$$TasaErosión_{Escorrentía} = a + b.TasaErosión_{Splash} \quad \text{Ecuación 5.8.}$$

y hacemos  $TasaErosión_{Escorrentía} = 0$ , podemos obtener el valor de  $TasaErosión_{Splash}$  umbral para el inicio de la escorrentía. De esta forma, los valores umbrales que se obtienen para cada uno de los tratamientos son los siguientes:

$$\text{Intenso} = 0,0071 \text{ g cm}^{-2}$$

$$\text{Moderado} = 0,0066 \text{ g cm}^{-2}$$

$$\text{Control} = 0,0018 \text{ g cm}^{-2}$$

Si estos valores umbrales se sustituyen en la Ecuación 5.5.

$$TasaErosión_{Splash} = a + b.I_{30} \quad \text{Ecuación 5.5.}$$

podemos obtener los valores umbrales de intensidad de lluvia ( $I_{30}$ ), que empiezan a generar erosión por escorrentía. Dichos valores para cada tratamiento son los siguientes:

$$\text{Intenso} = 3,405 \text{ mm h}^{-1}$$

$$\text{Moderado} = 3,620 \text{ mm h}^{-1}$$

$$\text{Control} = 2,310 \text{ mm h}^{-1}$$

Como puede observarse en el desarrollo anterior, este umbral de intensidad está entre 3 y 4  $\text{mm h}^{-1}$  para el suelo afectado por fuego, y es ligeramente inferior para el suelo control, lo que puede resultar paradójico si no se tiene en cuenta, además, la cantidad y la calidad del sedimento transportado por la escorrentía en cada tipo de superficie. En el suelo control la escorrentía transporta poco sedimento y el tamaño de éste no parece depender de la intensidad de la lluvia (ver Figura 5.15). Esto equivale a decir que el suelo control es poco erosionable y que su erosionabilidad varía poco con la intensidad de lluvia. En cambio, la erosionabilidad del suelo afectado por fuego cambia con la intensidad de lluvia, hecho referenciado para otros suelos en la bibliografía (Morgan, 1983) y que se traduce en una mayor cantidad de suelo que se erosiona y en variaciones de su tamaño que dependen de la intensidad. Dicho tamaño es de arcilla y limo fino en el rango de intensidades entre 3 y 10  $\text{mm h}^{-1}$ , y de tamaño limo medio entre 10 y 20  $\text{mm h}^{-1}$ . Siguiendo el razonamiento, en este rango de intensidades de lluvia debe

ocurrir también una mayor desagregación de suelo que es la que debe facilitar una mayor movilización de partículas por splash y escorrentía. Podemos decir también que en el rango de intensidades de lluvia entre 3 y 10 mm h<sup>-1</sup> (Intensidad considerada como “moderada” en la Figura 5.8.) las partículas de suelo más transportables por escorrentía son las arcillas y los limos finos, mientras que entre 10 y 20 mm h<sup>-1</sup> su capacidad de transporte aumenta hasta el tamaño de limo medio. La cantidad de suelo erosionado en cada parcela dependerá de la cantidad de escorrentía que se genere en ella, ésta a su vez dependerá del tamaño de partícula del suelo resultante de la desagregación inducida por el impacto de la intensidad de la lluvia sobre el suelo, lo que, además, condicionará el tamaño de partícula del sedimento arrastrado.

#### *La pendiente de la recta*

El parámetro **b** indica el aumento en la producción de sedimentos por unidad de aumento de la tasa de splash (a su vez dependiente de la intensidad de lluvia). Como puede observarse en la Tabla 5.12., dicho valor aumenta en el orden *intensa* ( $4,7 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$ ) > *moderada* ( $3,3 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$ ) > *control* ( $2,8 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$ ). Es decir, para una misma cantidad de suelo movilizado por splash, la cantidad de suelo movilizada por escorrentía aumenta más en el suelo afectado por la mayor intensidad de fuego, lo que equivale a decir que es más susceptible al proceso de erosión (erosionabilidad).

La comparación entre este parámetro **b** y el obtenido en la Tabla 5.8. (parámetro **b** del modelo de regresión lineal entre tasa de splash e intensidad de lluvia) nos daría una idea de la proporción en que se incrementa la desagregación y la movilización del suelo por escorrentía después de que los agregados del suelo han recibido el impacto de la gota de lluvia.

Tratamiento	<b>b</b> de la Tabla 5.8.	<b>b</b> de la Tabla 5.12.
Intensa	$3,57 \cdot 10^{-3} \pm 0,001$ ***	$4,68 \cdot 10^{-3} \pm 0,001$ ***
Moderada	$3,35 \cdot 10^{-3} \pm 0,001$ ***	$3,35 \cdot 10^{-3} \pm 0,000$ ***
Control	$9,19 \cdot 10^{-4} \pm 0,000$ ***	$2,79 \cdot 10^{-3} \pm 0,001$ ***

\*\*\* Nivel de significación  $p < 0,001$ .

**Tabla 5.13.:** Los parámetros **b** de las Tabla 5.8. y 5.12. para cada uno de los tratamientos.

En la Tabla 5.13. se indica la susceptibilidad del suelo de cada tipo de tratamiento al proceso de movilización por splash (primera columna) y la susceptibilidad relativa de éste a ser movilizado por escorrentía (segunda columna). El valor **b** de la segunda columna indicaría, por la tanto, la erosionabilidad del suelo (susceptibilidad los dos subprocesos). En dicha tabla puede observarse que el suelo menos susceptible a la acción del splash es el *control*, seguido por el suelo afectado por *moderada* intensidad. El más susceptible es el suelo afectado por *alta* intensidad de fuego. La movilización de suelo por cada unidad de aumento de la intensidad de lluvia en el suelo control depende más de la acción de la escorrentía que del splash ( $2,79 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  frente a  $9,19 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-2}$  respectivamente). En el caso del suelo afectado por intensidad moderada, la acción desagregadora de la gota de lluvia es el principal proceso condicionante de la movilización por escorrentía ( $3,35 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  movilizados por splash frente a  $3,35 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  movilizados por escorrentía). En el caso del suelo afectado por alta intensidad, la escorrentía produce una desagregación adicional de  $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  por  $\text{mm h}^{-1}$  de aumento de la intensidad de la lluvia sobre los  $3,57 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  de suelo movilizados por splash para alcanzar la tasa de  $4,68 \cdot 10^{-3} \text{ g cm}^{-2}$  correspondiente a la obtenida en el agua de escorrentía.

### **Erosión del suelo incendiado en episodios de lluvia de gran intensidad**

Con las relaciones lineales obtenidas entre las tasas de movilización de suelo por escorrentía y por splash, y las de ésta con la intensidad de lluvia, puede decirse que, en el rango de intensidades de lluvia estudiado, la tasa de splash varía linealmente con la intensidad de lluvia y que éstas también hacen variar linealmente las tasa de erosión por escorrentía. Sin embargo, en la bibliografía hay referencias que indican la no linealidad de dichas relaciones (Morgan, 1983). Nuestros resultados indican que, al menos para intensidades de lluvia menores a  $20 \text{ mm h}^{-1}$  dichas relaciones son lineales. No obstante, otros datos adicionales de los que se dispone, que corresponden a un episodio de lluvia de intensidad  $53,1 \text{ mm h}^{-1}$  ocurrido en septiembre de 1995 (la fecha del incendio fue el 20-21 de Junio), y que no ha sido considerado hasta ahora porque en este periodo las cápsulas de splash estaban siendo validadas todavía y, por tanto, no teníamos pruebas suficientes sobre su buen funcionamiento, parecen indicar que, para intensidades de lluvia por encima de  $20 \text{ mm h}^{-1}$ , las tasas de movilización por splash (y también las tasas

de erosión, dada la estrecha dependencia entre ambas) no son lineales. De hecho, para un rango de intensidades de lluvia más amplio, que incluye intensidades del orden de 53,1 mm h<sup>-1</sup>, el mejor modelo de obtención de las tasas de splash y de erosión por escorrentía a partir de la intensidad de lluvia sería un modelo cuadrático. Dicha afirmación se apoya en las observaciones que se ilustran en el párrafo siguiente.

Los datos de splash y de escorrentía del episodio mencionado han sido incluidos junto a los de los restantes episodios estudiados y se han realizado de nuevo ajustes lineales ( $Tasa\ de\ Erosión_{Escorrentía} = a + b\ Tasa\ Erosión_{Splash}$ ) y cuadráticos ( $Tasa\ de\ Erosión_{Escorrentía} = a + b\ Tasa\ Erosión_{Splash} + c\ (Tasa\ Erosión_{Splash})^2$ ) entre las tasas de splash y de erosión por escorrentía. Los parámetros de dichos modelos y sus coeficientes R<sup>2</sup> se indican en la Tabla 5.14. Como puede observarse en dicha tabla, al incorporar los datos del mencionado episodio, en los suelos afectados por la intensidad del fuego el ajuste de los datos al modelo cuadrático es mucho mejor que el lineal (R<sup>2</sup> de 0,99 frente a 0,82 en la Intensa; 0,99 frente a 0,84 en la moderada). El coeficiente R<sup>2</sup> del suelo control es similar para ambos modelos, lo que, comparado con el suelo incendiado indica que el suelo control se comporta de forma lineal también para intensidades de lluvia muy altas. Por tanto, aún cuando sólo disponemos de un valor de intensidad de lluvia muy elevado, parece posible que, en el suelo incendiado, la tasa de erosión por escorrentía aumente con el cuadrado de la tasa de splash (y, por tanto con el cuadrado de la intensidad, dadas las relaciones lineales entre ambas, ver Tabla 5.8 y Figura 5.9), mientras que en el suelo control lo hace de forma lineal. Dicho resultado confirma indirectamente que la erosionabilidad del suelo afectado por fuego no es constante, sino que aumenta a medida que aumenta la intensidad de la lluvia. Este tipo de relaciones pueden observarse gráficamente en la Figura 5.16. (gráficos A, B y C).

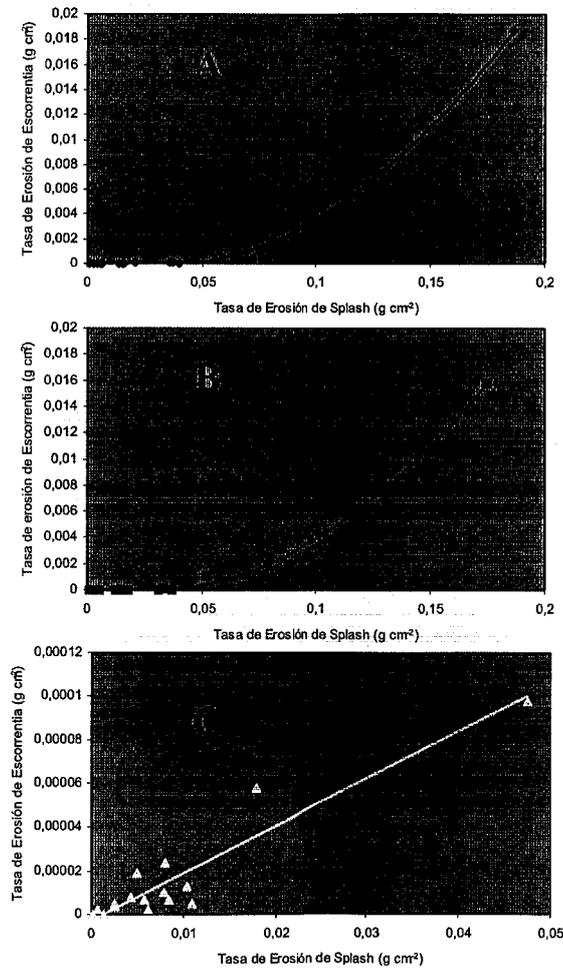
Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>
-------------	---	---	---	----------------

<b>Intenso lineal</b>	$-0,001 \pm 0,000^*$	$0,092 \pm 0,012^{***}$		$0,817^{***}$
<b>Intenso Cuadrático</b>	$3,66 \cdot 10^{-4} \pm 1,34 \cdot 10^{-4}^*$	$-0,044 \pm 0,006^{***}$	$0,763 \pm 0,032^{***}$	$0,996^{***}$
<b>Moderado lineal</b>	$-1,4 \cdot 10^{-3} \pm 5,12 \cdot 10^{-4}^*$	$0,084 \pm 0,010^{***}$		$0,835^{***}$
<b>Moderado Cuadrático</b>	$2,42 \cdot 10^{-4} \pm 1,48 \cdot 10^{-4}^{ns}$	$-0,032 \pm 0,007^{***}$	$0,691 \pm 0,040^{***}$	$0,993^{***}$
<b>Control lineal</b>	$-2,48 \cdot 10^{-6} \pm 2,96 \cdot 10^{-6}^{ns}$	$2,16 \cdot 10^{-3} \pm 2,12 \cdot 10^{-3}^{***}$		$0,882^{***}$
<b>Control Cuadrático</b>	$-3,01 \cdot 10^{-6} \pm 4,61 \cdot 10^{-6}^{ns}$	$2,28 \cdot 10^{-3} \pm 7,83 \cdot 10^{-4}^{***}$	$-0,002 \pm 0,016^{ns}$	$0,881^{***}$

<sup>ns</sup> No significativo.

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación  $p < \text{nivel } 0,001$ .

**Tabla 5.14.: Los parámetros de los ajustes lineales y cuadráticos entre las tasas de splash y de erosión por escorrentía y sus coeficientes R<sup>2</sup>.**



**Figura 5.16.: Ajustes cuadráticos para los tratamientos Intenso (A) y Moderado (B) y ajuste lineal para la Control (C).**

## 5.4. CONCLUSIONES

Los valores medios de las tasas de movilización de suelo por el subproceso de splash indican que éstas tienden a ser mayores en las parcelas afectadas por alta *intensidad* que en las de fuego *moderado* y esta tendencia es más acusada en los episodios de lluvia más intensos. Dichos valores tienden a aproximarse, e incluso invertirse, al final del periodo de estudio. El primer resultado sugiere una mayor alteración del suelo inducida por la mayor intensidad, que se traduce en una mayor sensibilidad al impacto de la gota. Esta mayor sensibilidad induciría una mayor pérdida del suelo en uno que en otro, pero también distintos estados de la superficie del suelo que podría influir en la respuesta a los siguientes episodios de lluvia. Las variaciones temporales del estado de agregación del suelo sugieren una degradación intensa en menos tiempo, mientras que en el afectado por intensidad moderada dicha degradación se alcanza más tarde, lo que podría explicar el que las tasas de splash se igualen, e incluso se inviertan en los últimos episodios estudiados.. En esta aproximación de e inversión de comportamientos también intervendría el proceso de colonización vegetal más acelerado en el suelo afectado por alta intensidad resultante de un balance hídrico y térmico más favorable en dicho periodo.

El tipo de microambiente de suelo ejerce una influencia notable en las tasas de splash. El suelo de los espacios *entre plantas* es más susceptible a la movilización por impacto de la gota de lluvia que el de los espacios bajo planta afectados por fuego.

Las tasas de movilización de suelo por splash, en el rango de intensidades de lluvia entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup>, aumentan de forma lineal con la intensidad. En el rango de intensidades de 0,3 y 2 mm h<sup>-1</sup>, los agregados del suelo sufren un proceso de humectación brusca que debilita las uniones entre ellos, lo que permite que se inicie la movilización de las partículas de suelo por splash a intensidades de lluvia entre 2 y 4 mm h<sup>-1</sup>. La susceptibilidad del suelo del microambiente *entre plantas* (suelo natural sin vegetación) es 1,4 veces mayor que la del suelo en el área de influencia de las plantas. En los microambientes bajo planta afectados por intensidad de fuego alta y moderada, se incrementa 3,75 y 4 veces y entre 4 y 5 veces en el caso de los microambientes entre planta afectados, respectivamente, por moderada y alta intensidad de fuego. El suelo no

incendiado pero afectado por la tala de la vegetación y el paso de maquinaria incrementaría su sensibilidad en 4,6 veces.

La susceptibilidad del suelo al impacto de la gota está relacionada con la estabilidad y la distribución de los agregados en el suelo. El diámetro medio de las partículas movilizadas disminuye linealmente con la intensidad de lluvia y dicha disminución es tanto mayor cuanto más aumenta la intensidad de fuego que ha recibido el suelo. El suelo afectado por mayor intensidad de fuego se desagrega en partículas de menor tamaño, y, por tanto, más susceptibles de movilización por los procesos de splash y escorrentía. El tamaño medio mínimo de las partículas movilizadas por splash (en el rango de intensidades de lluvia entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup>) es del orden de 20 µm, y corresponde al tamaño limo grueso.

Las partículas de suelo movilizadas por impacto de la gota de lluvia, sufren un proceso de desagregación adicional ejercido por la escorrentía, de forma que ésta reduce el tamaño de los microagregados movilizadas por splash (limo grueso) a tamaños arcilla, limo fino o limo medio. Para intensidades de lluvia entre 4 y 10 mm h<sup>-1</sup> la escorrentía transporta partículas de tamaño arcilla y limo fino (< 5 µm) mientras que entre 10 y 20 mm h<sup>-1</sup> aumenta su capacidad de transporte y el agua de escorrentía arrastra sedimentos de tamaño limo medio.

En el rango de intensidades de lluvia entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup>, la cantidad de suelo movilizado por escorrentía es función lineal de la cantidad de suelo movilizado por splash. Sin embargo, para intensidades de lluvia superiores, en el caso del suelo afectado por la intensidad del fuego, dicho modelo de relación podría no ser lineal. Aunque en el periodo de estudio se dispone de pocos datos de lluvia de muy alta intensidad, dicho modelo de relaciones parece indicar que la erosión del suelo aumenta con la intensidad de fuego que lo ha afectado y dicho aumento es función del cuadrado de la cantidad de suelo movilizado por splash,

## 5.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barthès, B., Azontonde, A., Boli, B.Z., Prat, C. & Roose, E., 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). *European J. of Soil Sci.* **51**, 485-495.
- Bollinne, A., 1975. La mesure de l'intensité du *splash* sur sol limoneux. Mise a point d'une technique de terrain et premiers résultats. *Pedologie* **25**, 199-210.
- Bryan, R.B. 1976. Consideration on soil erodibility indices and sheetwash. *Catena* **3**, 99-11.
- De Ploey, J. & Mùcher, H.J., 1981. A consistency index and rainwash mechanisms on Belgian loamy soils. *Earth Surface Processes and Landforms* **6**, 319-330.
- De Ploey, J. & Poessen, J., 1985. Aggregate stability, runoff generation and interrill erosion. In K.S. Richards, R.R. Arnett & S. Ellis (Eds.): *Geomorphology and Soils*, 99-120. George Allen & Unwin. London.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. & Ciompi, S., 1998. Effects of fire intensity on soil erodibility. In L. Trabaud (Ed.): *Fire Management and Landscape Ecology*, pp. 63-60. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington.
- Gimeno-García, E., 1999. Efectos 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 (inéd.). Universitat de València. Departament de Biología Vegetal.
- Gimeno-García, E, Andreu, V. & Rubio, J.L., 2001. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* **51**, 201-210.
- Hénin, S., Monnier, G. & Combeau, A., 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques* **9**, 75-92.
- Hudson, N., 1971. Soil Conservation. London.
- Jungerius, P.D. & ten Harkel, M.J., 1994. The effect of rainfall intensity on surface runoff and sediment yield in the grey dunes along the Dutch coast under conditions of limited rainfall acceptance. *Catena* **23**, 269-279.
- Kemper, W.D. & Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. In A. Klute (Ed.): *Methods of Soil Analysis: Part I. Physical and Mineralogical Methods*, 2<sup>nd</sup> edn, 425-442. American Society of Agronomy, Madison, WI.

- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* **47**, 425-437.
- Le Bissonnais, Y., Bruand, A. & Jamagne, M., 1989. Laboratory experimental study of soil crusting: relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. *Catena* **16**, 377-392.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1996. Movilización del suelo por impacto de las gotas de lluvia: Ensayo de un nuevo diseño de cápsulas para su determinación en pendientes. *Cuaternario y Geomorfología*, **10**, (1-2), 21-31.
- Morgan, C., 1983. The non-independence of rainfall erosivity and soil erodibility. *Earth surface Processes and Landforms* **8**, 323-338.
- Morgan, R., 1978. Field studies of rainsplash erosion. *Earth Surface Processes* **3**, 295-299.
- Oades J.M. & Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* **29**, 815-828.
- Poesen, J. & Savat, J., 1980. Particle-size separation during erosion by splash and runoff. In: M. De Boodt & D. Gabriels (Eds.): Assessment of erosion. J. Wiley and Sons, Chichester, 427-439.
- Poesen, J., 1981. Rainwash experiments on the erodibility of loose sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* **6**, 285-307.
- Poesen, J. & Savat, J., 1981. Detachment and transportation of loose sediments by raindrop splash. Part II. Detachability and transportability measurements. *Catena* **8**, 19-41.
- Poesen, J. & Torri, D., 1988. The effect of cup size on splash detachment and transport measurements. Part I: Field measurements. *Catena Supplement* **12**, 113-126.
- Proffit, A.P.B. & Rose, C.W., 1991a. Soil erosion processes. I. The relative importance of rainfall detachment and runoff entrainment. *Aust. J. Soil. Res.* **29**, 671-683.
- Proffit, A.P.B. & Rose, C.W., 1991b. Soil erosion processes. II. Settling velocity characteristics of eroded sediment. *Aust. J. Soil. Res.* **29**, 685-695.
- Quirk, J.R. & Murray, R.S., 1991. Towards a model for soil structural behaviour. *Aust. J. Soil Res.* **29**, 815-828.
- Rubio, J.L. & Calvo, A., 1996. Mechanisms and processes of soil erosion by water in Mediterranean Spain. En J.L. Rubio & A. Calvo (Eds.): "Soil degradation and

- desertification in Mediterranean environments”, pp. 37-48. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Sanroque, P., Rubio, J.L. & Izquierdo, L. (1988). Estudio mediante un simulador de lluvia del comportamiento de suelos de Valencia (España) frente a los procesos de erosión por escorrentía y salpicadura. *Anales de Edafología y Agrobiología*, **47**, (2), 1253-1267.
- Tisdall J.M. & Oades, J.M., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* **33**, 141-163.
- Torri, D., Sfalanga, M. & Del Sette, M., 1987. *Splash* detachment: runoff depth and soil cohesion. *Catena* **14**, 149-155.
- Truman, C.C. & Bradford, J.M., 1990. Effect of antecedent soil moisture on *splash* detachment under simulated rainfall. *Soil Sci.* **150**, 787-798.
- Truman, C.C. & Bradford, J.M., 1993. Relationships between rainfall intensity and the interrill soil loss-slope steepness ratio as affected by antecedent water content. *Soil Sci.* **156**, 405-413.
- Truman, C.C., Bradford, J.M. & Ferris, J.E., 1990. Antecedent water content and rainfall energy influence on soil aggregate breakdown. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 1385-1392.
- Savat, J & Poesen, J., 1981. Detachment and transportation of loose sediments by rain-drop *splash*. Part I: the calculation of absolute data on detachability and transportability. *Catena* **8**, 1-17.
- Shainberg, I., Levy, G.J., Rengasamy, P. & Frenkel, H., 1992. Aggregate stability and seal formation as affected by drops' impact energy and soil amendments. *Soil Sci.* **154**, 113-119.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans. Amer. Geophys. Union* **39**, 285-291.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide for conservation planning. Agr. Handbook n. 557. USDA. Washington, DC.



## **HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL SUELO INCENDIADO**

### **6.1. INTRODUCCIÓN**

El TDR (Time Domain Reflectometry) es un método no destructivo, eficiente y que causa la mínima perturbación del suelo para la medida del contenido de agua (Fellner-Feldegg, 1968; Davis & Annam, 1977; Topp & Davis, 1985; Grantz et al., 1990; Herkelrath et al., 1991; Van Den Elsen et al. 1995) y la conductividad eléctrica (Topp et al., 1988; Nadler et al, 1991; Wraith et al., 1993; Noborio et al., 1994; White et al., 1994; Heimovaara et al., 1995; Persson y Berndtsson, 1998). Este equipo mide el tiempo de ida y vuelta de un impulso electromagnético de alta frecuencia (1 – 3 GHz). La velocidad del impulso disminuye cuanto más alta sea la constante dieléctrica ( $K$ ) del medio transmisor de la señal. Dentro de un suelo, esta constante se ve muy

condicionada por el contenido de agua del mismo. De aquí que el método se pueda aplicar en el seguimiento de la humedad del suelo.

El TDR es un instrumento diseñado para localizar rupturas en cables coaxiales. El instrumento emite un impulso electromagnético a través de una línea de transmisión. Los cambios de geometría o de medio (p.e. puntos de ruptura) a lo largo de la línea implican reflexiones de la onda emitida. El TDR mide el tiempo de vuelta de estas reflexiones. Conociendo la velocidad de propagación de esta onda, el TDR calcula la distancia a la que se encuentra el punto de ruptura. Esta es la aplicación original del aparato, utilizándose en electrónica de cables coaxiales.

El método fue aplicado por primera vez para medir la humedad del suelo en el año 1980 por Topp y colaboradores. Topp et al. (1980, 1982 y 1985) utilizaron el TDR para calcular humedades volumétricas y conductividades eléctricas del suelo. Ellos introdujeron dentro del suelo un sistema de dos barras metálicas conectadas al cable coaxial. Este sistema equivale a tener una prolongación del cable coaxial dentro del suelo. Al presentar el agua una constante dieléctrica mucho mayor que la del aire y a la del suelo mineral seco, cuando el contenido del agua dentro del suelo aumenta, la onda emitida por el TDR disminuye su velocidad y dura más su retorno. Este hecho permite encontrar una ecuación empírica entre estos retardos de onda y la humedad del suelo (Topp et al., 1980).

Existen otros métodos no destructivos para la medida del contenido de agua del suelo, como son:

- a) Métodos basados en resistencia eléctrica o capacitancia de un par de electrodos encajados en medios porosos (p.e., yeso o fibra de vidrio) y llevado al equilibrio con el agua del suelo.
- b) Métodos de atenuación de rayos gamma que incluyen un aparato dual-sonda para la densidad aparente y el contenido de agua, o tomografía computerizada por rayos X.
- c) Una miscelánea de métodos que incluyen fibra óptica, resonancia magnética nuclear (NMR) y métodos geofísicos (radar de penetración en el suelo (*ground-penetrating radar*) y un sonido de resistividad eléctrico (*electrical resistivity sounding*)).

## 6.2. OBJETIVO

El seguimiento de la humedad y temperatura del suelo incendiado como el que se ha realizado en la zona de estudio de La Concordia, en el aspecto del diseño experimental muestra la importancia de conocer las condiciones de humedad y temperatura de una zona recientemente incendiada, su evolución a lo largo de un año y conocer la respuesta hidrológica y térmica de una ladera incendiada, a corto plazo, en el periodo más crítico. El trabajo llevado a cabo ha supuesto el inicio de una evaluación detallada de la humedad y temperatura de los suelos incendiados. En esta evaluación se aborda la variabilidad espacial (humedad y temperatura del suelo *bajo planta y entre plantas*), la variabilidad temporal estacional de los suelos quemados (*intenso y moderado*) todo ello contrastándolo con las parcelas control (no quemadas).

La instrumentación para el seguimiento de la humedad y temperatura del suelo incendiado y no incendiado nos debe permitir:

1. Caracterizar las variaciones temporales de la humedad y temperatura.
2. Evaluar la variabilidad espacial de la humedad y temperatura del suelo incendiado y no incendiado.
- y 3. evaluar el efecto de la intensidad del fuego en el suelo incendiado.

## 6.3. REQUERIMIENTOS DE LA INSTRUMENTACIÓN

Para llegar a realizar los objetivos propuestos, la instrumentación de la humedad y temperatura del suelo debería cumplir los siguientes requerimientos:

1. El rango de humedad medible por el método debe de ser amplio.
2. Debe de tener una buena repetibilidad.
3. El método debe de ser no destructivo y así poder realizar repetidas lecturas sobre el mismo punto.
4. El número de puntos de seguimiento deben de ser suficientes para obtener información de calidad.
5. Se debe poder medir humedades y temperaturas a distintas profundidades.

- y 6. El sistema de seguimiento debe de ajustarse a un precio asequible, fácil de instalar y de rápida lectura.

### **6.3.1. Justificación del método usado**

De los métodos no destructivos que se suelen usar en el seguimiento de la humedad del suelo anteriormente mencionados (sonda de neutrones, bloques de yeso, etc.) la Time Domain Reflectometry (TDR) se ha considerado el más adecuado debido a:

- a) Es un método que no plantea problemas ambientales, a diferencia de la sonda de neutrones,
- b) permite instalar un gran número de sondas permanentes de bajo coste,
- y c) mide la humedad del suelo de una forma consistente y no necesita una calibración de campo como ocurre con otros métodos.

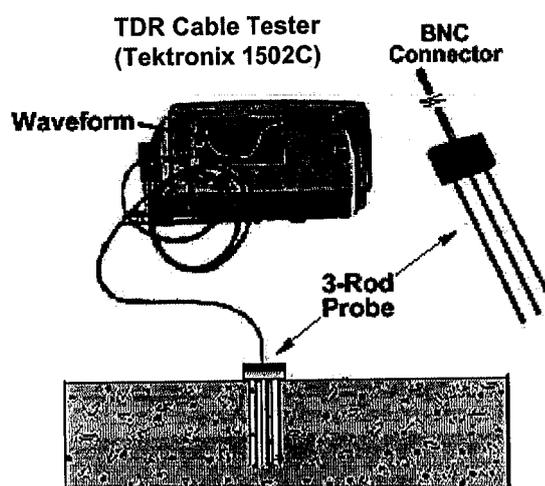
Para el seguimiento de la temperatura del suelo utilizaremos un termómetro digital de fácil lectura y de precisión 0,1 °C, provisto con una sonda de 10 cm de longitud que nos permitirá medir la temperatura del suelo en superficie y a 10 cm por debajo de ésta, cumpliendo igualmente las permisas del método para el seguimiento de la humedad del suelo anteriormente citadas.

## **6.4. TIME DOMAIN REFLECTOMETRY (TDR)**

### **6.4.1. Partes del instrumento TDR y Método de medida**

El TDR se encuentra formado por tres partes principales: un aparato emisor de impulsos electromagnéticos, un conductor externo de los impulsos (cable coaxial más sonda) y un osciloscopio. El emisor de impulsos es un generador resonante de impulsos electromagnéticos. El generador emite un impulso electromagnético a intervalos de tiempo constante (Ledieu et al., 1986). Nosotros hemos utilizado un TDR modelo Tektronix 1502 C (Figura 6.1.). El impulso que emite este TDR presenta las siguientes características:

- tiempo de crecida del impulso 140 picoseg,
- amplitud de la onda 225 miliVoltios,
- frecuencia 1 GHz,
- tiempo de duración del impulso 800 nanoseg,
- periodo de retorno o recurrencia 16 microseg.



**Figura 6.1.: Cable tester TDR modelo Tektronix 1502C con sonda de tres varillas enterradas verticalmente en la superficie del suelo.**

El impulso generado viaja por una línea conductora formada por un cable coaxial y una sonda. La sonda consiste en un conjunto de dos o tres barras metálicas de longitud conocida conectadas al cable coaxial. Cuando la señal encuentra cambios de impedancia en la línea (conexiones, discontinuidades en el medio, cambios de geometría del coaxial...) se producen reflexiones que son captadas por el receptor.

En un cable coaxial existe un cable interno recubierto por un aislante eléctrico y después por una malla metálica. El cable interno realiza la función de conductor de la señal y la malla externa realiza la función de apantallamiento. Las barras de la sonda van conectadas al cable coaxial de tal forma que el conductor interno va soldado a la barra central y la pantalla del coaxial a las demás barras periféricas. Esta conexión (interfase cable-sonda) está protegida y aislada por un bloque de resina de poliéster. Las barras de la sonda son de acero inoxidable, y deben de ser de igual longitud y al mismo tiempo deben ser paralelas entre sí.

Las sondas pueden ser de dos tipos: de dos barras (circuito balanceado) o de más de dos barras (circuito no balanceado):

- a) **De dos barras:** el cable conductor interno va soldado a una de las barras y la pantalla del coaxial a la otra barra. Este sistema implica un circuito balanceado que atenúa la onda (desfase entre las ondas de una y otra barra). Este hecho implica una atenuación progresiva de la onda a lo largo de la línea conductora al sumarse dos ondas en desfase de 180 grados (absorción de frecuencias altas). La intercalación de un pequeño transformador en la interfase cable-sonda corrige el balanceo y por tanto evita esta atenuación (Reeves et al., 1992). No obstante, este transformador implica ruidos de fondo no deseables en la recepción de las señales, sobre todo en suelos salinos y para sondas introducidas superficialmente (<15 cm) (Zegelin et al., 1989).
- b) **Más de dos barras:** la barra central está soldada al conductor interno del coaxial y las barras externas a la pantalla del mismo. Este tipo de sondas no necesitan transformador en la interfase cable-sonda (Zegelin et al., 1989) con la consiguiente eliminación de los ruidos de fondo anteriores.

Para caracterizar una sonda es necesario conocer la longitud y el diámetro de sus barras más la separación que existe entre ellas. Con estos datos podemos calcular la impedancia de la sonda (Kraus, 1984) tal que:

$$Z_0 = 60 \cdot \ln\left(\frac{2s}{d}\right)$$

$Z_0$  = impedancia de la sonda  
 $2s$  = distancia máxima entre las barras  
 $d$  = diámetro de la barra interna.

Esto nos puede resultar útil para impedir que el diseño de la sonda implique un excesivo cambio de impedancia con la consiguiente atenuación de la onda de retorno.

Los rebotes de la onda son captados por el receptor de impulsos. En el caso del TDR Tektronix 1502 C, los tiempos de retorno son transformados en distancias, suponiendo que la velocidad de propagación de la onda es la de la luz en el vacío. Las distancias se visualizan en una gráfica de la pantalla del TDR. En la gráfica aparecen dos ejes: un eje de abscisas que representa estas distancias y un eje de ordenadas que

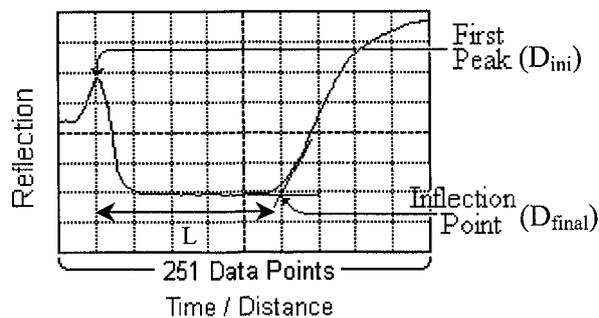
representa diferencias de potencial. Si aumenta la humedad del suelo, la onda se propagará más lentamente y el TDR calculará una distancia más larga.

Para evaluar estos retardos temporales o dilataciones espaciales es necesario:

- a) tener una parte del conductor externo con una longitud bien conocida y
- b) que el inicio y final de esta longitud sean fáciles de ver en la gráfica.

Con esta finalidad están las barras de la sonda, de las que conocemos sus longitudes y cuyo inicio y final son fácilmente detectables en la pantalla del TDR. Viendo que cada cambio de geometría o de medio a lo largo del conductor implican cambios de impedancia y de potencial, las interfases cable-sonda (cambio de geometría) y barra-suelo (cambio de medio) implican variaciones en los valores de la ordenada tal que:

- 1) el inicio de las barras se ve representado por un máximo de potencial que nosotros lo llamaremos distancia inicial o  $D_{ini}$ , y
- 2) el final de las barras produce un aumento gradual del potencial para hacerse finalmente estacionario respecto a la distancia (eje X). El punto de intersección de las tangentes de la parte inferior y de la parte ascendente de la curva (Figura 6.2.) corresponden al final de las barras ( $D_{final}$ ).
- 3) La diferencia entre los dos puntos ( $D_{ini}$  y  $D_{final}$ ) corresponderá a la longitud de las barras medidas por el TDR o longitud de lectura ( $L$ ).



**Figura 6.2.: Metodología de la medida de la humedad del suelo con el TDR.**

### 6.4.2. Calculo de la constate dieléctrica (K) con el TDR

La constante dieléctrica de un medio (K) depende de la respuesta de un material sometido a un campo electromagnético determinado. El valor de la K presenta una parte real (K') controlada por la humedad del suelo y otra de imaginaria (K'') controlada por la conductividad eléctrica del suelo (Ledieu et al., 1986). Esta parte imaginaria suele tener importancia cuando el medio presenta una elevada conductividad eléctrica (p.e. suelos muy salinos) (Topp et al., 1982).

$$K = K' - \left( \frac{\sigma}{(\epsilon_0 \Omega)} + K'' \right) j$$

K = constante dieléctrica del medio

K' = parte real de la K

K'' = parte imaginaria de la K

$\sigma$  = conductividad del medio a frecuencia cero (Siemens/m)

$\epsilon_0$  = permitividad en el vacío ( $8,85 \cdot 10^{-12}$  F/m)

$\Omega$  = frecuencia angular (rad/seg)

j = número imaginario =  $\sqrt{-1}$

En la mayoría de los suelos no se producen condiciones altas de salinidad por lo cual se puede asumir que para este conjunto de frecuencias:

$$K \cong K'$$

La parte real de la constante dieléctrica indica el grado de retardo que sufre una onda electromagnética respecto a su velocidad en el vacío (Topp et al., 1980):

$$V_p = \frac{c}{\sqrt{(K\mu_r)}}$$

$\mu_r$  = permeabilidad magnética relativa ( $\mu_r = 1$ )

$V_p$  = velocidad final de la onda

c = velocidad de la onda en el vacío

K = constante dieléctrica relativa del medio

La permeabilidad magnética de la mayoría de materiales donde no existe presencia de partículas magnéticas es siempre la misma ( $4 \pi / 10^7$  Hz/m). Este valor se utiliza como estándar y denominador para calcular la permeabilidad magnética relativa

de un medio (cociente entre la permeabilidad real y la permeabilidad estándar). En la mayoría de suelos no existen partículas magnéticas por el cual podemos asumir que el cociente es igual a 1. Si la permeabilidad magnética relativa es igual a 1 podemos definir la constante dieléctrica (Fellner-Feldegg, 1968) como el cuadrado del cociente entre la velocidad de la luz en el vacío ( $c$ ) ( $3 \cdot 10^8 \text{ m s}^{-1}$ ) y la velocidad de una onda de retorno ( $V_p$ ) ( $\text{m s}^{-1}$ ):

$$K = \left( \frac{c}{V_p} \right)^2$$

Esta relación de velocidades es igual al cociente entre la longitud de lectura dada por el TDR ( $L_l$ ) y la longitud real de las barras ( $L_r$ ) elevado al cuadrado:

$$V_p = \frac{L_r}{t}$$

$$c = \frac{L_l}{t}$$

$L_l$  = longitud de lectura del TDR

$$L_l = D_{\text{final}} - D_{\text{ini}}$$

$L_r$  = longitud real de las barras

$t$  = tiempo de retorno de la onda

entonces sustituyendo obtenemos la K:

$$K = \left[ \frac{\left( \frac{L_l}{t} \right)}{\left( \frac{L_r}{t} \right)} \right]^2 = \left( \frac{L_l}{L_r} \right)^2$$

### 6.4.3. Cálculo de la humedad volumétrica ( $\Theta_v$ )

La aplicación de la reflectometría (TDR) para el seguimiento de la humedad del suelo se fundamenta, pues, en la medida de la constante dieléctrica del suelo y de la relación de este parámetro con la humedad volumétrica del mismo (volumen de agua / volumen total del suelo). La alta dependencia entre la constante dieléctrica del suelo ( $K$ ) y la humedad del mismo se explica porque la  $K$  del agua ( $K_w$ ) presenta un valor muy elevado respecto al resto de fases del suelo: unas veinte veces más que la  $K$  del suelo

mineral seco ( $K_s =$  entre 3 y 5) y unas 80 veces la del aire ( $K_a = 1$ ). No obstante, la  $K$  del agua ( $K_w$ ) es función de la temperatura (Handbook of Physics and Chemistry, 1986) tal que:

$$K_w = 78,54 \left[ 1 - 4,579 * 10^{-3} (t - 25) - 1,19 * 10^{-5} (t - 25)^2 - 2,8 * 10^{-8} (t - 25)^3 \right]$$

$t =$  temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )

Para calcular la humedad volumétrica a partir de la  $K$  medida por el TDR se suelen utilizar dos tipos de modelos matemáticos:

- a) *Modelos empíricos.*
- b) *Modelos mixtos o modelo físico.*

### ***Modelos empíricos***

Son funciones ajustadas sobre diferentes valores de  $K$  y humedades volumétricas medidas experimentalmente. El primero de estos modelos fue el definido por Topp et al. (1980), quien ajustó a un polinomio de tercer orden las relaciones observadas entre  $K$  y  $\Theta_v$  para múltiples suelos. El modelo está calibrado para un suelo bastante homogéneo, sin cambios abruptos en el contenido del agua a lo largo de la onda. La relación empírica para un suelo mineral propuesta por Topp fue la siguiente:

$$\Theta_v = -5,3 \times 10^2 + 2,92 \times 10^2 K - 5,5 \times 10^4 K^2 + 4,3 \times 10^6 K^3$$

$\Theta_v =$  humedad volumétrica (V/V)  
 $K =$  constante dieléctrica del medio

Esta ecuación da una descripción adecuada para contenidos de agua en el suelo  $<0,5 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  (el cual cubre casi todo el rango de humedad en la mayoría de los suelos minerales), con un error de estimación aproximado de  $0,013 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  para  $\Theta_v$ . Sin embargo, la ecuación no logra describir adecuadamente la relación entre  $K - \Theta_v$  para contenidos de agua mayores y para suelos orgánicos o suelos minerales con alto contenido en materia orgánica, principalmente porque la calibración de Topp fue basada en resultados experimentales para suelos minerales y concentrado en el rango de  $\Theta_v <0,5 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ .

### *Modelos mixtos o modelo físico*

Son ecuaciones deducidas teóricamente y verificadas experimentalmente, donde los parámetros del suelo tienen un sentido físico. Los modelos físicos para el cálculo de la humedad del suelo integran, dentro de la ecuación, la contribución que cada fase del suelo tiene sobre la K total del medio. Además, estos modelos presentan la ventaja de poder tener en cuenta la variación de otros parámetros como son la porosidad o la temperatura del suelo. Dobson et al. (1985) obtuvieron el primero de estos modelos. Roth et al. (1990) modificaron el modelo comprobando experimentalmente que el valor de 0,65 para el coeficiente de anisotropía del medio ( $\alpha$ ) no resultaba satisfactorio y encontraron experimentalmente un valor de  $\alpha$  de 0,5 como satisfactorio. De acuerdo con este modelo la constante dieléctrica (K) de un sistema de tres fases puede ser expresada como:

$$K = \left[ \Theta_v K_w^\alpha + (1-n) K_s^\alpha + (n - \Theta_v) K_a^\alpha \right]^{1/\alpha}$$

donde,

K = constante dieléctrica del medio

$K_w$  = constante dieléctrica de la fase acuosa

$K_s$  = constante dieléctrica de la fase sólida

$K_a$  = constante dieléctrica de la fase gaseosa

n = porosidad del suelo

$\Theta_v$  = humedad volumétrica

$\alpha$  = coeficiente de anisotropía del medio

El coeficiente de anisotropía ( $\alpha$ ) indica como el medio condiciona la geometría de distribución del campo electromagnético. En el caso de un suelo, esta geometría queda muy condicionada por la distribución y dirección de los poros. Si el campo electromagnético aplicado se distribuye paralelo a las capas, el  $\alpha$  vale 1; si el campo electromagnético se distribuye perpendicular, el  $\alpha$  vale -1 (Brown, 1956). Birchak et al. (1974) encontraron  $\alpha = 0,5$  para un medio isotrópico de dos fases, de forma general los suelos suelen ser bastante isótropos, por lo tanto, el valor del  $\alpha$  es de 0,5. No obstante, en suelos muy superficiales puede existir porosidades de dirección preferente (raíces, láminas de hielo,...). En estos casos el parámetro  $\alpha$  será distinto y variable, dependiendo de las características del suelo de estudio.

Si suponemos que  $1-n$ ,  $\Theta_v$  y  $n-\Theta_v$  son los volúmenes de las fracciones sólidas, acuosas y gaseosas, respectivamente, se tiene que

$$\Theta_v = \frac{V_w}{V_T} \quad (1-n) = \frac{V_s}{V_T} \quad \text{y,} \quad (n-\Theta_v) = \frac{V_{air}}{V_T} \quad \text{de modo que éstos suman la}$$

unidad,  $V_w$  es el volumen de la fracción acuosa,  $V_s$  es el volumen de la fracción sólida,  $V_{air}$  es el volumen de la fracción gaseosa y  $V_T$  es el volumen de la fracción total del suelo. Reordenando la ecuación de la  $K$  anterior y despejando  $\Theta_v$  obtenemos:

$$\Theta_v = \frac{K^\alpha - (1-n)K_s^\alpha - nK_a^\alpha}{K_w^\alpha - K_a^\alpha}$$

con la cual determinamos las relaciones entre  $K$  (medida mediante el TDR) y  $\Theta_v$ . Muchos autores han usado un  $\alpha = 0,5$ , cuya validez ha sido demostrada por Roth et al. (1990) al obtener una curva de calibración muy similar a la ecuación polinómica de tercer orden propuesta por Topp para los rangos de contenidos de agua de  $0 < \Theta_v < 0,5$ .

En la Figura 6.3 se muestra una comparación entre la humedad volumétrica calculada por la ecuación formulada por Topp y la formulada por Roth con respecto a la constante dieléctrica obtenida por medio del TDR. En ella podemos observar que para valores de humedad volumétrica superiores a  $0,5 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  la ecuación de Topp infravalora las humedades calculadas por medio de la ecuación de Roth, pero para valores inferiores los dos modelos matemáticos coinciden. A la vista de estos resultados el modelo mixto o de Roth es más versátil y más satisfactorio para rangos de humedad alta. Autores como Rabadà (1995) obtuvieron mejores aproximaciones utilizando la ecuación de Roth et al. (1990) que utilizando la ecuación de Topp et al. (1980). Por estos motivos nosotros utilizaremos la ecuación de Roth para obtener los valores de humedad volumétrica mediante el TDR.

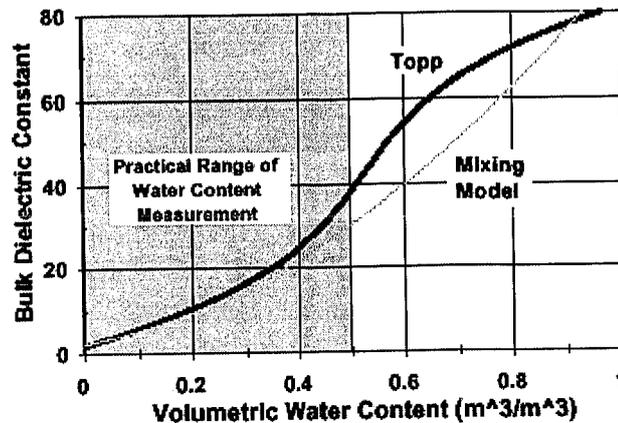


Figura 6.3.: Relaciones entre la constante dieléctrica (K) y el contenido de agua volumétrico para el modelo empírico de Topp et al. (1982) y el modelo mixto de Roth et al. (1990).

Tanto los modelos empíricos como los físicos describen relaciones no lineales entre la constante dieléctrica (K) y la humedad volumétrica ( $\Theta_v$ ) Figura 6.3. Whalley (1993), trabajando con la raíz cuadrada de K y el índice de refracción (i), obtuvo un modelo físico lineal:

$$i = \Theta_v (i_w - 1) + \left[ \left( \frac{d}{2,65} \right) (i_s - 1) \right] + 1$$

$$i = \sqrt{K} = \frac{L_m}{L_r} \text{ (índice de refracción del suelo)}$$

$i_w$  = índice de refracción del agua

$i_s$  = índice de refracción de los sólidos

d = densidad aparente

2,65 = densidad de los sólidos minerales ( $d_s$ )

$$\frac{d}{d_s} = 1 - n; \quad n = 1 - \frac{d}{d_s}$$

n = porosidad

La función de Roth también la podemos convertir en lineal substituyendo la K elevada a 0,5 por i ( $i = \sqrt{K}$ ):

$$i = \Theta_v i_w + (1 - n) i_s + (n - \Theta_v) i_a \text{ donde } i_a = \text{índice de refracción del}$$

aire.

De hecho la ecuación de Whalley se puede obtener a partir de la función de Roth sustituyendo:

a) Todas las  $K_i$  (elevadas a 0,5), por el índice de refracción ( $i = \sqrt{K}$ )

b) La porosidad ( $n$ ) por  $\left(1 - \frac{d}{d_s}\right)$  tal que:

$$i = \Theta_v i_w + \left(1 - 1 + \frac{d}{d_s}\right) i_s + \left(1 - \frac{d}{d_s} - \Theta_v\right) i_a \quad (\text{Función de Roth})$$

siendo  $i_a = 1$  entonces

$$i = \Theta_v i_w + \frac{d}{2,65} i_s + 1 - \frac{d}{2,65} - \Theta_v$$

$$i = \Theta_v (i_w - 1) + \frac{d}{2,65} (i_s - 1) + 1$$

El inconveniente de la ecuación de Whalley es que fija un valor de 0,5 para el coeficiente de anisotropía aunque utiliza el mismo modelo ya descrito anteriormente por Roth et al. (1990).

#### 6.4.4. Cálculo de la conductividad eléctrica (CE) con el TDR

El TDR puede también ser usado para el seguimiento de conductividades eléctricas del suelo. Como las ondas superficiales (conocidas como ondas transversales electromagnéticas – TEM) se propagan a lo largo de las sondas del TDR enterradas en el suelo, la energía de la señal se atenúa en proporción a la conductividad eléctrica a lo largo de la sonda. Esta reducción proporcional en el voltaje de la señal sirve como base para las medidas simultáneas de conductividad eléctrica del suelo (CE) y el contenido de agua volumétrica usando el TDR. La aplicación del TDR para la medida CE en el suelo fue reconocida por Dalton et al. (1984). Existen varias aproximaciones para el cálculo de la CE en el suelo. Una de las primeras fue la de Dalton et al. (1984), que se fundamenta en la diferencia de potenciales que presenta la onda enviada respecto a la onda reflejada (Figura 6.4.). Esta diferencia está condicionada por la CE del suelo tal que (Dalton et al., 1986):

$$CE = \left( \frac{\sqrt{K}}{120\pi L_r} \right) * \left( \ln \frac{V_i}{V_r} \right)$$

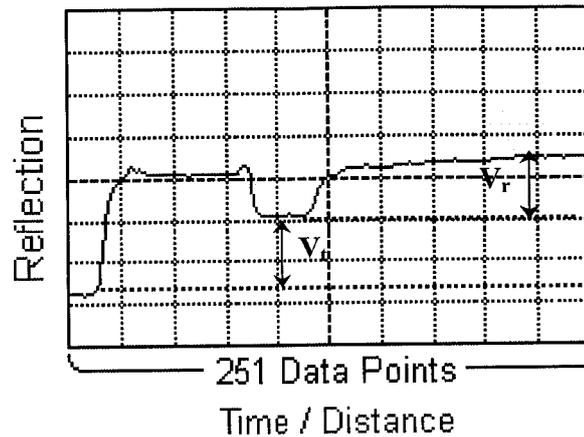
CE = conductividad eléctrica del suelo (S/m)

K = constante dieléctrica del suelo

$L_r$  = longitud de las barras de la sonda (m)

$V_i$  = potencial de la onda emitida (voltios)

$V_r$  = potencial de la onda reflejada (voltios)



**Figura 6.4.: Aplicación del TDR para la medida de la conductividad eléctrica del suelo**

### 6.4.5. Limitaciones y ventajas del método

El TDR, siendo un método indirecto para el seguimiento de la humedad del suelo, presenta una serie de limitaciones:

- a) **La conductividad eléctrica del suelo:** Cuando el material es muy conductivo, superior a  $600 \text{ mS m}^{-1}$  (Zegelin et al., 1992), (como por ej. suelos salinos) la atenuación de la señal emitida por el TDR es tan grande que el retorno del impulso se hace muy diluido y no se llega a determinar la distancia final ( $D_{\text{final}}$ ) en la pantalla del TDR. En estas condiciones el método no permite realizar el seguimiento ni de humedad ni de conductividad.
- b) **Geometría y dimensiones de la sonda:** El diseño de la sonda puede limitar las posibilidades del TDR. Tres son los parámetros que definen una sonda: longitud de las barras, diámetro de estas y separación entre ellas. Podemos

generalizar diciendo que cuanto más grandes sean estos parámetros más débil se hace la señal de retorno. El hecho es que si incrementamos el contraste de impedancia cable-sonda la señal se atenúa. Recordamos que los cambios de geometría del conductor coaxial implican cambios de impedancia. Tomando como ejemplo la longitud de las barras, la onda a lo largo de las barras va perdiendo energía por lo que a partir de cierta longitud y, en función de la conductividad eléctrica del medio, el retorno de la onda se hace muy débil. Esta pérdida queda reflejada en pérdidas de potencial tal que el potencial de la onda reflejada  $V_R$  disminuye de forma exponencial respecto al potencial de la onda transmitida  $V_T$ . La disminución de potencial responde a un factor de amortiguamiento tal que (Dalton et al., 1986):

$$V_R = V_T^{(-2\alpha L)}$$

$\alpha$  = factor de amortiguamiento

$L$  = longitud de las barras del sensor

La longitud máxima de las barras puede ser aproximada según la siguiente expresión (Dalton et al., 1986):

$$L_{max} = \frac{\left[ \ln \left( \frac{V_T}{V_R} \right) \sqrt{K} \right]}{120\pi\sigma}$$

$L_{max}$  = longitud máxima de las barras

$V_T$  = diferencia de potencial de la onda enviada

$V_R$  = diferencia de potencial de la onda recibida

$K$  = constante dieléctrica relativa

$\sigma$  = conductividad eléctrica del medio

En general es aconsejable longitudes de barra entre 20 a 50 cm, diámetro de las barras de 3 a 10 mm y una separación entre las varillas de 20 a 50 mm.

- c) **La medida del agua atrapada dentro de las redes cristalinas:** El TDR mide el agua contenida dentro de la porosidad intergranular del suelo. Si el agua está formando parte de la red cristalina de un mineral, no se comporta como un dipolo y no es medida por el TDR.
- d) **Medida del agua en estado sólido:** El agua congelada presenta un problema similar al anterior ya que tampoco se comporta como un dipolo. Si el agua líquida presentaba valores de  $K$  alrededor de 80, cuando está congelada se comporta como un sólido con un valor de  $K$  cerca de 4.

Las ventajas del método TDR en el seguimiento de humedades del suelo son las siguientes:

- a) Es un método rápido y con posibilidades de automatización.
- b) Bajo coste respecto a la sonda de neutrones.
- c) Método no destructivo y con una elevada repetibilidad.
- d) Al mismo tiempo permite medir la conductividad eléctrica del suelo.

#### 6.4.6. Instrumentación utilizada

El instrumento utilizado en las mediciones ha sido el comprobador de cable metálico Tektronix modelo 1502C y el cable de conexión entre el TDR y las sondas es un cable coaxial de  $50 \Omega$  de impedancia. El diseño de las sondas utilizadas corresponde a un modelo de tres barras de 4 mm de diámetro, de 10 cm de longitud y una separación entre ellas de 2 cm. La unión al cable coaxial se realizó por medio de una regleta y ésta se aisló con resina de poliéster. Su esquema es el siguiente (Figura 6.5.):

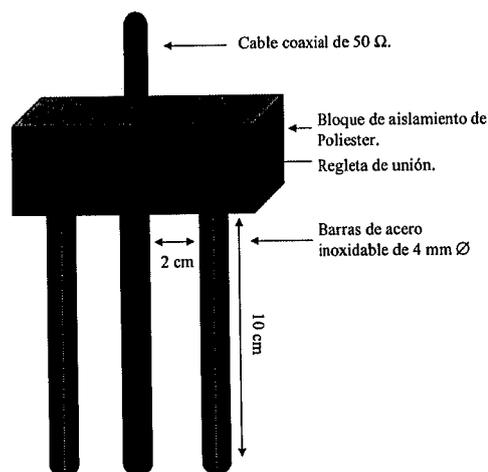


Figura 6.5.: Esquema de la sonda del TDR utilizada para el seguimiento de la humedad del suelo.

Según el diseño experimental, se insertaron en el suelo las sondas a dos niveles de profundidad:

- *Nivel superficial-horizontal: de 0 a 3 cm.*
- *Nivel profundo-vertical: de 0 a 10 cm.*

La humedad a estos dos niveles de profundidad se midió en dos clases de microambientes:

- *Microambiente bajo planta.*
- *Microambiente entre plantas.*

Este tipo de instalación se realizó en cada uno de los tratamientos de intensidad de fuego y en el tratamiento control:

- *Tratamiento de intensidad del fuego Intenso.*
- *Tratamiento de intensidad del fuego Moderado.*
- *Control.*

Cada uno de ellos se compone de tres parcelas. Ver el esquema del diseño experimental en el Capítulo 2 Figura 2.4.

En total se instalaron 72 sondas, distribuidas de la siguiente forma:

Tratamiento	Microambiente	Profundidad	Número de sondas instaladas
Intensa	Bajo planta	Superficial	6
		Profunda	6
	Entre plantas	Superficial	6
		Profunda	6
Moderada	Bajo planta	Superficial	6
		Profunda	6
	Entre plantas	Superficial	6
		Profunda	6
Control	Bajo planta	Superficial	6
		Profunda	6
	Entre plantas	Superficial	6
		Profunda	6

### 6.4.7. Metodología para el seguimiento de la humedad del suelo

Al utilizar la función de Roth et al. (1990) para el cálculo de la humedad hay que medir también la temperatura del suelo y la porosidad, es decir, hay que tener en cuenta otros parámetros. A la hora de realizar las lecturas con el TDR se procedía primero a medir la temperatura del suelo con un termómetro digital para corregir posteriormente la derivación que sufre la constante dieléctrica del agua. Los valores de porosidad del suelo se obtienen a partir de una relación matemática entre las densidades aparentes y las densidades reales del suelo de estudio, diferenciando dos valores de porosidad entre *bajo planta* (0,595) y *entre planta* (0,529). El coeficiente de anisotropía del suelo se aproximó a 0,5. Para la constante dieléctrica de la fase sólida del suelo se tomó un valor de 4 (media de los dos valores extremos, 3 y 5, que presenta esta variable). La constante dieléctrica del aire es siempre 1.

### 6.5. VERIFICACIONES SOBRE EL INSTRUMENTO DE MEDIDA TDR EN EL CAMPO.

Aunque muchos autores (Patterson & Smith, 1981; Dobson et al., 1985; Hallikainen et al., 1985; Drungil et al., 1987; Roth et al., 1990; Roth et al., 1992; Rabadà et al. 1994; Rabadà, 1995) han comprobado la correlación existente entre la humedad volumétrica ( $\theta_v$ ) o la constante dielectrica del medio (K) medida por la técnica del TDR y la humedad volumétrica medida por gravimetría ( $\theta_g$ ), nosotros hemos comprobado si esta correlación existe también para el suelo de estudio. Para ello se tomaron muestras de forma simultánea mediante dos métodos diferentes:

- a) **Método gravimétrico** (muestra de 0 a 5 cm secada a 105°C): las muestras de suelo eran tomadas mediante un cilindro de acero inoxidable de 5,1 cm de altura y un diámetro de 4,7 cm y cerradas herméticamente para su transporte al laboratorio, donde posteriormente se procedía a su pesado y secado a 105°C para así obtener la humedad gravimétrica respecto al peso seco de la muestra. Una vez obtenida la humedad gravimétrica p/p (gramos de agua por gramos de suelo seco) se convertía en humedad volumétrica (cm<sup>3</sup> de

agua por  $\text{cm}^3$  de suelo) multiplicando por la densidad aparente del suelo de estudio obtenida por la misma técnica anterior.

- b) **Método TDR** (sonda de 10 cm de longitud): simultáneamente a la recolección de la muestra por el método anterior, se realizaban con el TDR dos lecturas de humedad, una de 0 a 3 cm (superficial - horizontal) y otra de 0 a 10 cm (profunda - vertical).

Tanto las muestras de suelo como las lecturas de humedad fueron tomadas según el diseño experimental, que consiste en tres clases de parcelas: tres parcelas para el nivel de tratamiento de fuego *intenso*, otras tres parcelas para el nivel de tratamiento de fuego *moderado* y otras tres parcelas sin quemar como *control*. Y en cada uno de estas clases de parcelas se tomaron bajo dos microambientes (uno *bajo planta* y otro *entre plantas*). El muestreo se realizó a finales de agosto del 95, en enero y en mayo del 96, para así obtener un amplio margen de humedades en diferentes épocas del año (muy secas a bastante húmedas), en total 270 pares de datos.

Con estas medidas se ha hecho la validación de campo del método TDR. Las correlaciones de Pearson y las regresiones se indican en las Tabla 6.1. y 6.2.:

Tratamiento	Microambiente	Profundidad	Correlación de Pearson	Significación
Intensa	Bajo planta	Superficial	0,985	0,000
		Profunda	0,961	0,000
	Entre plantas	Superficial	0,966	0,000
		Profunda	0,961	0,000
Moderada	Bajo planta	Superficial	0,976	0,000
		Profunda	0,975	0,000
	Entre plantas	Superficial	0,982	0,000
		Profunda	0,927	0,000
Control	Bajo planta	Superficial	0,940	0,000
		Profunda	0,976	0,000
	Entre plantas	Superficial	0,983	0,000
		Profunda	0,981	0,000

**Tabla 6.1.: Las correlaciones de Pearson entre la humedad volumétrica medida por el método gravimétrico y por el método del TDR.**

### Regresiones Lineales

Según la ecuación

$$\theta_g = (A \pm IC \cdot \theta_v) + (B \pm IC)$$

donde  $\theta_g$  = Humedad volumétrica (gravimetría) ( $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ).

A = La pendiente de la recta de regresión.

IC = Intervalo de confianza del valor al 95%.

$\theta_v$  = Humedad volumétrica (TDR) ( $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ).

B = Término independiente.

Tratamiento	Microambiente	Profundidad	R <sup>2</sup>	F	Sig.	A ± IC	B ± IC
Intensa	Bajo planta	Superficial	0,969	602,183	0,000	0,932 ± 0,079	-0,0064 ± 0,0085
		Profunda	0,924	244,697	0,000	0,988 ± 0,132	-0,0117 ± 0,0142
	Entre plantas	Superficial	0,934	267,884	0,000	0,842 ± 0,011	0,0129 ± 0,0109
		Profunda	0,923	240,124	0,000	0,914 ± 0,123	-0,0063 ± 0,0147
Moderada	Bajo planta	Superficial	0,952	413,090	0,000	0,935 ± 0,096	-0,0044 ± 0,0106
		Profunda	0,950	416,447	0,000	0,872 ± 0,089	-0,0019 ± 0,0111
	Entre plantas	Superficial	0,964	567,698	0,000	0,918 ± 0,080	-0,0034 ± 0,0096
		Profunda	0,859	121,606	0,000	0,939 ± 0,178	-0,0268 ± 0,0272
Control	Bajo planta	Superficial	0,884	152,709	0,000	1,156 ± 0,195	-0,0104 ± 0,0186
		Profunda	0,953	508,991	0,000	0,947 ± 0,087	0,0115 ± 0,0075
	Entre plantas	Superficial	0,966	539,150	0,000	0,878 ± 0,079	0,0032 ± 0,0088
		Profunda	0,962	501,355	0,000	0,876 ± 0,082	-0,0022 ± 0,0098

Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.2.: Regresiones lineales entre la humedad volumétrica medida por el método gravimétrica y por el método del TDR.**

Las regresiones entre las humedades volumétricas obtenidas por gravimetría y por el método TDR dan un error medio de  $0,0162 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , semejante al que obtuvieron Rabadà et al. (1994) y Rabadà (1995) que era de  $0,0125 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  y también semejante a los de Roth et al. (1990) y Todoroff & Langellier (1998), que no excedía de  $0,0130 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Nuestro error es ligeramente superior al de estos autores, pero es aceptable y permite una aplicación de este método y de la ecuación de Roth et al, (1990) apropiada para este tipo de suelo. Como podemos observar estadísticamente en la Tabla 6.2. como en los gráficos de la Figura 6.6. las rectas de regresión pasan prácticamente por el origen de ordenadas (B es prácticamente cero) y su pendiente tiene un valor que prácticamente no difiere de 1.

De los datos presentados podemos observar:

1. Que las correlaciones de Pearson y los coeficientes  $R^2$  de las regresiones lineales son elevados (alrededor de 0,9), aunque existe una gran variabilidad espacial de la humedad.
2. La dispersión es elevada para valores altos de humedad, mientras que para valores bajos la dispersión disminuye. Pero cabe destacar que el error relativo se mantiene estable a lo largo de todos los rangos de valores.
3. Las pendientes de las distintas rectas, como puede observarse en la Tabla 6.2., oscilan entre 0,8 y 1,1, por lo que los valores de humedad medidos con el TDR no se ven condicionados de forma importante por contenidos extremos (seco o muy húmedo) tanto en superficie como en profundidad.

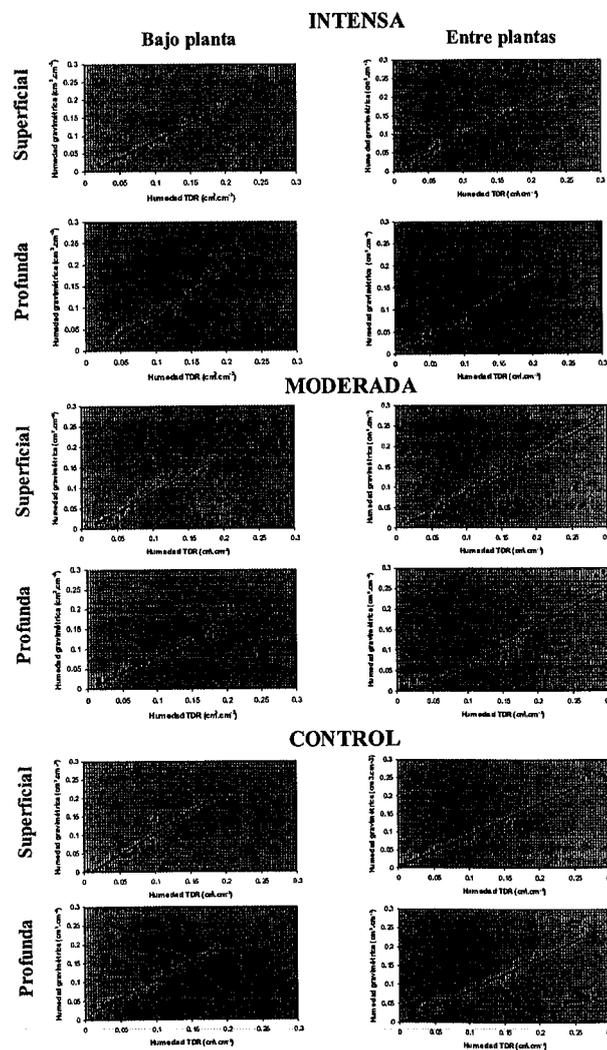


Figura 6.6.: Los ajustes lineales de la humedad volumétrica medida con el método del TDR y con el método gravimétrico en función del tratamiento, microambiente y profundidad del muestreo.

## **6.6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **6.6.1. Humedad del suelo**

Los resultados de las humedades que aquí se estudian provienen del seguimiento de 72 sondas de TDR instaladas en las parcelas de La Concordia. El periodo de estudio abarca un año y medio de seguimiento, desde agosto de 1995 hasta diciembre de 1996.

El objetivo principal de este apartado es analizar la variabilidad anual y estacional de la humedad del suelo de las parcelas comparando los dos tratamientos de intensidades de fuego con el control y todo esto a dos niveles de profundidad, uno superficial (0 – 10 mm) y otro subsuperficial (10 – 100 mm). Esta variabilidad puede estar controlada por factores intrínsecamente temporales (evapotranspiración y precipitaciones estacionales), por factores espaciales (microambientes) y por el efecto de la intensidad del fuego sobre el suelo. El análisis de la variabilidad temporal mostrará especial énfasis en los procesos de recarga y desecación del suelo, tanto a nivel anual como estacional. El análisis de la variabilidad espacial se centrará en los rangos y estabilidad de la humedad en función de la intensidad del fuego (intenso y moderado) y de los microambientes (bajo planta y entre plantas), cuyas características diferenciadoras fundamentales son la textura del suelo y el grado de compactación.

#### ***6.6.1.1. Variación anual de la humedad del suelo***

Para estudiar la variación anual de la humedad del suelo se han agrupado las distintas medidas realizadas con el TDR en los diferentes puntos de muestreo a lo largo del año y medio de seguimiento en función de los tres tratamientos, los dos microambientes y las dos profundidades de muestreo, se han obtenido sus medias y se ha efectuado un análisis multifactorial de la varianza para explorar los efectos de los factores profundidad de muestreo, tratamiento y microambiente. Los resultados del análisis ( $p > 95\%$ ), se presentan en la Tabla 6.3.

Fuente de Variación	SC tipo III	GL	MC	F	Sig.
<b>Efectos principales</b>					
<b>A: Profundidad</b>	0,312	1	0,312	53,900	0,000
<b>B: Tratamiento</b>	7,778 10 <sup>-2</sup>	2	3,889 10 <sup>-2</sup>	6,712	0,001
<b>C: Microambiente</b>	7,511 10 <sup>-3</sup>	1	7,511 10 <sup>-3</sup>	1,296	0,256
<b>Interacciones</b>					
<b>AB</b>	2,915 10 <sup>-2</sup>	2	1,457 10 <sup>-2</sup>	2,515	0,082
<b>AC</b>	8,762 10 <sup>-5</sup>	1	8,762 10 <sup>-5</sup>	0,015	0,902
<b>BC</b>	1,444 10 <sup>-2</sup>	2	7,218 10 <sup>-3</sup>	1,246	0,289
<b>ABC</b>	1,234 10 <sup>-3</sup>	2	6,171 10 <sup>-4</sup>	0,107	0,899
<b>Error</b>	1,808	312	5,794 10 <sup>-3</sup>		
<b>Total</b>	4,854	324			

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.3.: Análisis de la varianza para el contenido de humedad del suelo.**

Como podemos observar en la Tabla 6.3., los factores *profundidad* y *tratamiento* influyen muy significativamente ( $p > 99\%$ ) en los valores de humedad del suelo. Las interacciones dobles y triples no son significativas, a excepción de la interacción *profundidad-tratamiento*, que es casi significativa al 95%.

La profundidad de muestreo presenta un p-valor 0,000, es decir, superior al 99,9% de significación, de ahí que, para analizar más detalladamente la influencia de los otros factores microambiente y tratamiento, los posteriores análisis estadísticos se realizarán separando los dos niveles de profundidad.

Los resultados de los nuevos análisis de la varianza (al 95% de confianza), para cada una de las profundidades pueden verse en las Tablas 6.4. (superficie, 0 – 10 mm) y 6.5. (subsuperficie, 10 – 100 mm).

Fuente de Variación	SC tipo III	GL	MC	F	Sig.
<b>Efectos principales</b>					
<b>A: Tratamiento</b>	6,749 10 <sup>-3</sup>	2	3,374 10 <sup>-3</sup>	0,896	0,410
<b>B: Microambiente</b>	2,988 10 <sup>-3</sup>	1	2,988 10 <sup>-3</sup>	0,793	0,374
<b>Interacciones</b>					
<b>AB</b>	3,649 10 <sup>-3</sup>	2	1,824 10 <sup>-3</sup>	0,484	0,617
<b>Error</b>	0,588	156	3,767 10 <sup>-3</sup>		
<b>Total</b>	1,157	162			

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.4.: Análisis de la varianza para el contenido de humedad del suelo superficial.**

Como podemos observar en la Tabla 6.4 ni el *tratamiento*, ni el *microambiente*, ni sus interacciones pueden explicar las variaciones de humedad en la superficie del suelo durante todo el periodo estudiado.

Fuente de Variación	SC tipo III	GL	MC	F	Sig.
<b>Efectos principales</b>					
<b>A: Tratamiento</b>	0,100	2	5,009 10 <sup>-2</sup>	6,404	0,002
<b>B: Microambiente</b>	4,611 10 <sup>-3</sup>	1	4,611 10 <sup>-3</sup>	0,589	0,444
<b>Interacciones</b>					
<b>AB</b>	1,202 10 <sup>-2</sup>	2	6,011 10 <sup>-3</sup>	0,769	0,465
<b>Error</b>	1,220	156	7,822 10 <sup>-3</sup>		
<b>Total</b>	3,696	162			

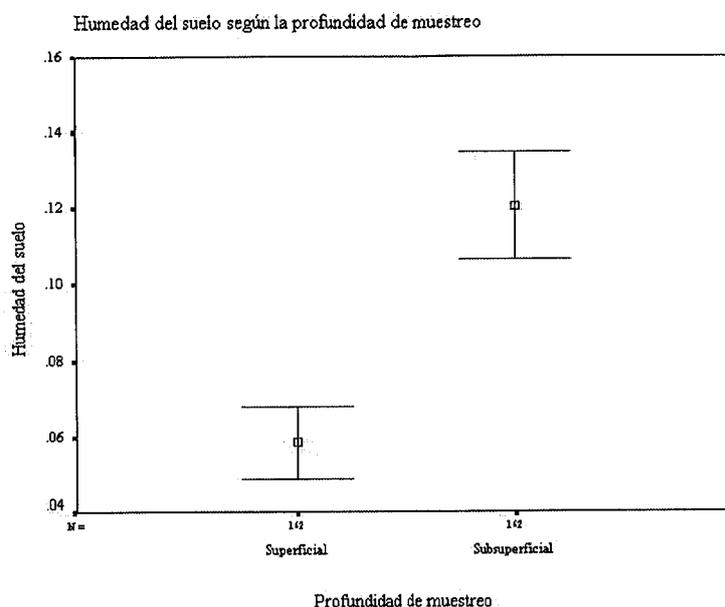
SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.5.: Análisis de la varianza para el contenido de la humedad del suelo subsuperficial.**

Como podemos observar en la Tabla 6.5. el factor *tratamiento* ejerce una influencia muy significativa (superior al 95%), es decir, el factor *tratamiento* explica las variaciones de humedad del suelo subsuperficial.

### Efecto de la profundidad de muestreo

En la Figura 6.7. se ilustra la influencia que tiene este factor con el contenido de humedad del suelo. El gráfico indica que a lo largo del periodo de estudio la superficie del suelo está mucho más seca que el suelo subsuperficial, en proporciones medias de  $0,059 \pm 0,061 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  frente a  $0,121 \pm 0,091 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Es decir, a lo largo del periodo de estudio la superficie está aproximadamente la mitad de húmeda que el suelo subsuperficial.



**Figura 6.7.:** Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) según el efecto de la profundidad de muestreo en el periodo de estudio.

### Efecto del tratamiento

#### *El suelo superficial*

En la Figura 6.8.A se indican las medias del contenido de agua del suelo superficial en el periodo de estudio. No se observan diferencias estadísticas significativas entre los tres tratamientos como ya habíamos comentado, por lo tanto la prueba post hoc del test de Bonferroni realizado, no resulta significativa. Sin embargo, podemos observar en la Figura 6.8.A que el suelo superficial afectado por el fuego

(*intenso y moderado*) tiende a tener un contenido de agua algo mayor que el suelo superficial del tratamiento control (sin quemar). Además, esta tendencia es más evidente en el suelo afectado por intensidad moderada. Esta tendencia está de acuerdo con las propiedades físicas analizadas, ya que el fuego moderado afecta menos negativamente a la capacidad de retención de agua y a la porosidad del suelo que el intenso, por lo que es de esperar que presente mayor contenido de humedad que con el tratamiento de fuego intenso. La tendencia del suelo quemado a una mayor humedad que la superficie del suelo control (con vegetación), puede explicarse por un descenso de la infiltración en los suelos quemados, con la correspondiente acumulación de agua en los horizontes más superficiales. Por último, la proximidad de las medias respecto al control podría explicarse porque la tendencia a concentrar más agua en superficie por disminución de la infiltración se compensa con una mayor evaporación en el suelo quemado (Tiedeman et al. 1979).

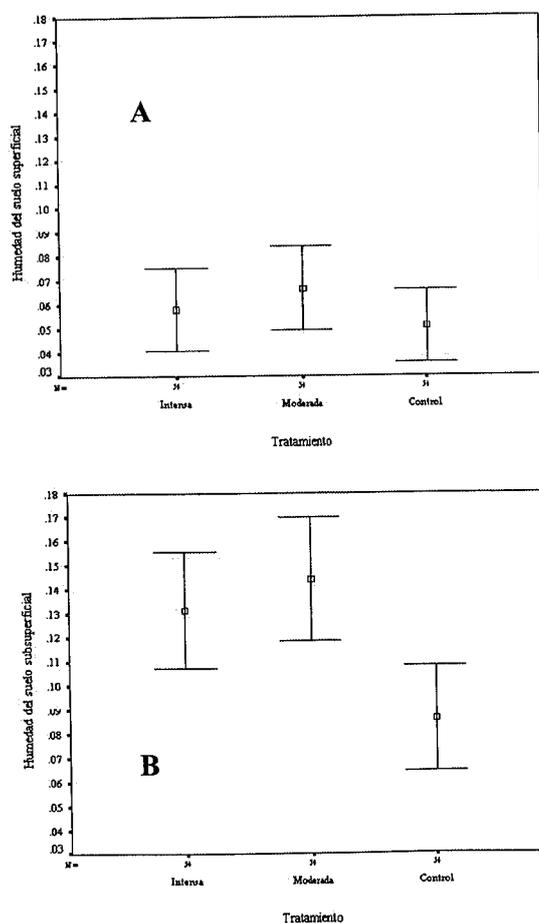


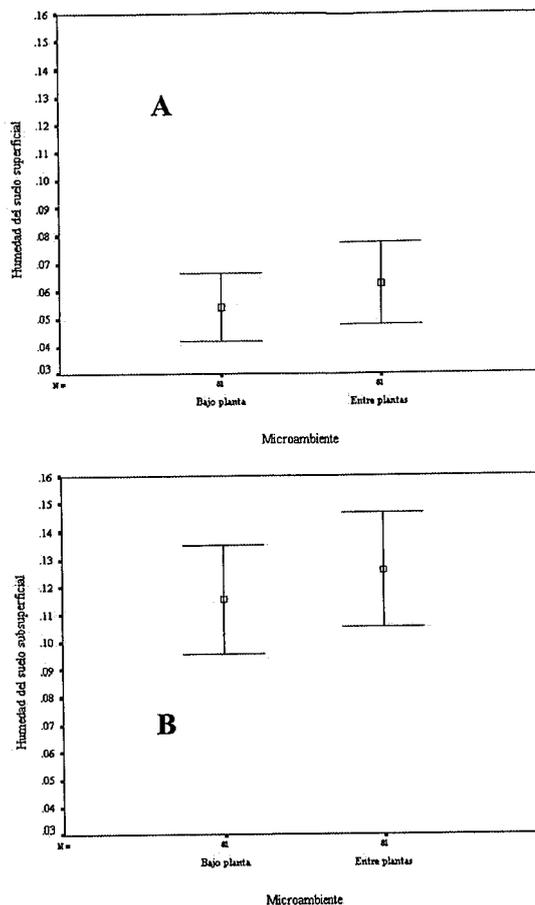
Figura 6.8.: Humedad del suelo (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) superficial (A) y subsuperficial (B) en función del efecto del tratamiento en el periodo de estudio.

### ***El suelo subsuperficial***

En la Figura 6.8.B los contenidos medios de humedad del suelo subsuperficial (10 – 100 mm) en el periodo de estudio confirman los resultados y la interpretación dada para la superficie, presentando el factor *tratamiento* diferencias estadísticas significativas al 95% con p-valor 0,002 (Tabla 6.5.). Como se observa en la Figura 6.8.B, las diferencias significativas entre los tratamientos son debidas al menor contenido de agua en el suelo subsuperficial del control respecto a los tratamientos de fuego (*intenso y moderado*). Así lo confirma la prueba post hoc de comparaciones múltiples del test de Bonferroni realizado. El test indica diferencias estadísticas significativas entre las parejas *Intensa-Control* y *Moderada-Control* con un nivel de significación superior al 95% (p-valores de 0,026 y 0,003 respectivamente). Es decir, las variaciones del contenido de agua en el suelo subsuperficial son explicadas por las diferencias existentes entre el suelo quemado y el suelo no quemado (control). Sin embargo no hay diferencias significativas debidas a la intensidad de fuego. No obstante, las tendencias entre ellas son similares a las observadas para el suelo superficial y sus diferencias respecto al control confirman la menor infiltración en el suelo quemado, la menor evaporación respecto a la superficie y la falta de utilización del agua por parte de la vegetación a este nivel de profundidad en la mayor parte del periodo estudiado.

### **Efecto del microambiente**

Cuando se analiza el efecto del *microambiente* en la humedad del suelo a lo largo del periodo de estudio (Tablas 6.3., 6.4. y 6.5.), no se observa una influencia significativa de este factor en ninguna de las profundidades, ni en ninguno de los tratamientos. Sin embargo, si observamos las medidas de la humedad del suelo superficial (Figura 6.9.A) y subsuperficial (Figura 6.9.B) en los microambientes *bajo planta* y *entre plantas* vemos que tienden a ser mayores en los segundos. Estas tendencias están indicando que el suelo inicialmente más compactado de los espacios *entre plantas* (por su textura más fina) sigue estando más compactado después del fuego que el suelo bajo vegetación de matorral incendiado, a pesar de que este segundo también ha sufrido modificaciones negativas de su porosidad respecto al estado anterior al fuego (ver Tabla 4.4. del Capítulo 4).



**Figura 6.9.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial (A) y subsuperficial (B) en función del efecto del microambiente en el periodo de estudio.**

Como veremos en el análisis estacional de la humedad del suelo, el tiempo transcurrido desde el incendio también ha de considerarse al analizar la influencia del factor *microambiente*. Al considerar las medias de la humedad del suelo a lo largo de todo el periodo de estudio, el efecto estacional quede enmascarado. De hecho, observaremos que el factor *microambiente* influye en el periodo próximo después del incendio, cuando las condiciones ambientales favorecen la evaporación, pero pierde dicha influencia en el periodo otoño-invierno posterior al incendio. Como veremos también (Figuras 6.10. y 6.11.), en el periodo inmediatamente posterior al incendio se detecta una interacción significativa entre el tratamiento y el microambiente. Dicha interacción se explicará en el apartado de variaciones estacionales de la humedad del suelo después del fuego Apartado 6.6.1.2.1.

### Interacción tratamiento-microambiente-fecha de medida

En las Figuras 6.10. A y B, y 6.11. A y B se presentan las medias de humedad y sus intervalos de confianza al 95% para el suelo superficial (0 – 10 mm) y para el suelo subsuperficial (10 – 100 mm), agrupados de acuerdo al tratamiento, al microambiente y a la fecha de muestreo, conjuntamente con los volúmenes de precipitación registrados durante el periodo de estudio.

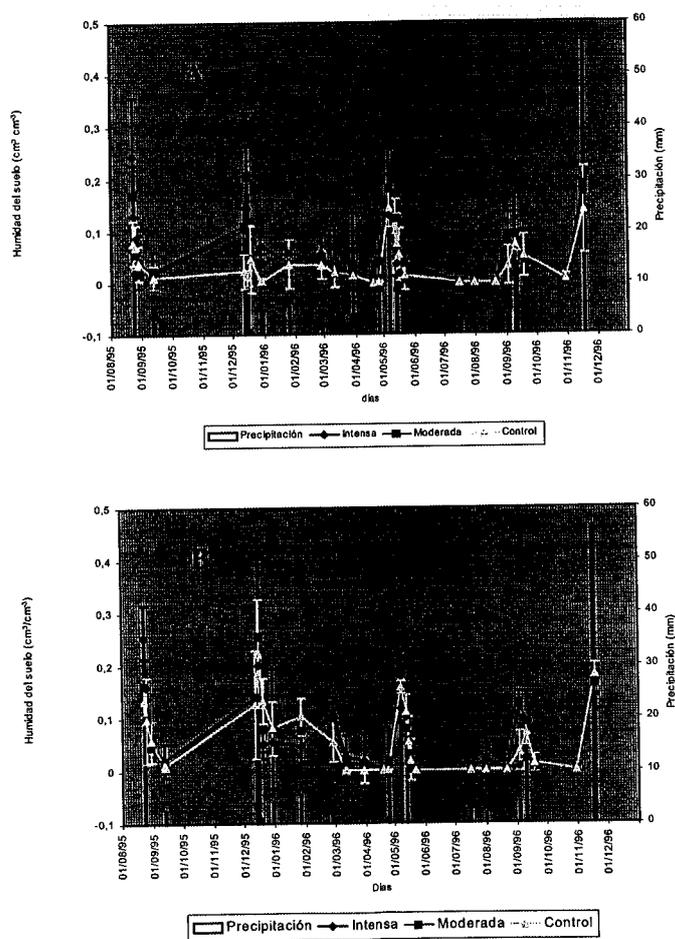
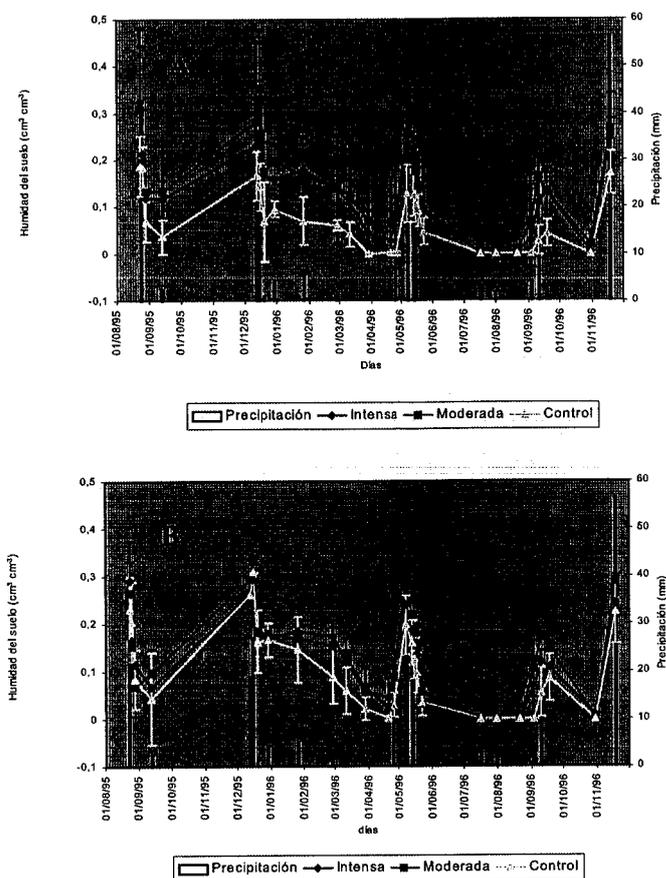


Figura 6.10.: Valores medios de la humedad volumétrica ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial con sus intervalos de confianza al 95% para los microambientes *bajo planta* (A) y *entre plantas* (B) en función del tratamiento.



**Figura 6.11.:** Valores medios de la humedad volumétrica ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo subsuperficial con sus intervalos de confianza al 95% para los microambientes *bajo planta* (A) y *entre plantas* (B) en función del tratamiento.

Para el periodo de estudio que comprende desde agosto de 1995 hasta diciembre del 1996 las Figuras 6.10. y 6.11. indican que suceden varios periodos de recarga y de desecación del suelo. Los periodos de recarga y posterior desecación corresponden a las precipitaciones de final del verano, del otoño-invierno y de primavera.

Al estudiar separadamente estos periodos (en el Apartado 6.6.1.2. de este Capítulo) se observa que para los periodos de recarga el incremento de humedad del suelo esta relacionado principalmente con la cantidad de lluvia caída y secundariamente con el estado del suelo. En los periodos de desecación del suelo, las variaciones de humedad están directamente relacionadas con la insolación, la evaporación existente y la presencia o no de cobertura vegetal.

## Resumen

El contenido de humedad del suelo de las parcelas de La Concordia durante el periodo de estudio, varía significativamente en función de la profundidad de muestreo, presentándose los valores más elevados en el suelo subsuperficial (Figura 6.7.). Las variaciones de humedad del suelo no se ven significativamente afectadas por el microambiente, aunque la humedad del microambiente *entre plantas* tiende a ser ligeramente superior (Figura 6.9.). Respecto al efecto de los diferentes tratamientos, sólo se observan diferencias estadísticamente significativas en el suelo subsuperficial. El suelo subsuperficial quemado presenta valores de humedad superiores al suelo control. El tratamiento que presenta mayor contenido volumétrico de agua en el suelo tanto superficial como subsuperficial es el *moderado* (Figura 6.8.).

De las Figuras 6.10. y 6.11., de forma general en todo el periodo de estudio parece derivarse que el suelo superficial afectado por fuego tiende a una estabilización de los valores de humedad, alcanzándose dicha estabilización antes para el microambiente *bajo planta* que *entre plantas*, (Figura 6.10. A y B). Estos valores próximos al suelo control se producen a partir del año del incendio. Es decir, que la heterogeneidad en los valores de humedad existente en la superficie del suelo de las parcelas al inicio del periodo de estudio, tiende a reducirse hacia el final del periodo de estudio, lo que nos está indicando que los mecanismos de recuperación de la zona pueden estar venciendo al impacto del incendio sobre la superficie del suelo y ello se traduce en una homogeneización de los valores de humedad del suelo. Dichos mecanismos parecen acelerarse más en el microambiente *bajo plantas*.

Para el suelo subsuperficial la tendencia a la estabilización de los valores de humedad del suelo quemado se alcanza de forma semejante en los dos tipos de microambientes, aunque es menos evidente que para el suelo superficial, como se puede observar en la Figura 6.11. A y B. La heterogeneidad de los valores de humedad se mantiene cuando se producen eventos de lluvia, no obstante los valores de humedad están más próximos entre sí que al principio del periodo de estudio. El comportamiento del suelo subsuperficial quemado en los dos microambientes es muy semejante en todo el periodo de estudio.

De acuerdo a estas pautas, el suelo subsuperficial del microambiente *bajo plantas* afectado por intensidad de fuego *moderado* es el que presenta mejores condiciones hídricas (y también físicas ver Capítulo 4) para la recuperación a nivel

ecológico. El suelo subsuperficial del tratamiento de fuego *intenso* presenta condiciones hídricas semejantes al *moderado*, pero los contenidos de humedad son ligeramente menores.

### **6.6.1.2. Variaciones estacionales de la humedad del suelo**

En el apartado anterior mencionábamos que al analizar anualmente los valores de humedad del suelo, algunos efectos estacionales importantes de los factores analizados podían quedar enmascarados. En este apartado vamos a analizar los valores de humedad de forma estacional para poner en evidencia posibles efectos temporales de algunos de los factores que pueden influir en la humedad del suelo incendiado.

Para este estudio se disponen de los datos correspondientes a tres periodos después del incendio, en los cuales se realizó un seguimiento detallado de la humedad que permite evaluar como ocurren los procesos de humectación y desecación en los suelos quemados y en el suelo control. Los tres periodos mencionados son los siguientes:

1. **Periodo de finales de verano** que comprende desde el 23 de agosto hasta el 12 de septiembre de 1995. Este periodo se eligió por tratarse de las primeras lluvias de cierta intensidad ocurridas tras el primer verano posterior al incendio experimental.
2. **Periodo de finales del otoño a principios del invierno** que comprende desde el 12 de diciembre al 29 de diciembre de 1995. Se correspondería con el periodo de lluvias otoñales característico de la zona.
3. **Periodo de primavera** que comprende desde el 25 de abril al 22 de mayo de 1996. Se correspondería con el primer periodo de lluvias de primavera después del incendio, también característico de la zona. Coincide con el cumplimiento de un año después del incendio y permite evaluar en que medida se ha producido la recuperación de la vegetación y en que estado está el suelo un año después del estudio, tras los periodos de lluvias típicos de la zona.

### 6.6.1.2.1. Variaciones de la humedad del suelo a finales del verano de 1995 (tras el primer verano posterior al incendio)<sup>1</sup>

El estudio fue realizado en dos de las tres parcelas de cada tratamiento (*Intensa, Moderada y Control*). Se determinaron las variaciones del contenido de agua en el suelo desde la lluvia del 23 de agosto hasta que el suelo se secó. Las medidas fueron tomadas en el suelo superficial (0 – 10 mm) y en el suelo subsuperficial de 10 – 100 mm de profundidad. El contenido de agua en el suelo se midió el 1<sup>er</sup>, 2<sup>o</sup>, 6<sup>o</sup> y 20<sup>o</sup> día después de la lluvia. La cantidad de precipitación caída fue de 26,2 l m<sup>-2</sup> con una intensidad media de 16,4 mm h<sup>-1</sup>. Esta lluvia produjo la primera escorrentía y sedimentos tras el fuego.

Para este periodo de estudio se tomaron un total de 48 medidas, distribuidas de la siguiente forma:

- En el suelo control (sin quemar) se identificaron 8 puntos de muestreo en el microambiente *bajo planta* y otros 8 en el microambiente *entre plantas*. La mitad correspondían a la superficie y la otra mitad al suelo subsuperficial
- En el tratamiento de fuego intenso, igualmente se muestrearon 8 puntos para el microambiente *bajo planta* y 8 para el microambiente *entre plantas*.
- También para el tratamiento de fuego moderado se muestrearon 8 puntos para el microambiente *bajo plantas* y 8 para el microambiente *entre plantas*.

La posición de los puntos de muestro en cada parcela fue marcada con estaquillas, pero las sondas de TDR no fueron instaladas permanentemente hasta finales de noviembre, con lo que las medidas tomadas a lo largo de este periodo de estudio no son “medidas repetidas” en el sentido literal de la palabra, por lo tanto no pueden ser analizadas por medio de un ANOVA de este tipo. Por lo tanto hemos aplicado un MANOVA para estudiar la influencia de la profundidad, de los tratamientos y del microambiente y de la fecha de medida de la humedad tras la lluvia en este periodo.

---

<sup>1</sup> Estos resultados están contenidos en la publicación *Ecosystems and Sustainable Development* 1998, Computational Mechanics Publications, Reino Unido pág 581-590.

En la Tabla 6.6. se presenta el análisis de la varianza para el contenido de agua en el suelo superficial (0 – 10 mm) según el tratamiento, el microambiente y la fecha de medida.

Fuente de Variación	SC tipo III	GL	MC	F	Sig.
<b>Efectos principales</b>					
<b>A: Tratamiento</b>	0,0561	2	0,0281	13,616	0,0000
<b>B: Microambiente</b>	0,0109	1	0,0109	5,317	0,0223
<b>C: Tiempo</b>	0,6419	3	0,2139	103,779	0,0000
<b>Interacciones</b>					
<b>AB</b>	0,0022	2	0,0011	0,538	0,5849
<b>AC</b>	0,1191	6	0,0198	9,633	0,0000
<b>BC</b>	0,0003	3	0,0001	0,056	0,9827
<b>ABC</b>	0,0265	6	0,0044	2,150	0,0503
<b>Error</b>	0,3463	168	0,0020		
<b>Total</b>	1,203	191			

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.6.: Análisis de la varianza para el contenido de humedad del suelo superficial para el periodo de finales de verano de 1995.**

En esta tabla 6.6. podemos observar que en este periodo los tres factores analizados ejercen una influencia significativa al 95% en la humedad del suelo. Solo la interacción doble tratamiento-tiempo es significativa, lo que indica que la humedad del suelo superficial varía tras la lluvia de forma diferente en cada tratamiento. También es destacable la casi significativa interacción triple, que nos indica que las variaciones anteriores también son diferentes para cada microambiente. Esta interacción ABC está indicando la gran complejidad espacial y temporal (a corto plazo) de la humedad en la superficie del suelo tras las primeras lluvias acaecidas después del fuego.

En la Tabla 6.7. se presenta el análisis de la varianza para el suelo subsuperficial de 10 – 100 mm de profundidad, en función de los mismos factores.

Fuente de Variación	SC tipo III	GL	MC	F	Sig.
<b>Efectos principales</b>					
<b>A: Tratamiento</b>	0,0794	2	0,0397	6,514	0,0019
<b>B: Microambiente</b>	0,0178	1	0,0178	5,921	0,0893
<b>C: Tiempo</b>	1,0590	3	0,3530	57,902	0,0000
<b>Interacciones</b>					
<b>AB</b>	0,0408	2	0,0204	3,351	0,0374
<b>AC</b>	0,0712	6	0,0119	1,946	0,0762
<b>BC</b>	0,0015	3	0,0005	0,085	0,9684
<b>ABC</b>	0,0081	6	0,0013	0,222	0,9694
<b>Error</b>	1,0242	168	0,0061		
<b>Total</b>	2,3022	191			

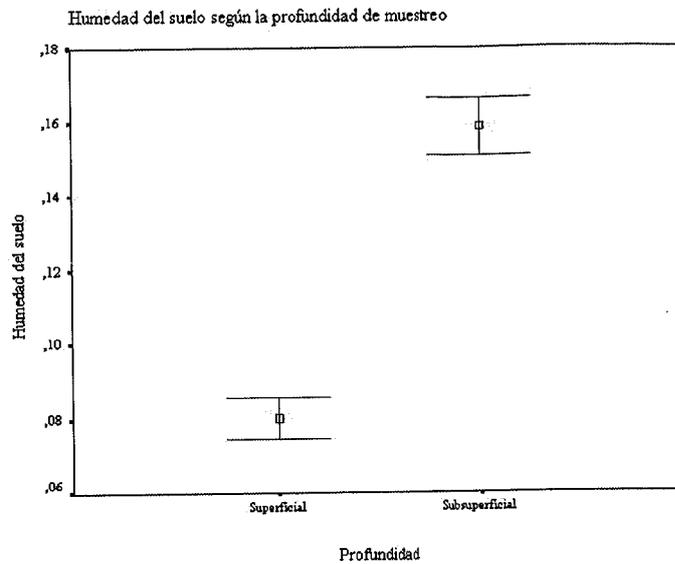
SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.7.: Análisis de la varianza para el contenido de humedad del suelo subsuperficial para el periodo de finales de verano de 1995.**

En esta Tabla 6.7. podemos observar que la humedad del suelo subsuperficial tras las primeras lluvias de finales de verano está influenciada fundamentalmente por los factores *tratamiento* y *tiempo*. El factor *microambiente* influye menos, aunque está próximo a presentar significación. Sin embargo la interacción *tratamiento-microambiente* es significativa, lo que indica que la humedad en el suelo subsuperficial varía de forma diferente en cada tratamiento dependiendo también del microambiente.

#### ***El efecto de la profundidad de muestreo***

En la Figura 6.12. se ilustra la influencia que este factor tiene en el contenido de humedad en el suelo a finales del primer verano tras el incendio. El gráfico está indicando que el contenido medio para el suelo de 10 – 100 mm ( $0,16 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) es significativamente más elevado que para el suelo de 0 – 10 mm ( $0,08 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ). Por término medio la superficie está la mitad de seca que el suelo subsuperficial.

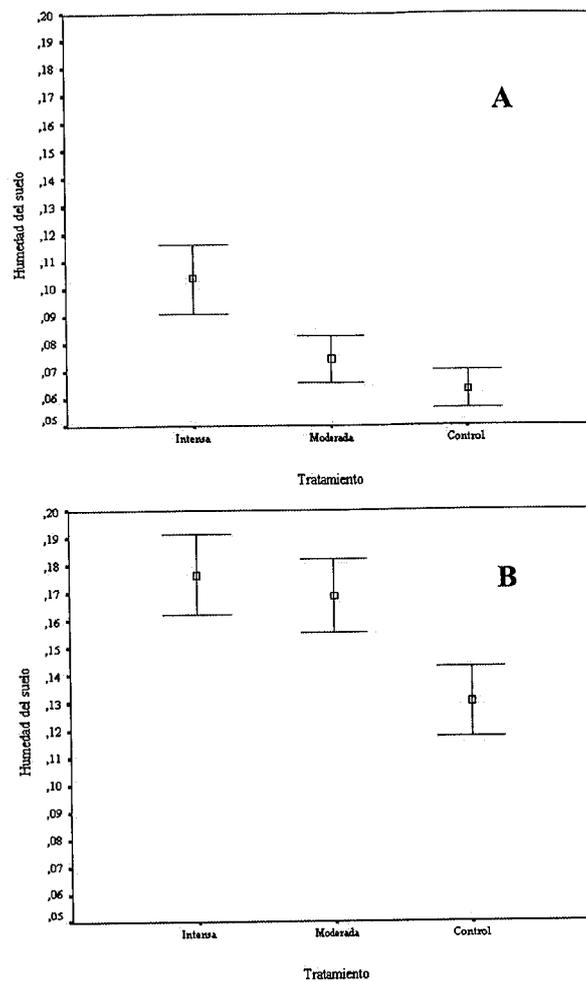


**Figura 6.12.:** Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) según el efecto de la profundidad de muestreo en el periodo de finales de verano del 95.

### *El efecto del tratamiento*

#### *El suelo superficial*

Como podemos observar en la Figura 6.13.A el contenido de agua para el suelo superficial en este periodo de verano, varía significativamente en función del tipo de tratamiento. El suelo superficial del tratamiento de fuego *intenso* está significativamente más húmedo que el suelo con tratamiento de fuego *moderado* y el *control*. La prueba post hoc de comparaciones múltiples del test de Bonferroni, indica diferencias estadísticamente significativas entre las parejas de tratamiento comparadas *Intensa-Moderada* e *Intensa-Control*, con un nivel de significación superior al 95% (p-valores 0,000 y 0,000 respectivamente), es decir, las variaciones de humedad del suelo superficial en este periodo pueden ser explicadas por las diferencias existentes entre el tratamiento de fuego *intenso* y el resto de tratamientos. El orden de humedad en el suelo superficial es el siguiente *fuego intenso* > *fuego moderado* = *control*. Estos resultados se explican por el mayor impacto del fuego intenso sobre las propiedades hidrofísicas de la superficie del suelo.



**Figura 6.13.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) superficial (A) y subsuperficial (B) en función del efecto del tratamiento en el periodo de finales de verano del 95.**

*El suelo subsuperficial*

Como podemos observar en la Figura 6.13.B, el contenido de agua en el suelo subsuperficial en el periodo de estudio, varía significativamente ( $p > 95\%$ ) entre los distintos tratamientos. La humedad en el suelo subsuperficial del tratamiento *control* es inferior a la del suelo quemado (fuego *intenso* y *moderado*). La prueba post hoc de comparaciones múltiples del test de Bonferroni indica diferencias estadísticamente significativas entre las parejas de tratamiento comparadas *Intensa-Control* y *Moderada-Control* (nivel de significación superior al 95% con p-valores 0,001 y 0,004 respectivamente). El orden de humedad en el suelo subsuperficial es el siguiente *fuego intenso = fuego moderado > control*.

Los resultados para el suelo subsuperficial confirman la hipótesis de una menor infiltración en los suelos quemados, que es tanto menor (y por tanto el suelo está más húmedo) cuanto mayor es la intensidad del fuego. La presencia de plantas y las mejores condiciones físicas del suelo control aumentan la infiltración del agua hacia zonas más profundas del perfil, donde es utilizada por las raíces. La intensidad del fuego deteriora las propiedades del suelo lo que unido a la ausencia de vegetación hace aumentar el contenido de humedad cerca de la superficie, en lugar de infiltrarse hacia capas más profundas. La reducción de la macroporosidad del suelo debida a la intensidad podría ser la causa de dicho aumento de humedad (Mallik et al., 1984; Christensen, 1994).

### *El efecto del microambiente*

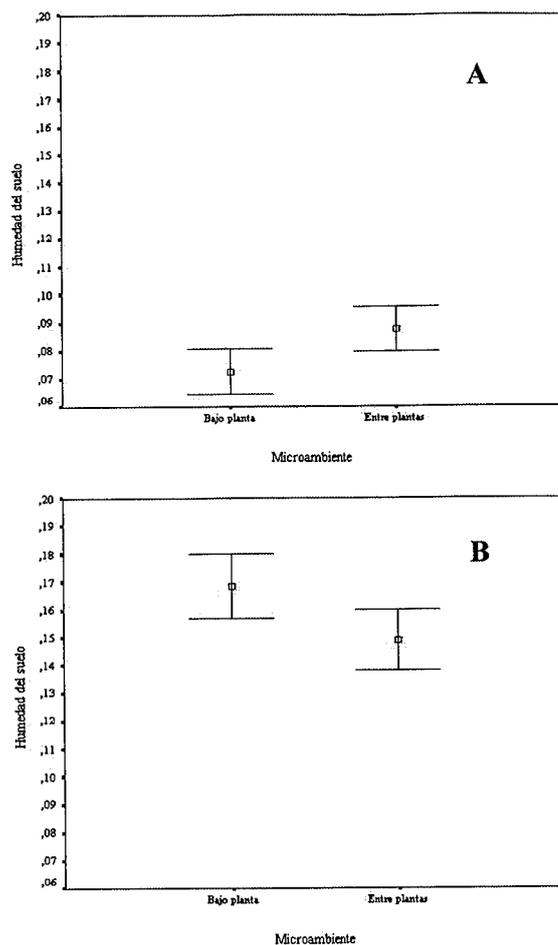
#### *El suelo superficial*

Como se presenta en la Figura 6.14.A, la humedad de la superficie del suelo *entre plantas* es significativamente mayor que *bajo plantas* (p-valor 0,0223). Como se mencionó en el capítulo de propiedades físicas, las propiedades físicas del suelo quemado *entre plantas* son peores que las del suelo *bajo plantas*, por lo que los resultados obtenidos apoyarían la hipótesis de una menor infiltración de agua en este tipo de microambiente o, lo que es lo mismo, una mayor escorrentía. La mayor humedad del suelo *entre plantas* también podría resultar de la condensación del agua bajo las piedras (que caracterizan este microambiente) tras el proceso de evaporación hacia la superficie (Jury & Bellantuoni, 1976; Nobel et al., 1992; Kemper et al., 1994). Hay pues dos razones que explicarían el efecto microambiente en el primer periodo de lluvias tras el fuego, la textura más fina (y la estructura más compactada) y la mayor pedregosidad superficial del microambiente *entre plantas* comparadas con el microambiente *bajo planta*.

#### *El suelo subsuperficial*

Aunque no se observan diferencias estadísticamente significativas (p-valor = 0,0893; Tabla 6.7.) entre los dos microambientes, el contenido de agua en el suelo subsuperficial para el microambiente *bajo plantas* tiende a ser ligeramente superior

(Figura 6.14.B), y esta tendencia es opuesta a la obtenida en el suelo superficial, lo que apoyaría la hipótesis de una mayor evaporación del suelo *entre plantas*.



**Figura 6.14.:** Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial (A) y subsuperficial (B) en función del efecto del microambiente en el periodo de finales de verano del 95.

#### *El efecto de la fecha de medida*

#### *El suelo superficial*

En la Figura 6.15.A puede observarse que el contenido de agua en el suelo superficial decrece en función del número de días transcurridos desde la lluvia. Dichas variaciones de humedad son estadísticamente significativas ( $p\text{-valor} = 0,0000$ , Tabla 6.6.). Las pruebas post hoc de comparaciones múltiples del test de Bonferroni, indican

diferencias estadísticamente significativas entre las parejas de días de medida comparadas 1-2, 1-6, 1-20, 2-6, 2-20 y 6-20, con un nivel de significación superior al 95%. El orden de humedad del suelo superficial a lo largo del periodo medido es  $1 \gg 2 > 6 \geq 20$ . El decrecimiento de la humedad del suelo superficial es muy rápido los dos primeros días tras la lluvia y se ralentiza tanto más cuanto más seco está el suelo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Roundy et al. (1997) en suelos de Arizona, quienes destacan que este tipo de respuesta a las lluvias de verano puede favorecer la germinación de algunas herbáceas aunque también su mortalidad temprana si los niveles de humedad no se recuperan mediante otra lluvia.

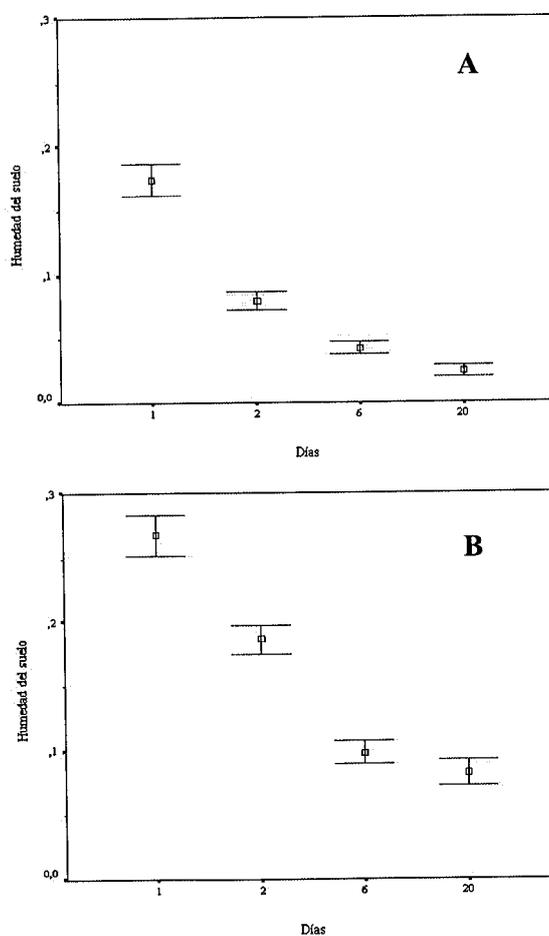


Figura 6.15.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial (A) y subsuperficial (B) en función del efecto de la fecha de medida en el periodo de finales de verano del 95.

### *El suelo subsuperficial*

En la Figura 6.15.B se presentan las variaciones de humedad del suelo subsuperficial en el periodo estudiado. El comportamiento general es similar al superficial, aunque la desecación es más lenta que para el suelo superficial. A diferencia de la superficie, no existen diferencias significativas entre el 6° día y el 20° día de medida. Es decir, que la humedad del suelo subsuperficial se estabiliza (evaporación mínima) al 6° día, mientras que al 20° día aún continúa disminuyendo en la superficie. Por lo tanto el orden de la humedad del suelo subsuperficial es el siguiente  $1 \gg 2 \gg 6 \cong 20$ . Roundy et al. (1997) sugieren que estos niveles de humedad subsuperficial podrían favorecer el desarrollo radicular de las semillas anteriores si las condiciones de la superficie no causan su mortalidad antes de que dicha radícula empiece a formarse.

### ***Interacción tratamiento-microambiente-fecha en el primer verano tras el incendio***

#### *El suelo superficial*

En la Figura 6.16. A y B se presentan las medias y los intervalos de confianza para los contenidos de agua en el suelo superficial en función del *tratamiento*, el *microambiente* y la *fecha de medida*. Como podemos observar tanto en la Figura 6.16. A y B como en la Tabla 6.6., la interacción de los tres factores es prácticamente significativa (p-valor muy próximo al 0,05). Esto indica que los tres factores conjuntamente influyen en los valores de humedad y que no se pueden interpretar de forma aislada.

Para dar un sentido ecológico a los resultados de la Figura 6.16. A y B podemos evaluarlos respecto a la humedad del suelo en el punto de marchitamiento permanente ( $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ). Ninguno de los tratamientos ni microambientes del suelo superficial mantiene un nivel de agua por encima de  $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  durante más de dos días después de la lluvia. Bajo estas condiciones la colonización vegetal postincendio estaría limitada por falta de humedad.

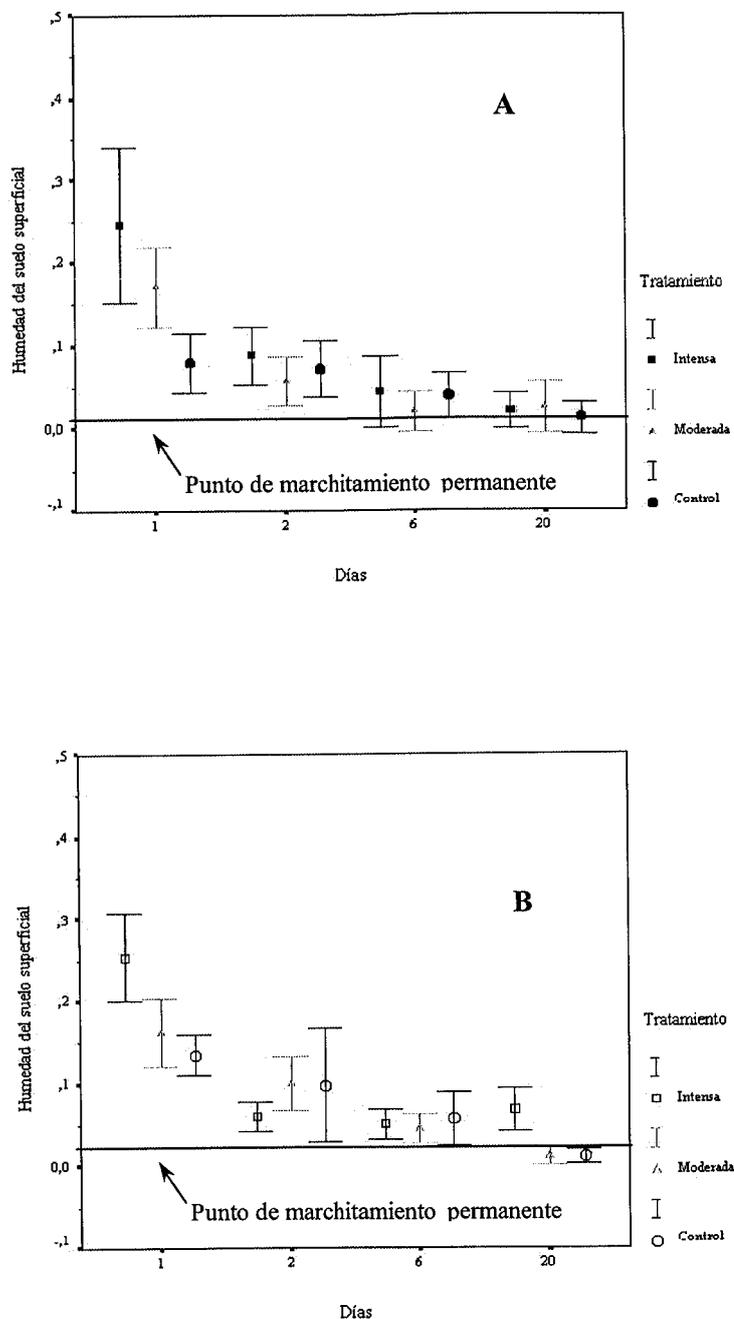


Figura 6.16.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial en función del efecto de la interacción tratamiento-microambiente (Bajo planta (A); Entre plantas (B)) - fecha de medida en el periodo de finales de verano del 95.

Para entender mejor el significado de la interacción de los factores *tratamiento*, *microambiente* y *tiempo de medida* hemos realizado un ajuste exponencial (Ecuación 6.1.) de las variaciones de humedad de cada tipo de *microambiente* y *tratamiento* con la

fecha de medida después de la lluvia (Figura 6.17.). La bondad del ajuste y los parámetros del modelo se indican en la Tabla 6.8.

$$Humedad_{TDR} = a + b * e^{(-c * dias)} \quad \text{Ecuación 6.1.}$$

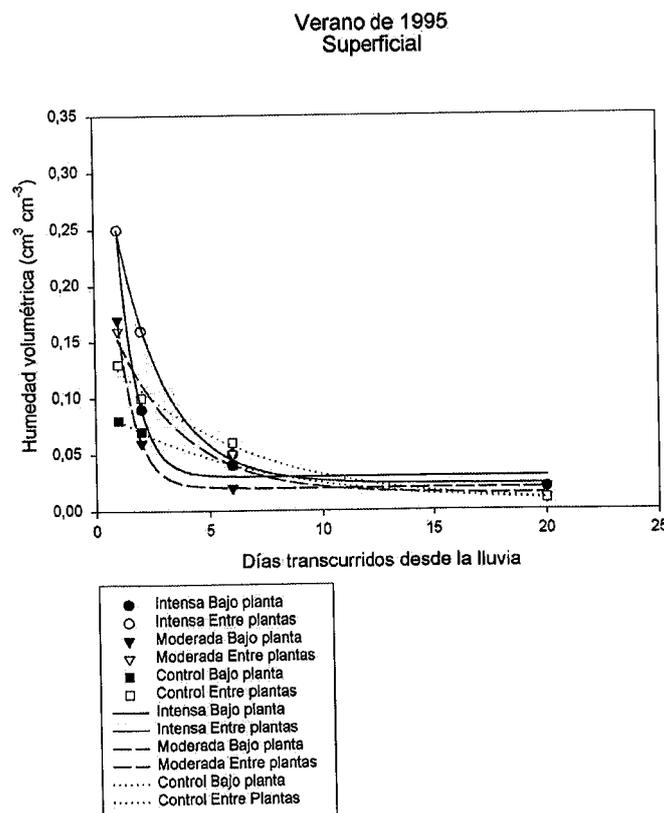
Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	0,031±0,010*	0,808±0,256*	1,330±0,340*	0,991*	0,839
	Moderada	0,022±0,003**	0,633±0,075**	1,450±0,118**	0,999**	0,655
	Control	0,009±0,003*	0,085±0,003**	0,165±0,024*	0,998**	0,094
Entre plantas	Intensa	0,020±0,006 <sup>ns</sup>	0,354±0,025*	0,457±0,059*	0,997*	0,384
	Moderada	0,017±0,015 <sup>ns</sup>	0,211±0,044*	0,405±0,175*	0,980*	0,228
	Control	0,011±0,013 <sup>ns</sup>	0,146±0,019*	0,208±0,078*	0,984*	0,157

\*\* Nivel de significación al 0,01.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.8.:** Parámetros de la ecuación exponencial (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del *microambiente* y del *tratamiento* para el suelo superficial para el periodo de finales de verano del 95.



**Figura 6.17.:** Curvas de secado del suelo superficial según la Ecuación 6.1. para el periodo de finales de verano del 95.

Bajo condiciones semidesérticas, Roundy et al. (1997) describen el proceso de secado del suelo tras lluvias de verano mediante polinomios de orden 2. Sin embargo, bajo condiciones climáticas similares a las de la zona de estudio, en suelos afectados por fuego Gómez (2000) describe el proceso de desecación del suelo mediante un modelo exponencial asintótico decreciente (Ecuación 6.1.). Nuestros valores se ajustan también al modelo exponencial de la Ecuación 6.1. El parámetro  $c$  de este modelo aplicado al suelo quemado tras las primeras lluvias (cuando no se ha producido aún ningún tipo de recuperación vegetal) nos indica la tasa de evaporación de la superficie del suelo. En el caso del suelo control nos indica la tasa de evapotranspiración. El modelo indica que la tasa de evaporación no es constante sino que es muy alta cuando el suelo está húmedo (primeros días tras la lluvia y tiende a ser muy baja y constante (asintótica) cuando se alcanzan determinados niveles de humedad. La ordenada a  $t = 1$  obtenida como suma de los parámetros  $a$  y  $b$  indica el grado de humedad de las superficies una vez se ha producido el drenaje del agua gravitacional (agua en los macroporos), o en su defecto, la escorrentía.

Como puede observarse en la Tabla 6.8., la superficie del suelo afectado por alta intensidad (tanto en el microambiente *bajo plantas* como *entre plantas*) acumula más humedad que el resto de tratamientos. Ello indica que estas superficies tienen menor macroporosidad. Sin embargo, también tienen una tasa media de desecación mayor que el resto de superficies (parámetro  $c$  de la Tabla 6.8.). Por el contrario, los menores valores de humedad a  $t = 1$  y la menor tasa de desecación corresponden al suelo *control bajo planta*. La superficie del suelo afectado por intensidad *moderada* alcanza valores intermedios, y tanto el contenido de humedad a  $t = 1$  como la tasa de desecación son mayores en el microambiente *bajo planta*.

En la Figura 6.17. se representan gráficamente los resultados indicados. La interpretación del gradiente de humedad inicial puede hacerse en función del deterioro de las propiedades hidrofísicas, mientras que la tasa de desecación parece deberse a la mayor evaporación inducida por la acumulación de cenizas y a su color debidas a la intensidad del fuego. Los microambientes *bajo planta* y *entre plantas* del tratamiento de fuego intenso son hidrodinámicamente más desfavorables puesto que favorecen más la humectación de la superficie porque generan más escorrentía, impiden la infiltración y son más susceptibles al proceso de evaporación. Les siguen los microambientes *bajo planta* del tratamiento de *fuego moderado* (con gran acumulación de cenizas de color negro), el microambiente *entre plantas* con *fuego moderado* (con menos cenizas que

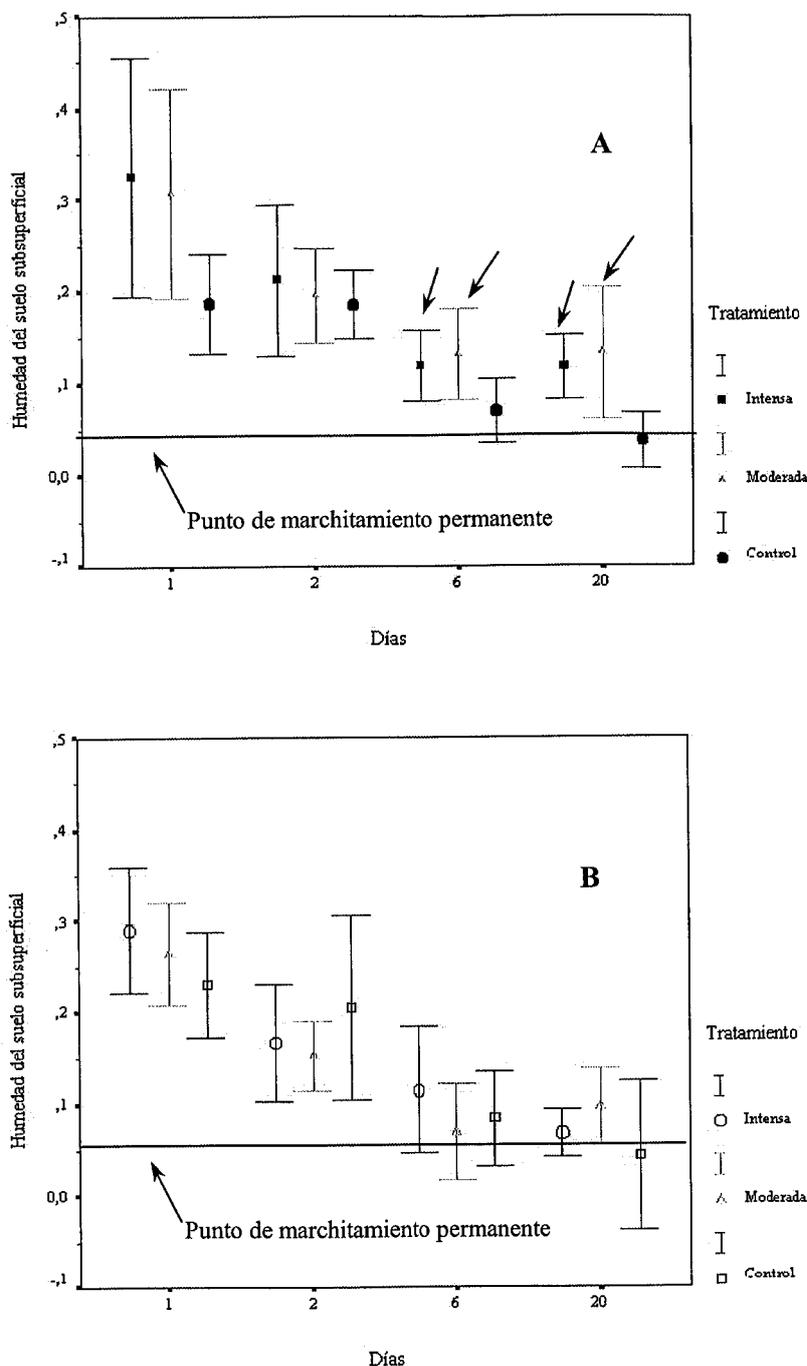
*bajo planta*), el suelo *entre plantas* del *control*, y, por último el suelo *bajo planta* del *control*.

Los primeros se interpretan fundamentalmente debido a un gradiente de degradación de las propiedades hidrofísicas del suelo debido a la intensidad, de forma que el agua se infiltra menos en el suelo por reducción de la porosidad, son superficies que generan más escorrentía y ello explica que la superficie del suelo esté más húmeda. El gradiente de desecación observado también está relacionado con lo anterior pero fundamentalmente depende de la acumulación de cenizas y su color (Raison, 1979). En el tratamiento de *fuego intenso*, las cenizas son más abundantes pero su color es blanquecino (debido a la mayor intensidad), mientras que en el de *fuego moderado*, el color de las cenizas es negro. Este tipo de superficie ennegrecida se calienta más (ver Apartado 6.6.2. de este Capítulo de la Temperatura del suelo) y, por tanto, evapora más debido a que absorbe más la radiación solar. El menor contenido de humedad de la superficie del suelo bajo las especies de matorral del *control* se debe a una mayor intercepción de la lluvia y a una mayor capacidad de infiltración del suelo.

#### *El suelo subsuperficial*

En la Figura 6.18. A y B se presentan, para el suelo subsuperficial, las medias y los intervalos de confianza al 95% de los contenidos de agua agrupados en función de los tres factores (*tratamientos-microambiente-fecha de medida*). Como podemos observar tanto en la Figura 6.18. A y B como en la Tabla 6.7., la triple interacción no es estadísticamente significativa, aunque si lo es la interacción doble *Tratamiento-Microambiente*.

Desde el punto de vista ecológico, solamente el suelo subsuperficial del microambiente *bajo planta* en los dos tratamientos quemados *intenso* y *moderado* (ver las flechas de la Figura 6.18. A), permanece por encima de  $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  incluso veinte días después de la lluvia, lo que sugiere que las condiciones de humedad menos limitantes para la recuperación vegetal post-incendio después del periodo de estrés vegetativo de verano (Mitrakos, 1980) se dan en la subsuperficie del suelo quemado bajo especies de matorral (flechas de la Figura 6.18. A).



**Figura 6.18.:** Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) del suelo subsuperficial en función del efecto de la interacción tratamiento-microambiente (Bajo planta (A); Entre plantas (B)) - fecha de medida en el periodo de finales de verano del 95.

El significado de la interacción *Tratamiento-Microambiente* puede explicarse y entenderse mejor tras el ajuste de los datos de humedad del suelo subsuperficial (Figura 6.19.) al modelo exponencial asintótico decreciente (Ecuación 6.1.), cuyos parámetros se indican en la Tabla 6.19.

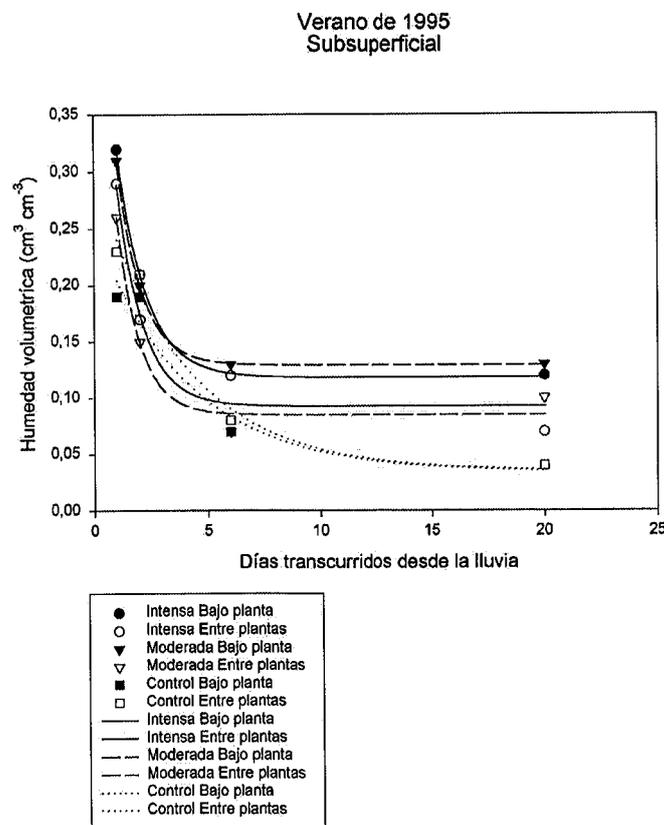
Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	0,115±0,001*	0,453±0,008*	0,773±0,016*	0,999*	0,469
	Moderada	0,132±0,001**	0,480±0,012*	1,003±0,024*	0,999**	0,612
	Control	0,032±0,031 <sup>ns</sup>	0,215±0,050*	0,244±0,150*	0,955*	0,247
Entre plantas	Intensa	0,090±0,023*	0,498±0,255 <sup>ns</sup>	0,911±0,474*	0,963*	0,588
	Moderada	0,083±0,015*	0,488±0,192*	0,988±0,368*	0,980*	0,571
	Control	0,040±0,018 <sup>ns</sup>	0,260±0,032*	0,266±0,082*	0,988*	0,300

\*\* Nivel de significación al 0,01.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.19.: Parámetros de la ecuación exponencial (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del microambiente y del tratamiento para el suelo subsuperficial para el periodo de finales de verano del 95.**



**Figura 6.19.: Curvas de secado del suelo subsuperficial según la Ecuación 6.1. para el periodo de finales de verano del 95.**

En la Tabla 6.19. puede observarse que los valores de humedad a  $t = 1$  (**a + b**) del suelo subsuperficial afectado por las dos intensidades de fuego son mayores que los del suelo control. También la velocidad de desecación (parámetro **c**) de estos suelos es mayor que la del suelo control ( $0,24 - 0,27 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} / \text{ día}$ ). En los suelos afectados por la intensidad de fuego hay una interacción *intensidad-microambiente*. La tasa de desecación del microambiente *entre plantas* afectado por *fuego intenso* ( $0,911 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} / \text{ día}$ ) es mayor que la del microambiente *bajo plantas* ( $0,773 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} / \text{ día}$ ). En el caso del *fuego moderado* ambos microambientes se desecan de forma similar ( $1 - 0,988 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} / \text{ día}$ ). El balance de humedad del suelo subsuperficial resultante del proceso de infiltración y evaporación resulta más favorable para el microambiente *bajo plantas* de los tratamientos de fuego *moderado* e *intenso*. Este resultado está de acuerdo con el obtenido por Lamont et al. (1993), quienes destacan unas mejores condiciones físicas e hídricas del suelo en los microambientes quemados bajo planta que favorecen la germinación aunque también la competencia por el agua en estadios posteriores del proceso de implantación y crecimiento. Es esperable, de acuerdo a los resultados de la bibliografía (Ferrandis et al. 1996) que el banco de semillas de las especies dominantes se encuentre en el suelo subsuperficial del microambiente bajo plantas por lo que las semillas (fundamentalmente de *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis*) presentarían en este microambiente un balance hídrico favorable para iniciar su germinación. Por otro lado, es esperable también la colonización por rebrote de *Brachypodium retusum* (Abad et al., 1997). Si los efectos de una mayor intensidad sobre el suelo pueden equipararse a los efectos de una mayor frecuencia, de acuerdo a los resultados de Abad et al. (1997) en los microambientes *bajo planta* del tratamiento *intenso* se produciría una mayor colonización de esta especie que en el de tratamiento *moderado* pero, posiblemente, también una mayor mortalidad en los periodos de sequedad posteriores a las lluvias.

### ***Discusión y conclusiones***

La intensidad del fuego (ver Capítulo 3 correspondiente a las Intensidades del Fuego) y el patrón de distribución espacial de las propiedades del suelo quemado (ver Capítulo 4) están de acuerdo con el patrón vegetación-suelo existente antes del fuego. Ambas, junto con la profundidad de muestreo de la humedad y la fecha de medida

después de las primeras lluvias estivales ocurridas tras el fuego pueden explicar las variaciones de humedad del suelo en los primeros meses después del fuego.

Para el suelo superficial, el patrón de la humedad del suelo está muy influenciado por la intensidad del fuego. Estos resultados están de acuerdo con los resultados obtenidos en estudios pioneros en incendios de chaparral (Sampson, 1944) y estudios más recientes en bosques de *Pinus pinaster* jóvenes en el norte de Portugal (Rego & Botelho, 1993) y con los obtenidos tras algunos fuegos prescritos (Haase, 1986; De Ronde et al. 1990).

Bajo las condiciones de nuestro estudio, el efecto de la intensidad del fuego en el contenido de agua de la superficie del suelo sigue el orden *Intensa > Moderada = Control*. Este resultado puede interpretarse a la luz de diferentes procesos. En primer lugar, la ausencia de vegetación tras fuegos intensos y moderados, que hace que la evapotranspiración en áreas quemadas sea menor que en áreas con vegetación (Tiedeman, et al., 1979). Otro de los procesos deriva de las modificaciones de la intensidad del fuego en las propiedades físicas relacionadas con la dinámica del agua en el suelo. En el capítulo de propiedades físicas se indicó que los efectos principales de la intensidad del fuego se producen en la superficie del suelo. El fuego *Intenso* disminuye más la porosidad del suelo que el moderado. Ésta incluso puede aumentar en las áreas de fuego *Moderado*. Por lo tanto, la menor infiltración hacia horizontes más profundos se traduce en un aumento relativo de la humedad superficial. Estos resultados están de acuerdo con varios estudios en el Sur de Estados Unidos (DeBano, et al., 1979). Al disminuir la porosidad, los contenidos de agua de la superficie de suelos intensamente quemados son mayores, ya que disminuye la infiltración y la superficie del suelo se satura.

Tras las primeras lluvias en el primer periodo de estrés estival tras el incendio (Molina & Llinares, 1998), las condiciones de humedad del suelo subsuperficial son más favorables que las de la superficie. Este resultado es esperable, ya que las mayores pérdidas por evaporación debidas a la cobertura de cenizas se producen en la superficie (Raison, 1979). También la rotura de la capilaridad en la interfase suelo superficial – suelo subsuperficial podría explicar la mayor humedad del suelo subsuperficial afectado por fuego, que evaporaría menos por falta de continuidad capilar hacia la superficie.

El contenido de agua del suelo subsuperficial en los dos tratamientos de fuego es similar, lo que indica que la intensidad (*sensu stricto*) no influye tanto a esta profundidad como en la superficie. Para una misma profundidad de muestreo la

humedad subsuperficial del suelo afectado por fuego es más elevada que la del suelos no quemados. Estos resultados están de acuerdo con los observados por varios autores (Haase, 1986; De Ronde, et al., 1990, Rego & Botelho, 1993), y permiten decir que el efecto de la intensidad del fuego (*sensu stricto*) sobre la humedad del suelo tiene lugar preferentemente en la superficie. El suelo subsuperficial es menos sensible a la intensidad, ya que esta se reduce mucho porque el calor penetra poco en el suelo cuando el fuego se produce sobre el suelo seco (fuegos de verano). Sin embargo es sensible al impacto del fuego. El menor contenido de agua del suelo subsuperficial no quemado se interpreta aquí como el resultado de la alta infiltración de agua y de su acumulación en la zona radicular, a niveles de profundidad mayor que los considerados en el muestreo.

El factor microambiente también tiene un efecto en el patrón del contenido de agua en el suelo durante los primeros meses posteriores al incendio. El suelo superficial en el microambiente *entre plantas* está, en general, más húmedo que *bajo plantas*. La razón puede ser una mayor reducción de porosidad pero también la mayor presencia de fragmentos rocosos en la superficie (se observó la existencia de una cobertura prácticamente total en el espacio *entre plantas*), que pueden hacer de núcleos de condensación de vapor de agua y también proteger al suelo contra la desecación (Jury & Bellantuoni, 1976, Nobel et al. 1992).

El microambiente *entre plantas* del suelo subsuperficial de los tratamientos quemados es más seco que el microambiente *bajo plantas* debido a una mayor evaporación en el primero. Nuestra hipótesis es que el contenido de agua del suelo superficial en el espacio *entre plantas* se incrementa a expensas del agua retenida en el suelo subsuperficial, debido a la condensación del agua debajo de los fragmentos rocosos cuando se producen los movimientos de agua hacia la superficie por evaporación.

Las condiciones de humedad del suelo subsuperficial en el microambiente *bajo planta* afectado por fuego son más favorables que para el resto de ambientes (Lamont et al. 1993). Para comunidades de plantas similares a las nuestras, en sitios recientemente quemados, se ha demostrado que la densidad de semillas de las especies dominantes características de nuestra área no afectadas por el fuego era más elevada en la capa de 20 - 50 mm del suelo que en la capa de 0 - 20 mm (Ferrandis, et al., 1996). Al margen de la influencia de otros factores que pueden afectar a la colonización (temperatura del suelo, pH, etc.), el significado ecológico y práctico de estos resultados es que el banco de semillas enterradas en el suelo subsuperficial del microambiente incendiado *bajo*

*plantas*, presenta las mejores condiciones de humedad para la germinación (inducida por el fuego) y el establecimiento de plántulas de especies como *Ulex parviflorus* tras las primeras lluvias después del fuego, al tratarse de una época en que cesa el estrés hídrico estival que puede condicionar la germinación (Mitrakos, 1980). Esta mayor disponibilidad de agua en el suelo subsuperficial del microambiente *bajo plantas* afectado por el fuego, puede también favorecer la recuperación de las plantas rebrotadoras muy adaptadas a los efectos del fuego como es el caso de *Brachypodium retusum*. Esta última produciría mayor recubrimiento en los espacios *bajo plantas* afectados por mayor intensidad, lo que probablemente puede suscitar mecanismos de competencia por el agua entre unas y otras, que podrían resultar, a más largo plazo, en ventajas para las segundas y desventajas para el crecimiento de las primeras (alta mortalidad tras la emergencia, en periodos de estrés hídrico).

#### 6.6.1.2.2. Variaciones de la humedad del suelo en otoño-invierno del 95.

El estudio también fue realizado en dos de las tres parcelas de cada tratamiento (Intensa, Moderada y Control). Se determinaron las variaciones del contenido de agua en el suelo desde los primeros eventos climáticos intensos de lluvia de principios hasta finales de diciembre. Las medidas fueron tomadas en el suelo superficial (0 – 10 mm) y en el suelo subsuperficial de 10 – 100 mm de profundidad. El contenido de agua en el suelo se midió el 12/12, 15/12, 19/12 y el 29/12/95. La cantidad de precipitación caída para esos días fue de 18,8 l m<sup>-2</sup>, 27,0 l m<sup>-2</sup>, 1,0 l m<sup>-2</sup> y 4,0 l m<sup>-2</sup> respectivamente, con una intensidad media de 4,53 mm h<sup>-1</sup>. Estas lluvias produjeron escorrentía y sedimentos en las parcelas. El estudio de la humedad del suelo en este periodo tiene interés por corresponder a una época en que la temperatura ambiental es baja (baja evaporación), la actividad fotosintética de las plantas está muy reducida y las lluvias son abundantes. Al tratarse de la primera época de lluvias abundantes, la colonización vegetal aún es incipiente por lo que el estudio del estado de humedad del suelo puede permitirnos la identificación de los mejores microambientes de suelo capaces de inducir la recuperación vegetal al cesar las limitaciones de temperatura ambiental a finales de febrero en que se inicia el periodo vegetativo después del estrés invernal por frío (Mitrakos, 1980). Asimismo, variaciones observadas en el estado de humedad del suelo respecto a las condiciones del periodo de verano, también podrían indicarnos el tipo de

superficies en las que se ha podido producir cierta colonización vegetal en el periodo otoñal.

Para el periodo de invierno se tomaron un total de 48 medidas, distribuidas en las mismas posiciones que para el periodo de verano. La distribución es la siguiente:

- En el suelo control (sin quemar) se identificaron 8 puntos de muestreo en el microambiente *bajo planta* y otros 8 en el microambiente *entre plantas*. La mitad correspondían a la superficie y la otra mitad al suelo subsuperficial.
- En el tratamiento de fuego intenso, igualmente se muestrearon 8 puntos para el microambiente *bajo planta* y 8 para el microambiente *entre plantas*.
- Y también para el tratamiento de fuego moderado se hizo un muestreo de 8 puntos para el microambiente *bajo planta* y 8 para el microambiente *entre plantas*.

El análisis estadístico para explorar los datos obtenidos fue de un MANOVA de medidas repetidas, ya que los puntos de medida a lo largo de este periodo son fijos tras la instalación de los correspondientes sensores de medida de forma permanente a lo largo del tiempo hasta el final de todo el estudio. El objetivo de este análisis estadístico es constatar diferencias significativas de la humedad del suelo para cada una de las dos profundidades, donde:

- Factor intrasujeto son los *días de medida (4)*.
- Factores intersujetos son los *microambientes (bajo planta y entre plantas)* y los *tratamientos (intensa, moderada y control)*.

#### *El suelo superficial*

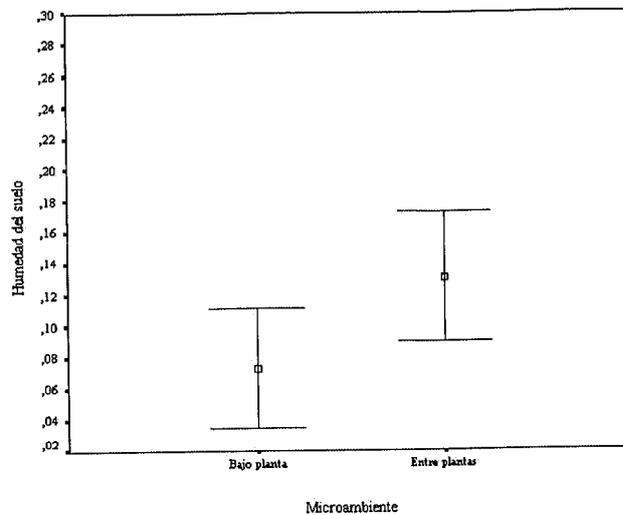
En la Tabla 6.10. se presenta el análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de agua en el suelo superficial (0 – 10 mm) según los factores anteriormente mencionados.

<b>SUPERFICIAL</b>					
				Valor	Sig.
<b>M de Boxs</b>				16,5427	0,3060
<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>A: Tratamiento</b>	0,01	2	0,01	1,33	0,282
<b>B: Microambiente</b>	0,06	1	0,06	8,85	0,018
<b>Interacción AB</b>	0,01	3	0,01	1,69	0,231
<b>Factores Intrasujetos</b>					
				Valor	Sig.
<b>Test de la esfericidad de Mauchly</b>				0,1819	0,003
<b>Test multivariados de significación (Test Wilks)</b>					
Factores	Valor		F exacta		Sig.
<b>C: Fecha de medida</b>	0,1818		15,7457		0,003
<b>Interacciones</b>					
<b>Tratamiento - C</b>	0,4461		4,3461		0,059
<b>Microambiente – C</b>	0,6556		1,8385		0,228
<b>Trata. – Micro. – C</b>	0,5085		3,3826		0,094

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

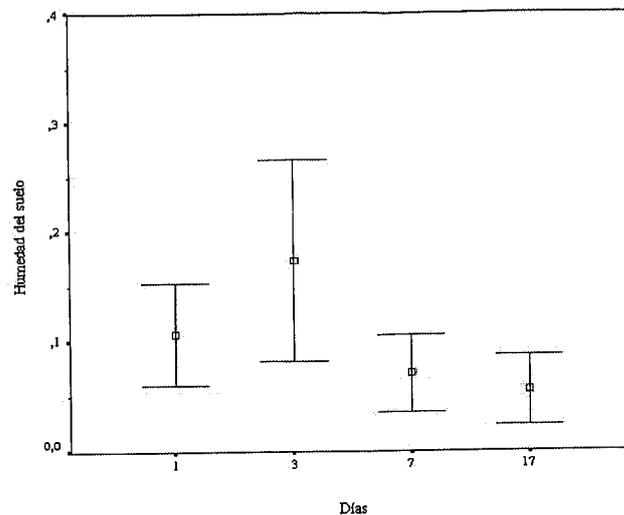
**Tabla 6.10.: Análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de humedad del suelo superficial para el periodo de invierno del 95.**

En la Tabla 6.10. podemos observar que al obtener una M de Boxs mayor de 0,05 ( $p$ -valor = 0,306), no tenemos evidencia suficiente para rechazar la homogeneidad de la multivarianza, por lo tanto el Manova de medidas repetidas puede ser aceptado. Respecto al test de significación de los factores intersujetos, sólo el factor microambiente resulta significativo ( $p$ -valor 0,018), con lo cual la humedad del suelo superficial *bajo planta* y la del suelo superficial *entre plantas* son significativamente diferentes. Los demás factores intersujetos y sus interacciones no ejercen una influencia significativa en los valores de humedad de la superficie del suelo. Este resultado difiere del obtenido para el periodo de verano, en el que el tratamiento y el microambiente resultaban significativos. Por lo tanto, podemos decir que respecto a la humedad del suelo superficial, el efecto del tratamiento se reduce tras el primer periodo de lluvias otoñales.



**Figura 6.20.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo superficial en función del efecto del microambiente en el periodo de otoño-invierno del 95.**

El factor predominante para explicar la humedad del suelo superficial es el microambiente. Como se presenta en la Figura 6.20., la humedad de la superficie del suelo *entre plantas* es significativamente mayor que *bajo plantas* (p-valor 0,018; Tabla 6.10.). Como habíamos comentado en el capítulo de propiedades físicas y en el de las variaciones de humedad del suelo de finales del verano del 95, el microambiente *entre plantas* es el que presenta peores propiedades físicas, una menor infiltración de agua (por su textura más fina, mayor compactación y menor porosidad), lo que justificaría el mayor contenido de agua respecto al microambiente *bajo planta*. La no significación del factor tratamiento en esta época podría justificarse debido al enmascaramiento de éste por reducción de la evaporación/evapotranspiración bajo las condiciones de baja radiación solar y temperatura ambiental características del invierno. Estas actúan de modo que los procesos de absorción de la radiación solar debidos al color de las cenizas (que queden en superficie) son de menor magnitud que en el periodo de verano. No obstante, la reducción del efecto del tratamiento en el periodo otoño-invierno también es debida a que se han acumulado varios periodos erosivos sobre el suelo (ver Capítulo 5 Apartado 5.3.2.) que han podido arrastrar fuera de las parcelas parte de las cenizas y la capa más superficial del suelo, reduciendo las diferencias debidas a la intensidad de fuego.



**Figura 6.21.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) superficial en función del efecto de la fecha de medida (12/12 (1), 15/12 (3), 19/12 (7) y el 29/12/95(17)) en el periodo de otoño-invierno del 95.**

En la Figura 6.21. puede observarse que el contenido de agua en el suelo superficial decrece en función de los días transcurridos desde la primera lluvia del periodo otoñal, excepto para el día 3º en que se produce otro evento de lluvia más abundante que el primero, y que hace aumentar considerablemente la reserva de agua en el suelo. Dichas variaciones de humedad son estadísticamente significativas ( $p$ -valor = 0,003; Tabla 6.10.). Las pruebas post hoc de comparaciones múltiples del test de Bonferroni, indican diferencias estadísticamente significativas entre las parejas de días de medida comparadas 3-7 y 3-17, con un nivel de significación superior al 95%. El orden de humedad del suelo superficial a lo largo del periodo medido es  $3 \geq 1 > 7 = 17$ .

Para explicar mejor las variaciones de humedad de la superficie del suelo en el periodo de otoño-invierno, también hemos hecho un ajuste exponencial decreciente (Ecuación 6.1.), lo hemos representado en la Figura 6.22. y obtenido sus parámetros característicos. En la Tabla 6.11. se indican dichos resultados. La humedad del suelo el primer día después de las abundantes lluvias (parámetros  $a + b$  de la Tabla 6.11.) indica una mayor acumulación de agua en las superficies *entre plantas* de los tratamientos *moderado*, *intenso* y *control* y *bajo plantas* incendiado con intensidad *moderada*, seguidas del microambiente *bajo planta* del tratamiento de fuego *intenso*, y a cierta distancia el microambiente *bajo planta* del *control*. Este gradiente de humedad se correspondería con el gradiente de deterioro de las propiedades hidrofísicas del suelo

resultante de varios episodios de escorrentía y erosión acumulados desde el incendio. La principal diferencia respecto al periodo de verano, es que el suelo superficial *bajo plantas* afectado por intensidad alta tenía muy altos valores de humedad tras la época de lluvias estivales, y en el periodo de invierno son mucho más bajos que los del resto de las superficies afectadas por fuego. Asimismo, sus tasas de desecación (parámetro *c*, Tabla 6.11.) también son más bajas que las del resto de superficies, a excepción de las del suelo *control bajo plantas*. Este resultado indica que este tipo de microambiente ha estado influenciado por los episodios ocurridos entre las lluvias de verano y las de invierno de forma diferente a los anteriores.

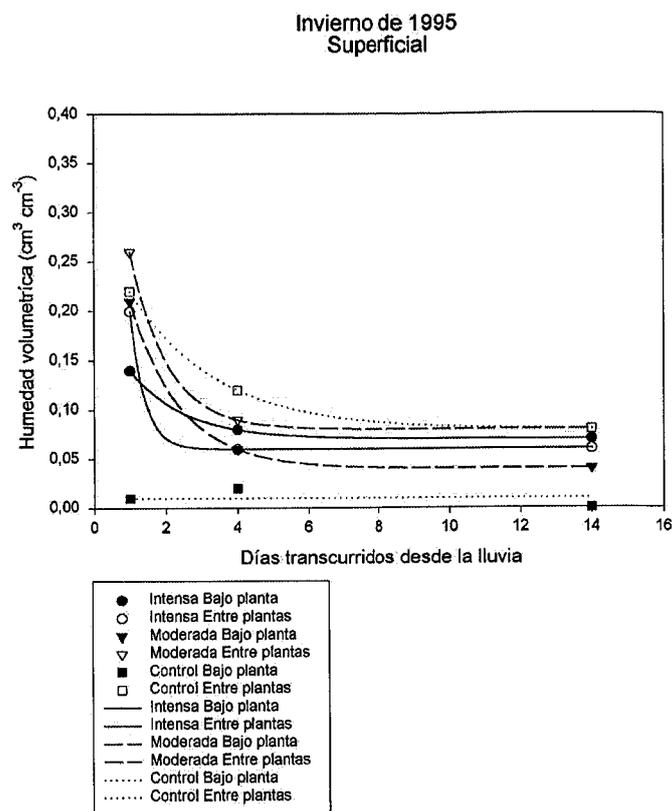
Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	0,074±2,97 10 <sup>-9</sup> ***	0,228±9,50 10 <sup>-8</sup> ***	1,163±4,65 10 <sup>-7</sup> ***	0,999 ***	0,302
	Moderada	0,038±2,94 10 <sup>-8</sup> ***	0,340±8,32 10 <sup>-8</sup> ***	0,697±4,32 10 <sup>-7</sup> ***	0,999 ***	0,378
	Control	-0,473±1,373 <sup>ns</sup>	0,490±1,377 <sup>ns</sup>	0,002±6,36 10 <sup>-4</sup> *	0,420 <sup>ns</sup>	0,017
Entre plantas	Intensa	0,056±1,41 10 <sup>-9</sup> ***	0,655±3,41 10 <sup>-7</sup> ***	1,515±5,27 10 <sup>-7</sup> ***	0,999 ***	0,711
	Moderada	0,081±5,64 10 <sup>-8</sup> ***	0,471±2,12 10 <sup>-6</sup> ***	0,991±3,99 10 <sup>-6</sup> ***	0,999 ***	0,552
	Control	0,080±3,49 10 <sup>-8</sup> ***	0,217±3,89 10 <sup>-7</sup> ***	0,422±1,93 10 <sup>-6</sup> ***	0,999 ***	0,297

\*\*\* Nivel de significación al 0,001.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.11.: Parámetros de la ecuación exponencial (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del *microambiente* y del *tratamiento* para el suelo superficial para el periodo de otoño-invierno del 95.**



**Figura 6.22.:** Curvas de secado del suelo superficial según la Ecuación 6.1. para el periodo otoño-invierno del 95.

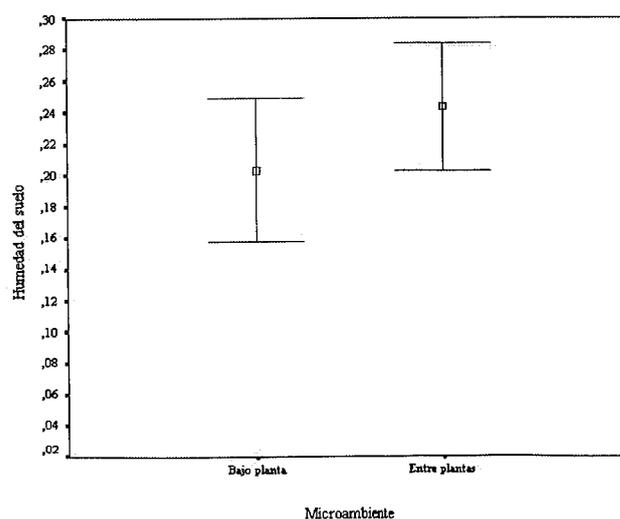
*El suelo subsuperficial*

Los procesos que ocurren en la superficie del suelo en la época de otoño-invierno, también parecen explicar los valores de humedad del suelo subsuperficial, aunque a esta profundidad el factor microambiente pierde potencia, resultando no significativo. En la Tabla 6.12. se presenta el análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de agua en el suelo subsuperficial (10 – 100 mm) según los factores anteriormente mencionados.

<b>SUBSUPERFICIAL</b>					
		<b>Valor</b>		<b>Sig.</b>	
<b>M de Boxs</b>		32,5864		0,0310	
<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>A: Tratamiento</b>	0,03	2	0,03	2,61	0,145
<b>B: Microambiente</b>	0,03	1	0,03	2,62	0,144
<b>Interacción AB</b>	0,02	3	0,02	1,60	0,241
<b>Factores Intrasujetos</b>					
		<b>Valor</b>		<b>Sig.</b>	
<b>Test de la esfericidad de Mauchly</b>		0,44201		0,057	
<b>Test de significación (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>C: Fecha de medida</b>	0,08	3	0,04	36,15	0,000
<b>Interacciones</b>					
<b>Tratamiento – C</b>	0,01	5	0,00	2,26	0,136
<b>Microambiente – C</b>	0,01	4	0,00	2,89	0,085
<b>Trata. – Micro. – C</b>	0,00	4	0,00	0,93	0,415

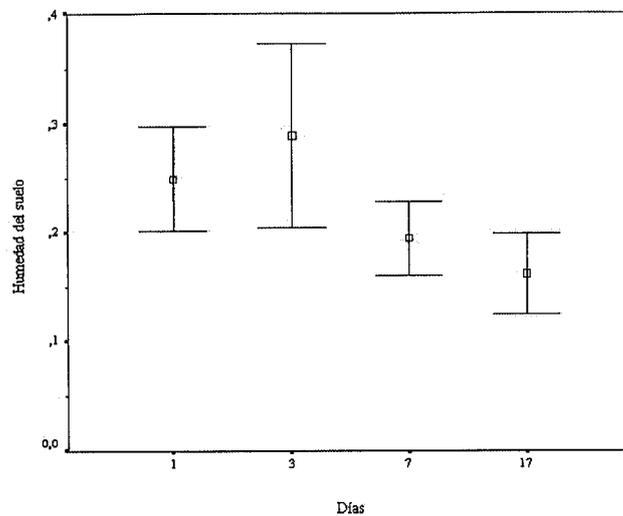
SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.12.: Análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de humedad del suelo subsuperficial para el periodo de invierno del 95.**



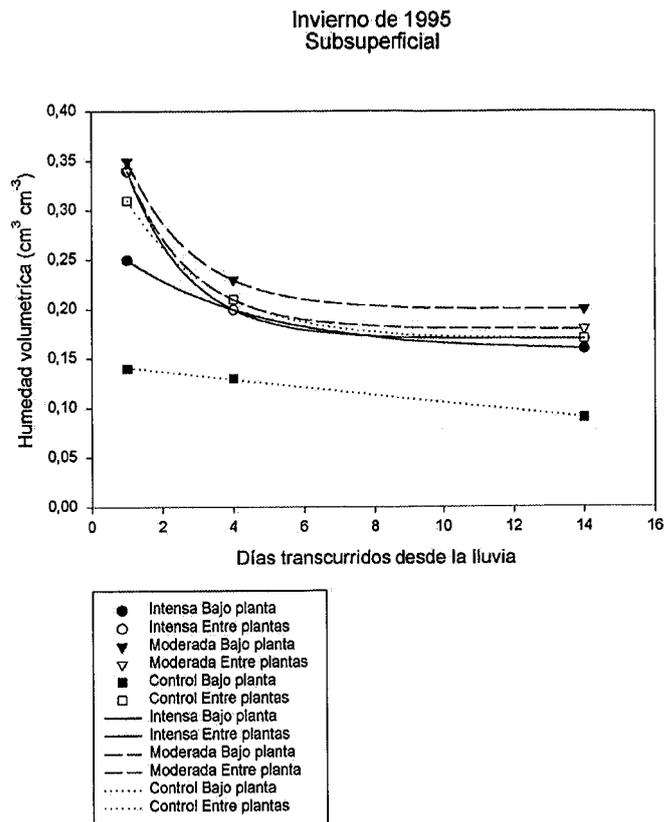
**Figura 6.23.: Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) del suelo subsuperficial en función del efecto del microambiente en el periodo de otoño-invierno del 95.**

En la Tabla 6.12. podemos observar que la *interacción microambiente-fecha de medida* no es significativa pero está muy próxima, por lo tanto también parece haber cierta influencia del factor microambiente en los valores de humedad del suelo subsuperficial. El contenido de agua en el suelo subsuperficial del microambiente *entre plantas* tiende a ser ligeramente superior (Figura 6.23.), presentando la misma tendencia que en el suelo superficial. Sin embargo, esta tendencia es contraria a la del suelo subsuperficial en el periodo de finales de verano del 95. Esta diferencia es debida a que en este periodo de invierno la evaporación es mínima y esto produce que el agua subsuperficial no tienda a concentrarse tanto en la superficie *entre plantas* por efecto de la condensación bajo las piedras que caracterizan este microambiente, sino que queda almacenada también en la subsuperficie por reducción de la evaporación.



**Figura 6.24.:** Humedad del suelo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) subsuperficial en función del efecto de la fecha de medida (12/12 (1), 15/12 (3), 19/12 (7) y el 29/12/95(17)) en el periodo de otoño-invierno del 95.

En la Figura 6.24. se presentan las variaciones de humedad del suelo subsuperficial tras las lluvias. El comportamiento general es similar al superficial aunque las medias indican que la lluvia caída el día 3º no ha hecho aumentar tanto el contenido de agua en el suelo subsuperficial como en la superficie. Existen diferencias significativas (test de Bonferroni) entre los días 1-7 y 1-17. El orden de humedad del suelo subsuperficial es el siguiente  $3 \geq 1 > 7 \geq 17$ .



**Figura 6.25.:** Curvas de secado del suelo subsuperficial según la Ecuación 6.1. para el periodo otoño-invierno del 95.

El ajuste de los datos de humedad del suelo subsuperficial (Figura 6.25.) al modelo exponencial decreciente (Ecuación 6.1.) y sus correspondientes parámetros se indican en la Tabla 6.13. Podemos observar que la humedad tras cesar las lluvias (parámetro  $a + b$ , Tabla 6.13.) es mayor en el microambiente *entre plantas* de los suelos afectados por las dos intensidades de fuego y en el suelo subsuperficial *bajo planta* afectado por intensidad *moderada*. Las tasas de desecación (parámetro  $c$ , Tabla 6.13.) también son mayores en estos tres tipos de superficies. Los menores valores de humedad a  $t = 1$  y las menores tasas de desecación se obtienen para el suelo *control*, lo que sigue apoyando una mayor infiltración de agua hacia capas profundas de perfil en el suelo no incendiado. Sin embargo, el suelo subsuperficial *bajo plantas* afectado por intensidad alta presenta valores anómalos puesto que se alejan de los primeros, presentando un comportamiento similar al observado en la superficie.

Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	0,157±3,15 10 <sup>-9</sup> ***	0,129±3,01 10 <sup>-9</sup> ***	0,280±1,38 10 <sup>-8</sup> ***	0,999***	0,286
	Moderada	0,198±8,54 10 <sup>-7</sup> ***	0,279±3,39 10 <sup>-6</sup> ***	0,586±1,41 10 <sup>-5</sup> ***	0,999***	0,477
	Control	-0,237±0,213 <sup>ns</sup>	0,383±0,214 <sup>ns</sup>	0,010±0,002*	0,999*	0,146
Entre plantas	Intensa	0,168±3,97 10 <sup>-7</sup> ***	0,306±1,44 10 <sup>-6</sup> ***	0,606±6,12 10 <sup>-6</sup> ***	0,999***	0,474
	Moderada	0,180±1,79 10 <sup>-9</sup> ***	0,283±3,53 10 <sup>-8</sup> ***	0,599±1,24 10 <sup>-7</sup> ***	0,999***	0,463
	Control	0,166±1,50 10 <sup>-8</sup> ***	0,217±1,96 10 <sup>-7</sup> ***	0,414±5,13 10 <sup>-7</sup> ***	0,999***	0,383

\*\*\* Nivel de significación al 0,001.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.13.: Parámetros de la ecuación exponencial (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del *microambiente* y del *tratamiento* para el suelo subsuperficial para el periodo de otoño-invierno del 95.**

Excepto para el suelo subsuperficial *bajo planta* afectado por fuego *intenso*, los resultados obtenidos indicarían que todavía prevalece el efecto de la intensidad del fuego en los distintos espacios de suelo a finales del periodo de otoño. Es decir, siguen manifestando más degradación los microambientes *entre plantas* de los suelos afectados por las dos intensidades de fuego y les siguen los espacios *bajo plantas* afectados por *moderada* intensidad. Los bajos valores de humedad y tasa de desecación del suelo *bajo plantas* afectado por alta intensidad sólo podrían interpretarse como consecuencia de un comportamiento diferente tras las lluvias anteriores a este periodo. En el Capítulo 5 de erosión podemos ver que en las lluvias de verano, este tipo de microambiente se erosiona más que el resto. Al perderse la capa superficial de suelo (que es la que exhibe los efectos de la intensidad) se pierde también parte de la manifestación de este efecto. Es decir, este tipo de espacio de suelo ya habría perdido una parte importante del suelo más afectado. No puede descartarse tampoco que la reducción de la humedad que exhibe este tipo de microambiente en el periodo de otoño-invierno, sea también consecuencia de un crecimiento de plántulas en el otoño tardío, más favorecido respecto a los demás microambientes (Lamont et al. 1993) y a su consiguiente consumo de agua. Dichas plántulas procederían de la germinación de semillas como las de *Ulex parviflorus* almacenadas en el suelo subsuperficial de los espacios *bajo planta* (Ferrandis et al. 1996) o del crecimiento por rebrote de herbáceas como *Brachypodium retusum* (Abad et al., 1997). La mayor intensidad de fuego en la superficie del suelo de estos espacios, comparado con los mismos afectados por *moderada* intensidad, induciría la ruptura de las duras cubiertas de las semillas de *Ulex* (Ballini, 1992) y serían las

primeras en emerger (el suelo y las semillas enterradas en la subsuperficie no se ha erosionado) tras la mayor erosión de la superficie del suelo de este tipo de espacios producida en los primeros episodios de lluvias erosivas (lluvias del verano tardío). En el caso de *Brachypodium* la razón podría ser su gran poder adaptativo (vegetativo y germinativo) para colonizar los espacios de suelo más afectados por el fuego (Abad et al. 1997; pág.108 y siguientes). Este resultado destacaría la importancia que tienen las condiciones microambientales (temperatura y humedad) del suelo incendiado en el establecimiento de nuevas plántulas.

### *Resumen*

El contenido de humedad del suelo de las parcelas de La Concordia durante el periodo estacional de invierno del 95, continúa presentando diferencias significativas en función de la profundidad de muestreo, presentando aún valores más elevados en el suelo subsuperficial.

Respecto a los factores intersujetos, el factor *tratamiento*, tanto para el suelo superficial como el subsuperficial, no ejerce una influencia significativa en la humedad del suelo. La principal razón de este descenso de potencia estadística del factor tratamiento en el periodo invernal se debe a la reducción de la temperatura ambiental y la evaporación., lo que reduce la expresión de las diferencias de absorción de la radiación solar que manifiestan el contenido de cenizas y el color de la superficie característicos del suelo afectado por fuego. Sin embargo, también hay otras razones que podrían explicar la falta de influencia del factor tratamiento como son la erosión diferencial de la superficie del suelo y la inducción de mecanismos de germinación y crecimiento de plántulas de semillas almacenadas en el microambiente bajo planta afectado por fuego intenso como consecuencia de mejores condiciones hídricas en la superficie.

Desde el punto de vista ecológico el suelo subsuperficial del microambiente *bajo plantas* del tratamiento de fuego *moderado* es el que presentaría mejores condiciones hídricas y físicas para la colonización vegetal en el inicio del periodo vegetativo posterior al estrés de temperaturas invernales. Por el contrario, en el microambiente *bajo plantas* afectado por intensidad alta, se produciría, al inicio de la primavera, competencia por el agua, lo que podría ocasionar una mortalidad diferencial

entre las plántulas, sobreviviendo las mejor adaptadas a la degradación del suelo por erosión y a la competencia por el agua del suelo.

#### 6.6.1.2.3. Variaciones de la humedad del suelo en la primavera del 96.

El estudio también fue realizado (igual que en los dos periodos anteriores) en dos de las tres parcelas de cada tratamiento (*Intensa*, *Moderada* y *Control*). Se determinaron las variaciones del contenido de agua en el suelo desde los primeros eventos climáticos intensos de lluvia de la primera primavera tras el incendio experimental, que comprende desde el 25 de abril hasta el 22 de mayo del 96. Las medidas fueron tomadas en el suelo superficial (0 – 10 mm) y en el suelo subsuperficial de 10 – 100 mm de profundidad. El contenido de agua en el suelo se midió el 25/04, 7/05, 13/05, 15/05, 17/05 y el 22/05/96. La cantidad de precipitación caída para los días 25/04, 7/05 y 13/05/96 fue de 18,0 l m<sup>-2</sup>, 32,6 l m<sup>-2</sup> y 17,4 l m<sup>-2</sup> respectivamente, con una intensidad media de 9,28 mm h<sup>-1</sup>. Estas lluvias produjeron escorrentía y sedimentos en las parcelas.

El análisis estadístico para explorar los datos obtenidos fue de un MANOVA de medidas repetidas.

#### *El suelo superficial*

En la Tabla 6.14. se presenta el análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de agua en el suelo superficial (0 – 10 mm) según los factores *tratamiento*, *microambiente* y *fecha de medida*. Como puede observarse en la Tabla 6.14., los valores de humedad de la superficie del suelo en el periodo de primavera no son sensibles al efecto individual de los factores *tratamiento* y *microambiente* ( $p > 0,05$ ), en cambio si varían con la fecha de medida. Por otro lado, la interacción de los tres factores es significativa, lo que indica que los tres factores influyen de forma conjunta y no se pueden considerar por separado para explicar dichos valores.

<b>SUPERFICIAL</b>					
				Valor	Sig.
<b>M de Boxs</b>				14,6420	0,4306
<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>A: Tratamiento</b>	0,00	2	0,00	0,30	0,600
<b>B: Microambiente</b>	0,00	1	0,00	0,73	0,418
<b>Interacción AB</b>	0,00	3	0,00	0,57	0,472
<b>Factores Intrasujetos</b>					
				Valor	Sig.
<b>Test de la esfericidad de Mauchly</b>				0,1682	0,247
<b>Test de significación (suma única de cuadrados)</b>					
Factores	SC	GL	MC	F	Sig.
<b>C: Fecha de medida</b>	0,14	4	0,04	63,89	0,000
<b>Interacciones</b>					
<b>Tratamiento – C</b>	0,00	6	0,00	0,63	0,647
<b>Microambiente – C</b>	0,00	5	0,00	0,84	0,509
<b>Trata. – Micro. – C</b>	0,01	5	0,00	2,58	0,056

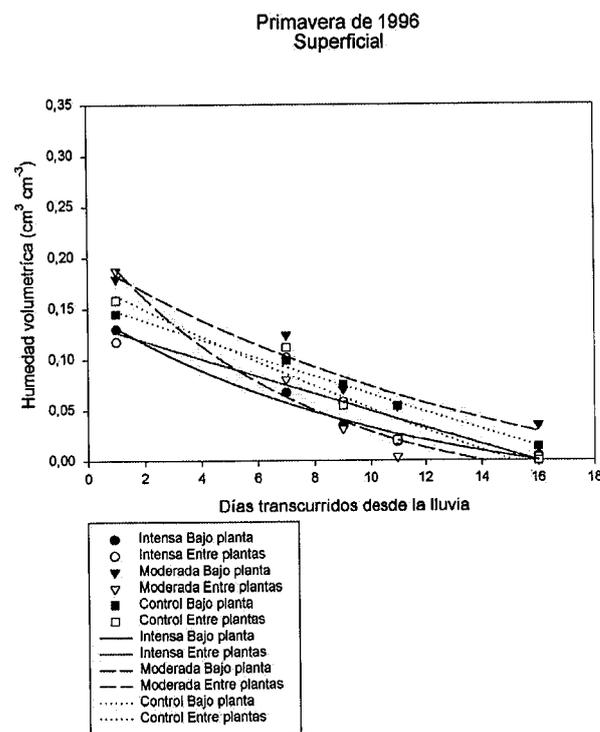
SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.14.: Análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de humedad del suelo superficial para el periodo de primavera del 96.**

Los resultados estadísticos obtenidos para el suelo superficial en el periodo de primavera se parecen a los del periodo de verano (Tabla 6.6.) en que la interacción triple es significativa en ambos periodos. No obstante difieren en la potencia con que los factores individuales afectan a la humedad y también en el significado de dicha interacción. En verano, el efecto del *tratamiento* y el *microambiente* es grande mientras que en primavera ambos ejercen menor influencia, lo que podría interpretarse porque en primavera el ecosistema tendería ya hacia cierta recuperación tras el fuego. La falta de significación de los factores *tratamiento* y *microambiente* en primavera puede atribuirse a que los distintos tipos de superficies generados como consecuencia del impacto tienden a recuperarse a medida que aumenta el tiempo transcurrido desde dicho impacto. Sin embargo, no puede afirmarse que dicha recuperación es completa tras la primavera ya que la interacción de los tres factores es significativa, lo que indica que los factores *tratamiento* y *microambiente* aún siguen ejerciendo cierta influencia en los

valores de humedad de la superficie del suelo. Esta influencia tiene un sentido muy diferente en ambos periodos. La interacción de los tres factores en el periodo de primavera indica los tipos de superficies que conservan más agua en el suelo tras suplir la demanda evaporativa ejercida por la temperatura ambiental y la demanda evapotranspirativa de la vegetación que se ha recuperado desde el fuego. Por el contrario, durante el primer periodo de verano tras el fuego, no ha podido producirse todavía recuperación ninguna y la interacción nos da una idea conjunta del balance de agua resultante del impacto del fuego en las propiedades del suelo y de la evaporación ambiental.

Para interpretar el significado de la interacción triple de los factores mencionados, se han obtenido los parámetros del ajuste de los datos de humedad del suelo superficial a un modelo exponencial decreciente (Ecuación 6.1.) respecto a los días transcurridos después de la lluvia. Dichos parámetros se indican en la Tabla 6.15. En la Figura 6.26. pueden observarse gráficamente los resultados obtenidos.



**Figura 6.26.:** Curvas de secado del suelo superficial según la Ecuación 6.1. para el periodo de primavera del 96 (7/05 (1), 13/05 (7), 15/05 (9), 17/05 (11) y el 22/05/96 (16)).

Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	-0,042±0,048 <sup>ns</sup>	0,191±0,044 <sup>*</sup>	0,093±0,045 <sup>ns</sup>	0,979 <sup>*</sup>	0,149
	Moderada	-0,064±0,177 <sup>ns</sup>	0,264±0,166 <sup>*</sup>	0,065±0,070 <sup>ns</sup>	0,945 <sup>*</sup>	0,200
	Control	-0,911±2,412 <sup>ns</sup>	1,068±2,408 <sup>ns</sup>	0,009±0,021 <sup>ns</sup>	0,993 <sup>*</sup>	0,157
Entre plantas	Intensa	-1,348±2,558 <sup>ns</sup>	1,484±2,539 <sup>ns</sup>	0,006±0,019 <sup>ns</sup>	0,876 <sup>*</sup>	0,136
	Moderada	-0,040±0,051 <sup>ns</sup>	0,262±0,045 <sup>**</sup>	0,134±0,064 <sup>*</sup>	0,971 <sup>**</sup>	0,222
	Control	-0,317±1,021 <sup>ns</sup>	0,495±1,003 <sup>ns</sup>	0,029±0,076 <sup>ns</sup>	0,927 <sup>*</sup>	0,178

\*\* Nivel de significación al 0,01.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.15.: Parámetros de la ecuación exponencial (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del *microambiente* y del *tratamiento* para el suelo superficial para el periodo de primavera del 96.**

El efecto de la interacción de los factores en la humedad de la superficie del suelo tras las lluvias de primavera (Figura 6.26.) indica que el microambiente *bajo plantas* afectado por fuego moderado tiene un balance de agua más favorable que las demás superficies a los 16 días de iniciarse la lluvia más abundante. Esta disponibilidad parece asemejarse a la que experimenta la superficie del suelo *bajo planta* del *control*.

La mayor disponibilidad de agua observada en la superficie del suelo *bajo planta* incendiado con fuego *moderado* tras las lluvias de primavera, de acuerdo con lo expuesto por Roundy et al. (1997), podría favorecer más la colonización vegetal en dicho microambiente que en los restantes indicados en la Figura 6.26. De hecho, dicha superficie está por encima del agua en el punto de marchitamiento permanente (0,05 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) durante prácticamente todo el periodo de medida. Por el contrario, el balance de agua más desfavorable en la superficie del suelo corresponde al resto de las superficies quemadas y al microambiente *entre plantas* del suelo *control*. Es decir, todos los microambientes *entre plantas* tienen valores de humedad similares entre sí y son del mismo orden que los niveles de humedad en el microambiente *bajo plantas* afectado por *fuego intenso*. Este tipo de superficies del suelo alcanzan valores de humedad del orden de 0,05 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> (punto de marchitamiento permanente) entre el 8° y 11° día tras el inicio de las lluvias de primavera mientras que en el suelo *bajo planta* incendiado con intensidad *moderada* se alcanza hacia los 16 días. De estos resultados se puede concluir que en el periodo de primavera los espacios *bajo plantas* quemadas con intensidad *moderada* son los que mejor pueden permitir la recuperación vegetal tras las lluvias de primavera por disponer de mayor cantidad de agua en todo el periodo. Al

final de este periodo ya tienen un comportamiento que, en cierto modo, se parece más al de las superficies protegidas por la vegetación natural de matorral de las parcelas control.

En la Figura 6.26. los bajos valores de humedad del suelo el primer día después de cesar la lluvia ( $t = 1$ ) (parámetro **a + b**, Tabla 6.15.) así como la evolución en el tiempo de dichos valores en los microambientes afectados por intensidad alta indican, que este tipo de superficies ya han sido colonizadas por herbáceas, que serían responsables de una mayor infiltración en superficie (por lo tanto las medidas de humedad de la superficie del suelo tras las lluvias son menores) y de un elevado consumo de agua a lo largo de los días de medida. En el caso del microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada*, los niveles de humedad a  $t = 1$  son mayores, lo que comparado con los anteriores indicaría una menor infiltración en la superficie, motivada probablemente por una menor abundancia de herbáceas. Asimismo, la menor velocidad de desecación estaría en consonancia con un menor consumo de agua por parte de dichas plantas.

*El suelo subsuperficial*

En la Tabla 6.16. se presenta el análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de agua en el suelo subsuperficial (10 – 100 mm) según los factores anteriormente mencionados.

<b>SUBSUPERFICIAL</b>					
				<b>Valor</b>	<b>Sig.</b>
<b>M de Boxs</b>				25,8564	0,0510
<b>Factores Intersujetos (suma única de cuadrados)</b>					
<b>Factores</b>	<b>SC</b>	<b>GL</b>	<b>MC</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>
<b>A: Tratamiento</b>	0,04	2	0,04	4,95	0,057
<b>B: Microambiente</b>	0,00	1	0,00	0,42	0,536
<b>Interacción AB</b>	0,00	3	0,00	0,02	0,897
<b>Factores Intrasujetos</b>					
				<b>Valor</b>	<b>Sig.</b>
<b>Test de la esfericidad de Mauchly</b>				0,00151	0,000
<b>Test multivariados de significación (Test Wilks)</b>					
<b>Factores</b>	<b>Valor</b>	<b>F exacta</b>		<b>Sig.</b>	
<b>C: Fecha de medida</b>	0,0344	35,0059		0,001	
<b>Interacciones</b>					
<b>Tratamiento – C</b>	0,7386	0,4423		0,775	
<b>Microambiente – C</b>	0,4311	1,6495		0,296	
<b>Trata. – Micro. – C</b>	0,3683	2,1438		0,212	

SC: Suma de cuadrados; GL: grados de libertad; MC: Medias cuadráticas; Sig.: nivel de significación.

**Tabla 6.16.: Análisis de la varianza de medidas repetidas para el contenido de humedad del suelo subsuperficial para el periodo de primavera del 96.**

En la Tabla 6.16. podemos observar que al obtener una M de Boxs >0,05 (p-valor = 0,051), no tenemos evidencia estadística suficiente para rechazar la homogeneidad de multivarianza, por lo tanto el MANOVA puede ser aceptado. Respecto al test de significación de los factores intersujetos, cabe destacar que el factor *tratamiento* presenta un nivel de significación muy próximo al 0,05, lo que indica que en la humedad del suelo subsuperficial en el primer periodo de primavera posterior al fuego todavía se detecta el impacto del fuego en el suelo, y como observaremos más adelante, se traduce en diferencias de humedad entre el *control* y el suelo quemado.

Respecto a la variable *fecha de medida* presenta una significación inferior al 0,05 ( $p$ -valor = 0,001), por lo tanto las variaciones de humedad del suelo subsuperficial a lo largo de los días medidos son diferentes.

En la Tabla 6.17. se indican los parámetros del modelo (Ecuación 6.1.) al que mejor se ajustan las variaciones de la humedad del suelo subsuperficial con los días de medida tras la lluvia más abundante registrada en primavera. En la Figura 6.27. se representan gráficamente dichos valores. Dichas variaciones tienden a ser más lineales que las registradas para el suelo superficial presentando diferencias estadísticamente significativas al 95% ( $p$ -valor = 0,001; Tabla 6.16.).

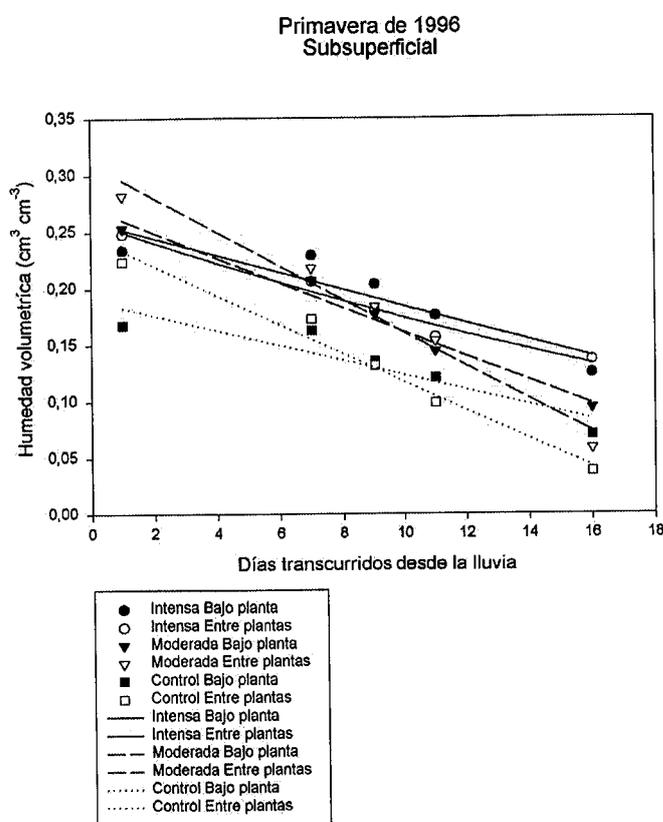


Figura 6.27.: Curvas de secado del suelo subsuperficial según la Ecuación 6.1. para el periodo de primavera del 96.

Microambiente	Tratamiento	a	b	c	R <sup>2</sup>	a + b
Bajo planta	Intensa	-2,613±3,806 <sup>ns</sup>	2,873±3,786 <sup>ns</sup>	0,003±0,002*	0,848*	0,260
	Moderada	-1,684±2,313 <sup>ns</sup>	1,956±2,302 <sup>ns</sup>	0,006±0,005 <sup>ns</sup>	0,979*	0,272
	Control	-1,627±2,930 <sup>ns</sup>	1,817±2,914 <sup>ns</sup>	0,004±0,003 <sup>ns</sup>	0,859*	0,190
Entre plantas	Intensa	-0,087±0,426 <sup>ns</sup>	0,347±0,419 <sup>ns</sup>	0,028±0,043 <sup>ns</sup>	0,975*	0,260
	Moderada	-3,058±4,306 <sup>ns</sup>	3,368±4,299 <sup>ns</sup>	0,005±0,001*	0,974*	0,310
	Control	-1,814±2,443 <sup>ns</sup>	2,060±2,430 <sup>ns</sup>	0,007±0,007 <sup>ns</sup>	0,976*	0,246

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No Significativo.

**Tabla 6.17.: Parámetros de la ecuación exponencial decreciente (Ecuación 6.1.), la bondad del ajuste y su significación en función del *microambiente* y del *tratamiento* para el suelo subsuperficial para el periodo de primavera del 96.**

En la Figura 6.27. podemos observar que el primer día tras cesar la abundante lluvia (parámetro *a + b*, Tabla 6.17.) los suelos subsuperficiales más húmedos son los afectados por el fuego y los del suelo *entre plantas* del *control*. De entre ellos, los afectados por intensidad alta son los que menor tasa de desecación presentan (parámetro *c*, Tabla 6.17.) lo que indica que las plantas que han colonizado estos microambientes utilizan fundamentalmente el agua del suelo superficial y que éstas hacen disminuir la tasa de desecación del suelo. Por el contrario, las tasas de desecación de los microambientes afectados por intensidad *moderada* son del mismo orden que las del *control entre plantas* (espacios desnudos), lo que indica que dichos suelos subsuperficiales están más expuestos a los procesos de desecación inducidos por evaporación, lo que sería debido a una menor densidad de cobertura de herbáceas en la superficie de estos suelos comparada con la del tratamiento *intenso*. La tasa de desecación de la superficie del suelo del *control* es semejante a la del tratamiento *intenso*, aunque los valores de humedad inicial serían menores debido a la mayor infiltración del suelo *control*. La semejanza de estas tasas de desecación indicaría que los procesos de protección de la cobertura vegetal superficial frente a la evaporación subsuperficial serían de magnitud comparable.

### Resumen

El contenido de humedad del suelo de las parcelas de La Concordia durante el periodo estacional de primavera del 96, continúa presentando diferencias significativas

en función de la profundidad de muestreo, presentando aún valores más elevados en el suelo subsuperficial.

La superficie del suelo del microambiente *bajo plantas* afectada por *moderada* intensidad es la que presenta un balance de agua más favorable para la colonización vegetal, ya que conserva valores de humedad del suelo por encima del punto de marchitamiento durante los 16 días posteriores a la lluvia. En cambio, el resto de las superficies poseen valores de humedad después de la lluvia menores que las primeras y el agua del suelo desciende a valores por debajo del punto de marchitamiento entre el 8° y el 11° día. En el caso del suelo *control* y el suelo afectado por alta intensidad esta reducción parece deberse a un mayor consumo de agua por parte de la vegetación natural existente en el *control* y a la mayor abundancia de herbáceas que colonizaron la superficie del suelo afectada por alta intensidad en periodos anteriores. Por tanto, es esperable que la mayor colonización vegetal en la superficie del suelo en el periodo de primavera se produzca en el suelo afectado por intensidad *moderada*. En el caso de las superficies afectadas por alta intensidad puede producirse una mayor mortalidad por competencia por el agua.

El suelo subsuperficial del tratamiento *control* es el que presenta menor contenido de humedad. Esto es debido a la mayor infiltración del agua hacia la zona radicular favorecida por el matorral, que presenta en esta época la máxima actividad vegetativa y, por tanto, produce un consumo de agua elevado que junto con una elevada evaporación produce una disminución rápida del agua en el suelo. El suelo subsuperficial afectado por el fuego, presenta contenidos de humedad mayores que el del suelo *control*. Sin embargo el suelo subsuperficial afectado por intensidad alta conserva mayor humedad que el afectado por intensidad *moderada* al final del periodo de estudio. Este balance más favorable en la subsuperficie se interpreta debido a la protección frente a la evaporación ejercida por la mayor abundancia de herbáceas en la superficie. El suelo subsuperficial afectado por intensidad *moderada* se deseca más rápidamente debido al flujo de vapor de agua hacia la superficie inducido por una menor protección de ésta resultante de un menor grado de cobertura de herbáceas. Los mayores contenidos de humedad se presentan en la superficie de los microambientes *bajo plantas* incendiados con *moderada* intensidad, lo que puede favorecer más la germinación y el crecimiento de herbáceas en estos tipos de superficies en el periodo de primavera.

## 6.6.2. Temperatura del suelo

Paralelamente al seguimiento de la humedad del suelo en las parcelas de La Concordia se ha realizado un seguimiento de la temperatura del suelo. Con este tipo de medidas se pretende conocer las relaciones de la temperatura del suelo con las del aire en diferentes estaciones del año, la influencia de la profundidad de muestreo, de los tratamientos y de los diferentes microambientes en dichos valores de temperatura y las relaciones entre los valores de temperatura y la humedad del suelo.

Para minimizar el efecto de la variación de la temperatura ambiente a lo largo del día, las temperaturas en el suelo han sido tomadas en la franja horaria de mediodía. Con tal permisa se puede admitir que el registro obtenido muestra las temperaturas máximas diarias del suelo durante el periodo de muestreo.

La media de temperaturas en el suelo para las dos profundidades, los tres tratamientos y los dos tipos de microambientes en el periodo de observación es de  $20,86 \pm 8,31$  °C con un coeficiente de variación 39,83 %. Esta elevada variabilidad responde a factores temporales (estación del año y climatología del día) y a factores espaciales (tratamiento de fuego, microambiente y profundidad de medida).

### 6.6.2.1. Variación anual de la temperatura del suelo

En la Tabla 6.18. se indican los valores medios de las temperaturas del aire y del suelo en el periodo de estudio, estos últimos agrupados en función de la profundidad, el microambiente y el tratamiento.

			Media	D.E.	I.C.	C.V.	Máx.	Mín.
<b>Temperatura media del aire</b>			14,04	5,42				
<b>Profundidad</b>	<b>Microambiente</b>	<b>Tratamiento</b>						
<b>Superficial</b>	<b>Bajo planta</b>	<b>Intensa</b>	23,26	8,42	3,33	36,20	37,75	4,60
		<b>Moderada</b>	23,43	9,18	3,63	39,15	43,38	4,55
		<b>Control</b>	17,58	6,35	2,51	36,11	31,41	5,40
	<b>Entre plantas</b>	<b>Intensa</b>	24,33	9,54	3,77	39,20	43,00	4,65
		<b>Moderada</b>	24,60	10,20	4,03	41,46	44,30	4,85
		<b>Control</b>	24,53	9,85	3,90	40,15	41,67	5,30
<b>Subsuperficial</b>	<b>Bajo planta</b>	<b>Intensa</b>	18,41	6,18	2,44	33,55	26,87	5,95
		<b>Moderada</b>	19,04	6,75	2,67	35,44	30,09	5,95
		<b>Control</b>	17,05	5,53	2,19	32,45	26,29	6,30
	<b>Entre plantas</b>	<b>Intensa</b>	19,16	6,86	2,71	35,80	30,13	5,00
		<b>Moderada</b>	19,05	7,35	2,91	38,56	32,05	6,20
		<b>Control</b>	19,88	7,61	3,01	38,27	32,74	5,70

D.E.: Desviación Estándar; I.C.: Intervalo de Confianza (95%); C.V.: Coeficiente de Variación

**Tabla 6.18.: Valores de Temperatura del aire y del suelo en °C y sus estadísticos descriptivos en función de la profundidad de medida, microambiente y tratamiento para el periodo de estudio.**

En la tabla 6.18. se puede observar que de forma global para el periodo de estudio, la temperatura media del suelo siempre es superior a la media del aire. En la tabla también se puede observar que existen dos grupos de valores claramente diferenciados por sus valores de temperatura tanto en la superficie como en la subsuperficie del suelo. Por un lado están los microambientes *entre plantas* de las parcelas control y las parcelas quemadas (*intensa* y *moderada*) tanto en los microambientes *bajo planta* como *entre plantas*. Este grupo es el que presenta los valores de temperatura del suelo más elevados y la mayor variabilidad (temperaturas más altas en los periodos secos y temperaturas más bajas tras las lluvias invernales como veremos al analizar las variaciones estacionales Apartado 6.6.2.2.). Por otro lado

está el microambiente *bajo planta* (a las dos profundidades) de las parcelas control que es el que presenta menores valores de temperatura y la menor variabilidad.

La característica común a los suelos del primer grupo es la falta de cobertura vegetal. Hay una diferencia entre ellos que es el contenido y el color de las cenizas en los microambientes quemados (al menos en el periodo próximo al incendio) que no existen en el microambiente *entre plantas* del control. Los microambientes incendiados *bajo planta* parecen comportarse de forma diferente según la intensidad, de modo que los afectados por intensidad *moderada* alcanzan (globalmente en el periodo estudiado) temperaturas medias algo mayores que los afectados por *alta intensidad*, siendo los valores de los primeros del mismo orden que los registrados para todos los microambientes *entre plantas*, sean incendiados o no.

Por el contrario, la cubierta vegetal de matorral en el *microambiente bajo planta* del control produce un amortiguamiento tanto en las altas como en las bajas temperaturas. Las temperaturas medias del suelo en el microambiente *bajo plantas* del tratamiento control son menores que en cualquier otro tratamiento. En general, estos resultados son coherentes con los obtenidos por Díaz-Fierros et al. (1990) en Galicia, Marqués et al. (1990) en Cataluña, y Raison (1979) y Tiedeman et al. (1979) en California. El suelo afectado por fuego es más sensible a las temperaturas extremas, de forma que se calienta más en los periodos de alta radiación solar y se enfría más en los periodos de invierno. En la mayor parte de las referencias bibliográficas se sugieren dos razones fundamentales que explican dicho comportamiento. Por un lado la ausencia de cobertura vegetal, que ejerce a su vez un efecto doble puesto que permite la incidencia directa de la lluvia y de la radiación solar sobre el suelo y además produce indirectamente un descenso de evapotranspiración, lo que hace aumentar la humedad del suelo en periodos húmedos y/o fríos, haciendo disminuir más la temperatura del suelo. Por otro lado, el color de las cenizas en el suelo, que absorbe la radiación solar, lo que acelera la evaporación y favorece el incremento de la temperatura en el suelo (Raison, 1979). En nuestro caso, el color de las cenizas en la superficie del suelo afectada por fuego de intensidad *moderada* es más oscuro que el de las de fuego *intenso*, lo que explicaría, sobre todo en los periodos próximos al incendio, la mayor temperatura observada en los microambientes *bajo planta* afectados por *moderada* intensidad. Sin embargo, en la bibliografía no hay trabajos en los que se hayan medido de forma sistemática las variaciones espaciales de la temperatura del suelo afectado por diferente intensidad ni la evolución en el tiempo de dichas variaciones, lo que es un

objetivo específico en este trabajo. Dichas variaciones serán analizadas detalladamente en el Apartado 6.6.2.2. de variaciones estacionales de la temperatura del suelo. No obstante, a continuación, se describen dichas variaciones de forma general para todo el periodo de estudio.

El comportamiento general de los mencionados grupos a lo largo de todo el periodo de estudio puede verse en las Figuras 6.28. (A y B) y 6.29. (A y B). En dichas figuras puede observarse que el microambiente *bajo planta* del tratamiento *control* tanto en superficie (Figura 6.28. A) como en subsuperficie (Figura 6.29. A) es el que presenta menores valores de temperatura en todo el periodo estudiado.

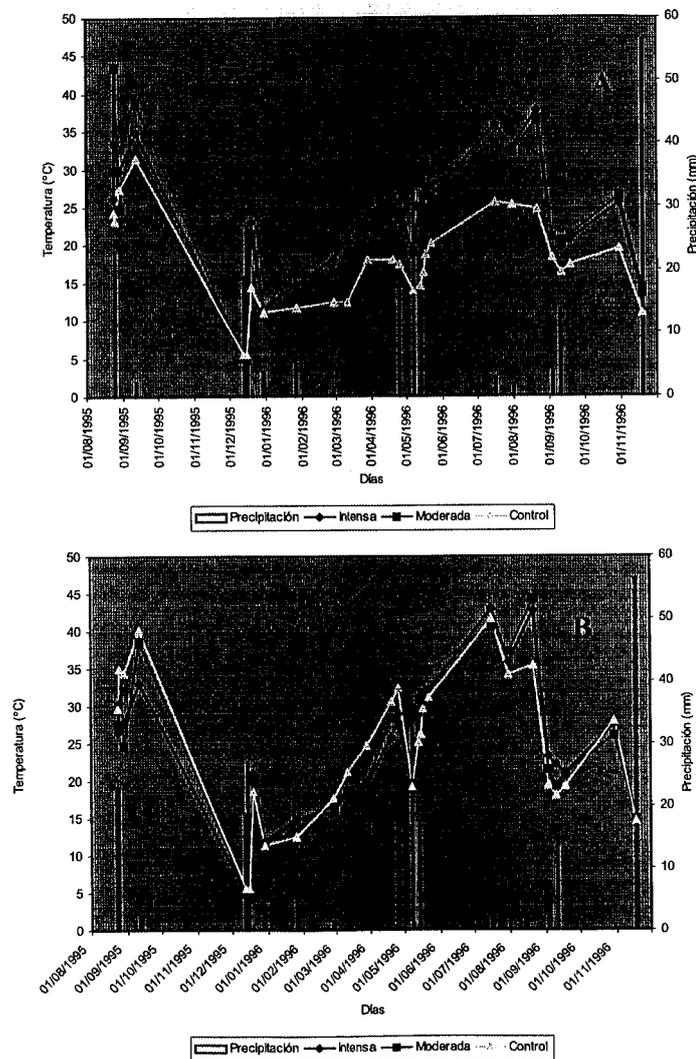
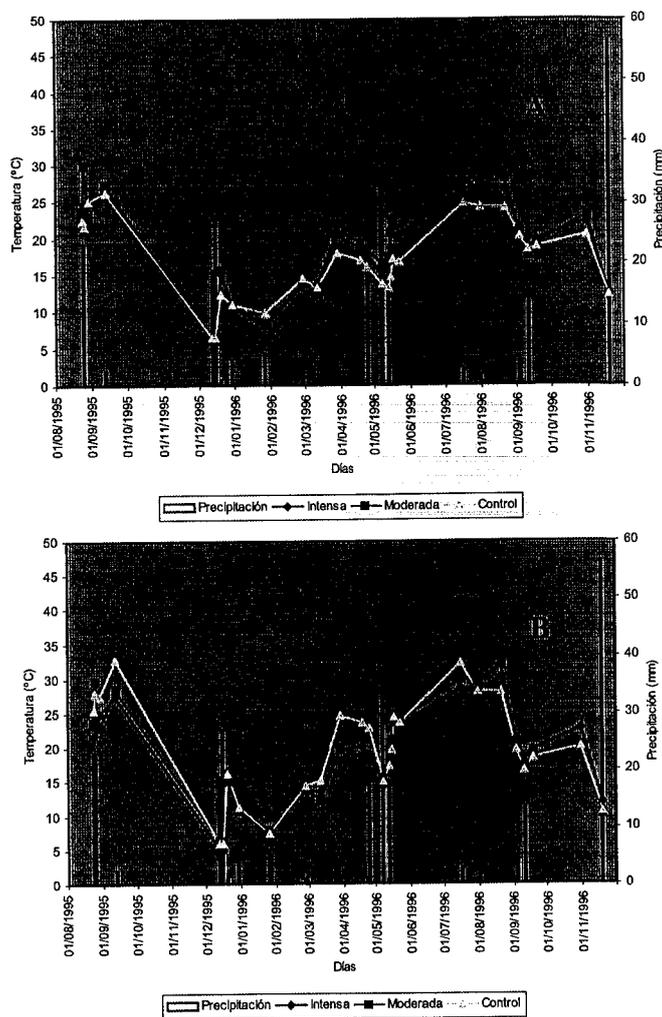


Figura 6.28.: Evolución de la Temperatura del suelo superficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de estudio.



**Figura 6.29.:** Evolución de la Temperatura del suelo subsuperficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de estudio.

En las Figuras 6.28. y 6.29. cabe resaltar también que en los días en que se producen lluvias abundantes (líneas verticales del eje de abscisas), los valores de temperatura del suelo de todos los tratamientos y microambientes están mucho más próximos entre sí que en el resto de los días. Las razones de este comportamiento son la baja radiación solar al estar nublado, la humectación del suelo por la lluvia y el descenso de la temperatura ambiental. Las condiciones ambientales en estos periodos predominan sobre el efecto protector (frente a la insolación) de la cubierta vegetal de matorral como amortiguador de las oscilaciones térmicas, con lo que también se reducen las diferencias entre los dos grupos mencionados. Sin embargo, dichas

diferencias empiezan a observarse progresivamente tras cesar la lluvia manifestándose en los periodos de desecación del suelo por incidencia de la radiación solar.

Las diferencias observadas en los periodos de desecación del suelo no son las mismas en todo el periodo de estudio sino que varían dependiendo de la estación del año y del tiempo transcurrido desde el fuego. Las mayores diferencias de temperatura entre los tratamientos de fuego y el control se obtienen en la superficie del suelo de los microambientes incendiados *bajo planta* hasta la primera primavera posterior al incendio (ver Figura 6.28. A) A partir de esta época las diferencias entre los tratamientos de fuego se reducen, aproximándose las temperaturas de la superficie del suelo entre sí. Sin embargo éstas continúan siendo mayores que las del *control*.

Esta breve descripción general de los valores de temperatura del suelo indicados en la Tabla 6.18. y, con más detalle, en las Figuras 6.28. (A y B) y 6.29. (A y B) así como el diferente comportamiento observado en dichas figuras para los distintos microambientes y tratamientos, sugieren que es necesario analizar dichos valores de forma estacional y poner especial atención en las variaciones de temperatura que experimenta cada tipo de superficie tras las lluvias ocurridas en cada periodo si se quiere describir lo que realmente está ocurriendo tras la perturbación por fuego. Como también sucede con los valores de humedad del suelo, el comportamiento de los diferentes microambientes y tratamientos difiere dependiendo de la estación del año y de la mayor o menor proximidad de la fecha de medida respecto a la fecha del incendio. Este comportamiento estacional no queda reflejado al analizar los valores de forma conjunta como en la Tabla 6.18., por lo que resulta necesario el análisis de forma estacional que realizaremos en el Apartado 6.6.2.2. de este Capítulo..

#### *Temperatura de la superficie del suelo*

La temperatura de la superficie del suelo depende fundamentalmente de la temperatura del aire y del estado de cada superficie (contenido de carbono orgánico, composición mineral y humedad). Las relaciones entre temperatura del aire, temperatura del suelo y humedad del suelo se explicarán en el Apartado 6.6.3. de este Capítulo. En este apartado, vamos a analizar solo las variaciones de la temperatura del suelo de cada microambiente y tratamiento con las variaciones de la temperatura ambiente.

En la Tabla 6.19. se muestra el modelo de regresión lineal (Ecuación 6.2.) que relaciona ambas para cada uno de los microambientes y tratamientos analizados.

$$Temp_{sup} = a + b * Temp_{amb} \quad \text{Ecuación 6.2.}$$

Microambiente	Tratamiento	a	b	R <sup>2</sup>
Bajo planta	Intensa	5,326±2,644 <sup>ns</sup>	1,278±0,176 <sup>***</sup>	0,678 <sup>***</sup>
	Moderada	3,558±2,775 <sup>ns</sup>	1,416±0,185 <sup>***</sup>	0,701 <sup>***</sup>
	Control	2,752±1,511 <sup>ns</sup>	1,056±0,101 <sup>***</sup>	0,815 <sup>***</sup>
Entre plantas	Intensa	4,121±3,027 <sup>ns</sup>	1,440±0,202 <sup>***</sup>	0,671 <sup>***</sup>
	Moderada	3,112±3,274 <sup>ns</sup>	1,531±0,218 <sup>***</sup>	0,663 <sup>***</sup>
	Control	3,897±3,197 <sup>ns</sup>	1,470±0,213 <sup>***</sup>	0,656 <sup>***</sup>

<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación al 0,001.

<sup>ns</sup> No significativo.

**Tabla 6.19.: Parámetros del modelo de regresión lineal (Ecuación 6.2.) entre la Temperatura superficial del suelo y la Temperatura ambiental en función del microambiente y del tratamiento y su nivel de significación.**

En la Tabla 6.19. se indican también los parámetros a y b del modelo, la significación estadística de cada uno y el coeficiente R<sup>2</sup> de cada ajuste de regresión lineal. Por el valor de R<sup>2</sup> se puede decir que la temperatura de la superficie del suelo se puede predecir entre un 66 y un 81% de los casos en función de las variaciones de la temperatura ambiente. Los mejores ajustes se obtienen para el suelo *control* (R<sup>2</sup> = 0,81), seguidos del microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad (R<sup>2</sup> = 0,70), del microambiente *bajo planta* afectado por *alta* intensidad (R<sup>2</sup> = 0,68) y finalmente, los peores ajustes son los obtenidos para los microambientes *entre plantas* de los dos tratamientos de fuego (R<sup>2</sup> = 0,67 y 0,66). En todos los ajustes, el valor del parámetro a (la constante del modelo) no es significativo. No obstante, al comparar las distintas superficies por los valores de su constante, se observa que ésta tiende a ser mayor en la superficie del suelo afectada por la mayor intensidad. La constante del modelo está indicando la contribución de los componentes del suelo en los valores de la temperatura del suelo en cada superficie en ausencia de variaciones de la temperatura ambiente, por lo que podemos decir que ésta es mayor en la superficie afectada por la mayor intensidad de fuego. Dicha constante es un parámetro relacionado con la capacidad calorífica del suelo de cada superficie.

El parámetro **b** que afecta a la variable independiente (temperatura ambiente) es altamente significativo en todas las superficies estudiadas. Su significado es el aumento de la temperatura del suelo de cada superficie por cada grado de aumento de la temperatura ambiente, es decir la pendiente de la recta. Dicho parámetro **b**, está indicando la sensibilidad de cada superficie por cada grado que varía la temperatura ambiente. Como se observa en la Tabla 6.19. los microambientes *entre plantas* son los que más se calientan al aumentar la temperatura ambiente, seguidos de la superficie del suelo en el microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada* y el microambiente *bajo planta* afectado por *alta* intensidad. La superficie que menos se calienta es la del *control bajo planta*. Uno de los principales factores que pueden condicionar dicho comportamiento es la presencia o ausencia de cobertura vegetal capaz de amortiguar dicha elevación. Por tanto, a juzgar por los valores del parámetro **b** los microambientes incendiados *bajo planta* parecen haberse recuperado más que los microambientes incendiados *entre planta* y, entre los dos primeros, más los afectados por alta intensidad. Otra de las razones importantes para que esto ocurra es que, en la mayor parte del periodo de estudio, la humedad de los microambientes incendiados bajo planta es mayor (ver Apartado 6.6.1.2. de variaciones estacionales de humedad).

En la Figura 6.28. A se indican las variaciones de la temperatura de la superficie del suelo en el microambiente *bajo plantas* de los tratamientos *control*, *fuego moderado* y *fuego intenso* a lo largo de todo el periodo de estudio. En la Figura 6.28 B se indican dichas variaciones en el microambiente *entre plantas*.

Las temperaturas más altas de la superficie del suelo registradas en este estudio corresponden a las del primer y segundo verano posterior al incendio. En el primer verano, los microambientes *bajo planta* afectados por las dos intensidades de fuego registran temperaturas más altas que los microambientes *entre planta*, alcanzando temperaturas medias entre 34°C (*intensidad alta*) y 44 °C (*moderada intensidad*), frente a valores del orden de 25 a 30°C *bajo planta* del *control* (ver primer tramo de la Figura 6.28. A). Las razones de estas diferencias son la falta de cobertura y la presencia de cenizas en el suelo. Tras el primer verano y a principios del otoño, las temperaturas en la superficie del suelo del microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada* son considerablemente más altas que en el afectado por *alta* intensidad. En los Apartados 6.6.1.2.1. y 6.6.1.2.2. de humedad correspondiente a estas dos épocas, observamos que en este periodo la segunda superficie está más húmeda, lo que es coherente con su menor temperatura. Por tanto, es esperable que en el primer otoño

posterior al fuego la superficie del suelo *bajo planta* afectada por *alta* intensidad posea mejores condiciones hídricas y térmicas en el periodo otoñal para favorecer la germinación y la regeneración vegetal en este tipo de microambiente que en el correspondiente afectado por fuego *moderado*.

En el segundo verano dichos valores se reducen, de modo que los primeros varían entre 31°C (*moderada intensidad*) y 34°C (*intensidad alta*) frente a los 22°C del *control*. La mayor reducción de temperaturas respecto al *control* en el segundo verano está indicando que se han producido cambios considerables en la superficie, fundamentalmente la pérdida de cenizas por acumulación de lluvias (exportación y translocación de cenizas por escorrentía) y también cierta recuperación vegetal (ver Apartado 6.6.1.1. de este Capítulo), que serían las razones del amortiguamiento de las temperaturas de las distintas superficies incendiadas respecto a las diferencias entre microambientes incendiados *bajo planta* observadas en el primer verano y principios del otoño.

En cambio, en el microambiente *entre plantas*, (Figura 6.28. B) el comportamiento en ambos periodos estivales es contrario al anterior, de modo que los valores de temperatura más altos se registran en el segundo verano. El tratamiento *control* y el tratamiento de *fuego moderado* (por el color negro de las cenizas) son los que registran temperaturas más altas en el primer verano, mientras que en el segundo verano son los dos microambientes *entre plantas* afectados por fuego. Esta última tendencia indicaría que no ha habido recuperación vegetal substancial en dichos microambientes, más bien al contrario, pueden haberse degradado más como consecuencia del fuego, mostrando mayores diferencias respecto al mismo microambiente del control que las que existían en el primer verano. Estos resultados, comparados con los obtenidos para el microambiente incendiado *bajo plantas* (Fig. 6.28. A), también apoyarían la hipótesis de una recuperación más acelerada en los microambientes incendiados *bajo planta* que en los correspondientes *entre plantas*.

Los valores más bajos de temperatura en la superficie del suelo se registran en el periodo de invierno, alcanzándose medias del orden de 5°C tras las lluvias y del orden de 20 - 22°C cuando las superficies afectadas por fuego empiezan a desecarse, mientras que la superficie *bajo planta* del *control* registra temperaturas más bajas (14°C) en dichos periodos de desecación invernal. Los valores de temperatura del suelo incendiado *bajo planta* al final del periodo invernal (ver valores correspondientes al inicio de febrero en la Figura 6.28. A) indican condiciones de temperatura del suelo

superficial afectado por fuego muy favorables para la recuperación vegetal incluso en esta época en que supuestamente las plantas estarían bajo los efectos de la parada vegetativa por estrés térmico (Mitrakos, 1980). Es decir, uno de los efectos de la intensidad es reducir dicho estrés térmico invernal en la superficie del suelo de los microambientes *quemados bajo planta*. A principios de febrero la superficie del suelo *bajo planta* afectada por intensidad *moderada* registra temperaturas del orden de 17°C y la afectada por *alta* intensidad del orden de 14°C, frente a temperaturas cercanas a los 11°C en el control.

En primavera la temperatura de la superficie del suelo alcanza valores intermedios entre los de los periodos anteriores. El comportamiento de los dos microambientes *bajo planta* afectados por el fuego es diferente al observado en los dos periodos anteriores (Figura 6.28. A). Es decir, el afectado por *moderada* intensidad registra temperaturas del orden de 22°C, inferiores a los 26°C registrados en el afectado por *alta* intensidad. El *control bajo planta* sólo registra valores medios máximos de 17°C. Bajo estas condiciones térmicas, en primavera la regeneración vegetal estaría más favorecida en el microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad. En cambio, los microambientes *entre plantas* del *control* alcanzan temperaturas del orden de 32°C frente a los 27°C de los microambientes *entre plantas* de los dos tratamientos de fuego.

Las mayores diferencias de temperatura en la superficie del suelo debidas a la intensidad de fuego tienen lugar en el microambiente *bajo planta* durante el periodo correspondiente a la primavera. En este periodo, igual que ocurría con la humedad del suelo, las condiciones térmicas (y también hídricas) más favorables son las del microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada*. Dichas condiciones pueden traducirse en una aceleración de la recuperación vegetal en este último y, posiblemente, una mayor mortalidad de las plántulas establecidas en periodos anteriores en el microambiente *bajo plantas* afectado por *alta* intensidad debido a la competencia por el agua, lo que explicaría sus mayores valores de temperatura comparados con el microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad en dicho periodo de primavera. Dichas diferencias entre las dos intensidades de fuego en este microambiente se reducen casi totalmente después de las abundantes lluvias de primavera ocurridas en abril. A partir de éstas, el efecto de la intensidad parece reducirse mucho, aproximándose entre sí los valores de temperatura de los dos tipos de superficies. Sin embargo todavía se detecta el efecto del fuego, ya que los valores de temperatura de

ambas superficies todavía son mucho mayores que los del microambiente *bajo planta* del *control* incluso a finales del segundo otoño posterior al fuego.

### *Temperatura del suelo subsuperficial*

Los valores medios de temperatura registrados a 10 cm de la superficie del suelo son menores que los de la superficie. Sin embargo, están linealmente correlacionados con ellos (Ecuación 6.3.). Dicha correspondencia puede verse en los gráficos de las Figuras 6.30. y 6.31. en la que se comparan los valores de temperatura de la superficie del suelo y la temperatura a 10 cm de profundidad para los tres tratamientos en el microambiente bajo plantas (Figura 6.30. A, B y C) y en el microambiente entre plantas (Figura 6.31. A, B y C).

$$Temp_{prof} = a + b * Temp_{sup} \quad \text{Ecuación 6.3.}$$

Microambiente	Tratamiento	a	b	R <sup>2</sup>
Bajo planta	Intensa	2,326±1,208 <sup>ns</sup>	0,692±0,049 <sup>***</sup>	0,889 <sup>***</sup>
	Moderada	2,934±1,312 <sup>*</sup>	0,687±0,052 <sup>***</sup>	0,874 <sup>***</sup>
	Control	2,240±0,832 <sup>*</sup>	0,842±0,045 <sup>***</sup>	0,934 <sup>***</sup>
Entre plantas	Intensa	2,584±1,202 <sup>*</sup>	0,681±0,046 <sup>***</sup>	0,897 <sup>***</sup>
	Moderada	2,346±1,275 <sup>ns</sup>	0,679±0,048 <sup>***</sup>	0,889 <sup>***</sup>
	Control	1,569±1,050 <sup>ns</sup>	0,746±0,040 <sup>***</sup>	0,934 <sup>***</sup>

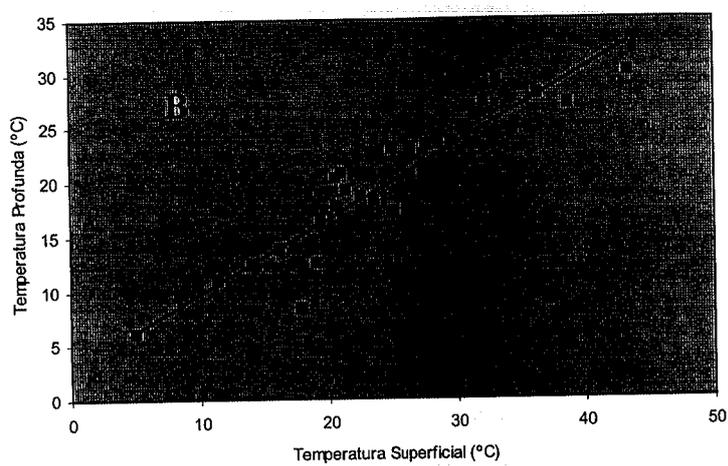
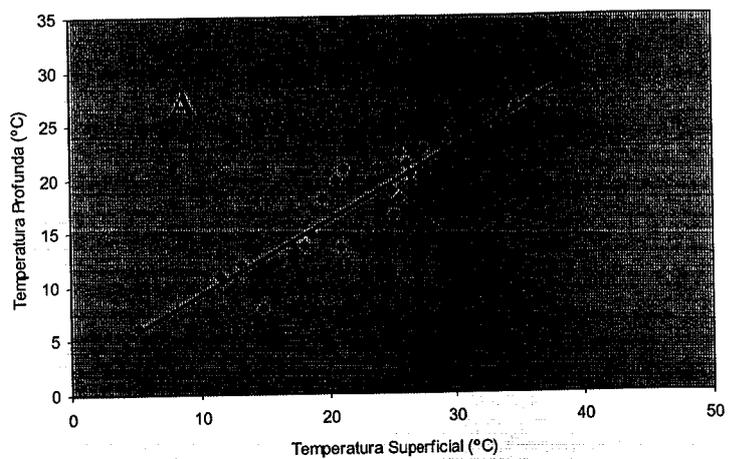
<sup>\*\*\*</sup> Nivel de significación al 0,001.

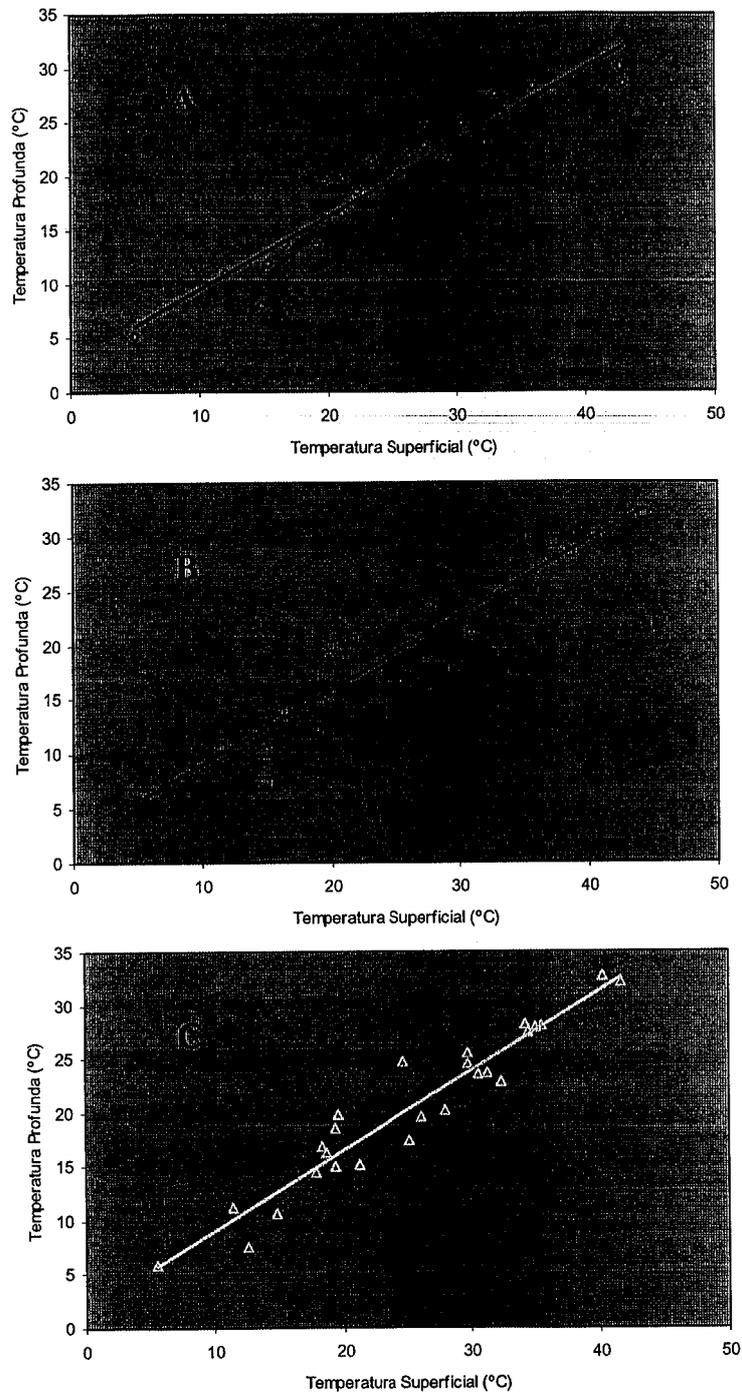
<sup>\*</sup> Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No significativo.

**Tabla 6.20.: Parámetros del modelo de regresión lineal (Ecuación 6.3.) entre la Temperatura subsuperficial y la Temperatura superficial del suelo en función del microambiente y del tratamiento y su nivel de significación.**

El modelo de regresión lineal obtenido entre las temperaturas de la superficie y las registradas a 10 cm de profundidad así como los parámetros **a** y **b** del modelo y la bondad de dicho ajuste (R<sup>2</sup>) se indica en la Tabla 6.20.. Como podemos observar, los valores de R<sup>2</sup> son muy altos (varían entre 0,87 y 0,93) y estadísticamente significativos. Por lo tanto, los valores de temperatura en la subsuperficie del suelo están condicionados por el comportamiento térmico de cada tipo de superficie.





**Figura 6.31.: Correlaciones lineales entre la Temperatura superficial y subsuperficial (Ecuación 6.3.) para cada uno de los tres tratamientos ((A) Intenso, (B) Moderado y (C) Control) del microambiente Entre plantas, para todo el periodo de estudio.**

Como ya comentamos para la superficie del suelo, el parámetro  $a$  nos da una idea de la contribución de los componentes del suelo subsuperficial de cada microambiente y tratamiento en la propagación del calor desde la superficie a los 10 cm

de profundidad. Los valores de **a** en la Tabla 6.20. parecen indicar que los componentes del suelo subsuperficial *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad contribuyen más (2,9 frente a los valores de alrededor de 2,4 para la mayor parte de los restantes) en este proceso.

En cuanto al parámetro **b** obtenido para cada suelo subsuperficial, si se compara con el correspondiente obtenido para la superficie indicado en la Tabla 6.19., parece obtenerse que cuanto más sensible es la superficie del suelo de un microambiente a la temperatura ambiente (mayor valor de **b**), menos lo es el suelo subsuperficial de dicho microambiente (menor valor de **b**). En el caso de la superficie del suelo afectada por el fuego, los microambientes *bajo planta* son menos sensibles a las variaciones de temperatura ambiente y, de entre ellos el afectado por *alta* intensidad. La sensibilidad de las restantes superficies incendiadas es similar entre sí y similar a la del *control* no incendiado *entre plantas*. Todas ellas son más sensibles que la afectada por *alta* intensidad. La menos sensible es la del *control bajo planta*, lo que se puede explicar por la protección ejercida por la cubierta de matorral. A 10 cm de profundidad es esta última la que registra valores de temperatura más parecidos a los de la superficie (parámetro **b** mayor), mientras que son los microambientes *entre planta* aquellos cuya temperatura a 10 cm de profundidad difiere más de la de la superficie. De entre los componentes del suelo subsuperficial que más pueden intervenir en este proceso de conducción del calor desde la superficie hacia horizontes inferiores del suelo el que más influencia ejerce es el contenido de humedad, que a su vez está relacionado con su densidad aparente y con el contenido de materia orgánica (Abu-Hamdeh & Reeder, 2000). En el caso del suelo *control bajo planta* los contenidos de humedad en superficie y a 10 cm de profundidad serían más parecidos entre sí y menores que en los afectados por fuego, por tanto el contenido medio de humedad para los 10 cm de suelo subsuperficial medido en el *control bajo planta* (ver Figura 6.11. A) debe estar uniformemente repartido en toda esta profundidad.

En los microambientes *entre planta* la diferencia de humedad en superficie y a 10 cm de profundidad sería mayor que la existente en el microambiente *bajo plantas*. En el primer caso, el contenido medio de humedad de los 10 cm de suelo debe estar concentrado más cerca de la superficie que en los segundos. Por tanto, la respuesta de la temperatura del suelo a 10 cm de profundidad en relación con la de la superficie del suelo, está dando una idea indirecta de la permeabilidad del suelo al agua. En el caso del suelo *control* ésta sería mayor, lo que explicaría su bajo contenido de humedad en los

primeros 10 cm de la superficie. El agua se infiltra hacia la zona radicular donde es utilizada por las raíces. El extremo opuesto a esta situación sería el de los microambientes *entre plantas*, que serían los menos permeables. En los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego la diferencia de humedad entre la superficie y a 10 cm de profundidad sería menor que en los microambientes *entre plantas* estén o no afectados por fuego, lo que indicaría que la permeabilidad del suelo en los microambientes incendiados *bajo planta* sería mayor que la de los microambientes *entre planta*. Este resultado tiene el significado ecológico de que entre todos los microambientes de suelo afectados por fuego, los incendiados *bajo planta* poseen una mayor disponibilidad hídrica y un mejor régimen de temperatura en el suelo subsuperficial para facilitar la regeneración postincendio.

#### **6.6.2.2. Variaciones estacionales de la temperatura del suelo**

Para este estudio se disponen de datos correspondientes a tres periodos estacionales después del incendio en los que el suelo se humecta tras la lluvia y se deseca posteriormente en los periodos interpluviales (los mismos que para el estudio de la humedad del suelo). Los tres periodos mencionados son los siguientes:

1. **Periodo de finales de verano** que comprende desde el 23 de agosto hasta el 12 de septiembre de 1995.
2. **Periodo de finales de otoño a principios de invierno** que comprende desde el 12 al 29 de diciembre de 1995.
3. **Periodo de primavera** que comprende desde el 25 de abril al 22 de mayo de 1996.

##### ***Variaciones de la temperatura del suelo a finales de verano de 1995***

El seguimiento de la temperatura del suelo para este periodo de estudio se realizó paralelamente al de la humedad del suelo, por lo tanto se midió en los mismos lugares y con la misma distribución espacial y temporal de los factores tratamiento, microambiente y día de medida.

Las variaciones de la temperatura del suelo superficial en este periodo se indican en la Figura 6.32. (A y B). En la parte superior de la Tabla 6.21. dichos resultados se expresan en forma de medias.

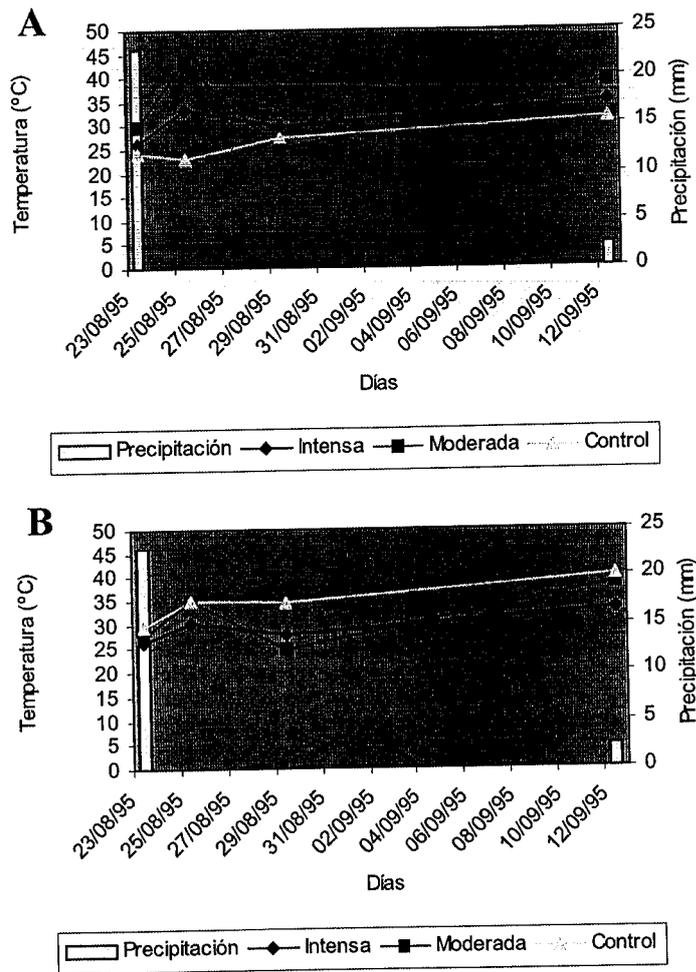


Figura 6.32.: Evolución de la Temperatura del suelo superficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de finales de verano del 95.

			Media	D.E.	I.C.	C.V.	Máx.	Mín.
<b>Temperatura media del aire</b>			20,00	0,38				
<b>Profundidad</b>	<b>Microambiente</b>	<b>Tratamiento</b>						
<b>Superficial</b>	<b>Bajo planta</b>	<b>Intensa</b>	31,03	3,88	6,17	12,50	34,82	26,17
		<b>Moderada</b>	34,20	8,40	13,37	24,57	43,39	24,89
		<b>Control</b>	26,59	3,69	5,88	13,87	31,41	23,20
	<b>Entre plantas</b>	<b>Intensa</b>	29,42	2,88	4,58	9,79	32,97	26,46
		<b>Moderada</b>	31,50	6,46	10,29	20,52	38,68	24,70
		<b>Control</b>	34,85	4,30	6,84	12,34	40,22	29,71
<b>Subsuperficial</b>	<b>Bajo planta</b>	<b>Intensa</b>	24,33	2,17	3,46	8,93	26,54	21,34
		<b>Moderada</b>	26,02	3,26	5,18	12,52	30,09	23,07
		<b>Control</b>	23,87	2,19	3,48	9,16	26,29	21,66
	<b>Entre plantas</b>	<b>Intensa</b>	24,84	2,29	3,64	9,20	27,51	21,92
		<b>Moderada</b>	26,26	3,39	5,40	12,92	29,82	23,06
		<b>Control</b>	28,47	3,04	4,83	10,67	32,74	25,57

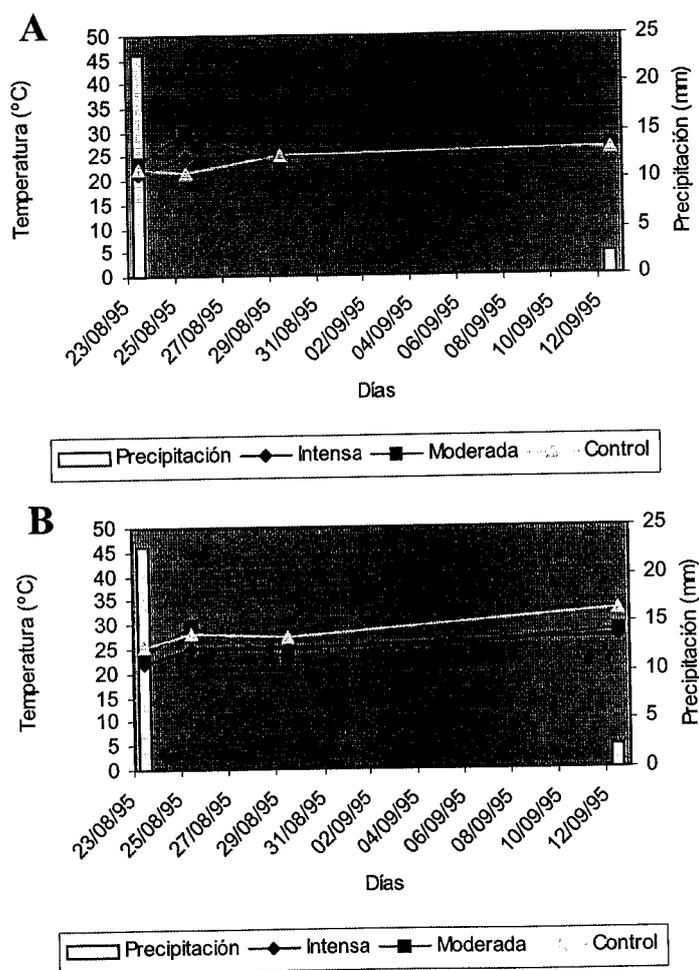
D.E.: Desviación Estándar; I.C.: Intervalo de Confianza (95%); C.V.: Coeficiente de Variación

**Tabla 6.21.: Valores de Temperatura del aire y del suelo en °C y sus estadísticos descriptivos en función de la profundidad de medida, microambiente y tratamiento, en el periodo de finales de verano del 1995.**

Respecto a la temperatura de la superficie del suelo podemos observar en la Tabla 6.21. la existencia de tres grupos de valores. El microambiente *bajo planta* del tratamiento *control* es el que presenta menor temperatura del suelo (26,6°C) debido a la presencia de cobertura vegetal que amortigua la radiación solar y, por lo tanto, la temperatura del suelo es menor respecto al resto de superficies. El segundo grupo está formado por los dos microambientes del tratamiento de *fuego intenso* (29,4 y 31°C) y el microambiente *entre plantas* afectado por intensidad *moderada* (31,5°C). El grupo con valores de temperatura mayores en este periodo está formado por los microambientes *bajo plantas* afectados por intensidad *moderada* (34,2°C) y el *control entre plantas* (34,8°C).

En la época de otoño es esperable un comportamiento similar a las tendencias observadas. En la superficie del suelo afectado por fuego, las mejores condiciones térmicas para facilitar la colonización vegetal postincendio en otoño serían las del segundo grupo. Sin embargo para que ésta se produzca son necesarias también ciertas condiciones edáficas como disponibilidad hídrica, contenido en nutrientes y calidad física del suelo (Roundy et al. 1991). Estas son mejores en el microambiente *bajo*

*planta* (ver Capítulo 4 Apartado 4.2. y 4.2.3.2 de la evolución temporal de las propiedades del suelo y Apartado 6.6.2.1. de este Capítulo de variaciones estacionales de humedad del suelo de finales de verano del 95) por lo que el microambiente *bajo planta* afectado por *alta* intensidad reúne mejores condiciones para facilitar la colonización post-incendio al comienzo del periodo de otoño que el resto de superficies estudiadas en este periodo.



**Figura 6.33.:** Evolución de la Temperatura del suelo subsuperficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de finales de verano del 95.

Las variaciones de la temperatura del suelo subsuperficial en este periodo se indican en la Figura 6.33. A y B, y dichos datos expresados en forma de medias se indican en la parte inferior de la Tabla 6.21. Comparando dichos valores medios con los de la parte superior de la tabla se observa que son menores y tienen menores coeficiente

de variación. Este resultado es esperable ya que el suelo tiene baja conductividad térmica, y ésta dependerá fundamentalmente del contenido de humedad. Al observar las Figuras 6.32. y 6.33. se obtiene también que cuando el suelo está seco las diferencias entre la superficie y la subsuperficie son grandes, pero cuando el suelo está húmedo, las diferencias entre uno y otro se reducen. Todo esto lo podemos observar más claramente en las Figuras 6.32. y 6.33. En los días en que se produce la precipitación (23/08/95), los valores de temperatura son prácticamente iguales en todos los microambientes y tratamientos pero una vez el suelo empieza a secarse las temperaturas empiezan a diferenciarse cada vez más.

Los valores medios de temperatura del suelo subsuperficial en este periodo indicados en la parte inferior de la Tabla 6.21., sugieren tendencias generales similares a las indicadas para la superficie. A 10 cm de profundidad la temperatura media del suelo se reduce en 2,5°C en el microambiente *bajo planta* del *control* (primer grupo de valores), en 7°C en el microambiente *bajo planta* afectado por *alta* intensidad, en 4°C en el microambiente *entre planta* afectado por *alta* intensidad y en 5,5°C en el microambiente *entre plantas* afectado por intensidad *moderada* (segundo grupo de valores). Finalmente, en el tercer grupo, se reduce 8°C en el microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada* y en 5°C en el *control entre plantas*. La mayor reducción de temperatura ocurre en el suelo subsuperficial de los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego *intenso* (7°C) y *moderado* (8°C). Esta mayor reducción está en consonancia con los mayores contenidos de humedad obtenidos para estos suelos subsuperficiales en este periodo. Por tanto, desde el punto de vista de condiciones hídricas y térmicas, el suelo del microambiente *bajo plantas* afectado por *alta* intensidad favorecería más la regeneración vegetal tanto en la superficie como en la subsuperficie del suelo. El microambiente *bajo plantas* afectado por intensidad *moderada* la favorecería más en la subsuperficie del suelo.

#### ***Variaciones de la temperatura del suelo en otoño-invierno de 1995***

Las variaciones de la temperatura del suelo superficial en este periodo se indican en la Figura 6.34. (A y B). En la parte superior de la Tabla 6.22. dichos resultados se expresan en forma de medias.

			Media	D.E.	I.C.	C.V.	Máx.	Mín.
Temperatura media del aire			8,18	1,68				
Profundidad	Microambiente	Tratamiento						
Superficial	Bajo planta	Intensa	11,05	8,51	13,54	76,98	22,90	4,60
		Moderada	10,72	8,21	13,07	76,56	22,15	4,55
		Control	9,25	4,60	7,32	49,73	14,90	5,40
	Entre plantas	Intensa	10,90	8,16	12,98	74,89	22,05	4,65
		Moderada	10,35	6,98	11,12	67,52	19,85	4,85
		Control	10,50	6,82	10,85	64,97	19,85	5,30
Subsuperficial	Bajo planta	Intensa	9,70	4,59	7,31	47,39	15,70	5,95
		Moderada	9,36	4,06	6,46	43,37	14,40	5,95
		Control	8,97	3,03	4,83	33,79	12,10	6,30
	Entre plantas	Intensa	9,24	5,19	8,25	56,16	15,85	5,00
		Moderada	9,04	3,31	5,27	36,67	12,90	6,20
		Control	10,42	6,18	9,83	59,25	18,85	5,70

D.E.: Desviación Estándar; I.C.: Intervalo de Confianza (95%); C.V.: Coeficiente de Variación

Tabla 6.22.: Valores de Temperatura del suelo y del aire en °C y sus estadísticos descriptivos en función de la profundidad de medida, microambiente y tratamiento, en el periodo de otoño-invierno del 95.

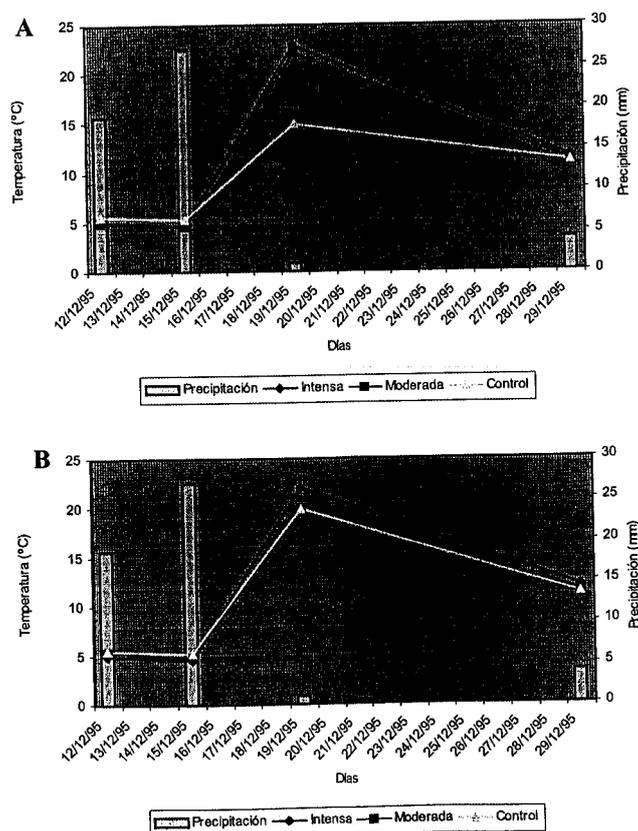


Figura 6.34.: Evolución de la Temperatura del suelo superficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta* (A) y *Entre plantas* (B)) y la precipitación durante el periodo de otoño-invierno del 95.

Como podemos observar en los gráficos A y B de la Figura 6.34., las temperaturas medias en la superficie del suelo de los microambientes incendiados *bajo planta* son similares entre sí (Figura 6.34. A). Las diferencias detectadas entre ellos a finales del verano (ver fecha 25/8/95 en Figura 6.32. A) desaparecen. La temperatura media de este tipo de superficies (alrededor de 22 °C, ver fecha 20/12/95 en Figura 6.34. A) en el periodo de desecación invernal es similar a la de los microambientes *entre plantas* afectados o no por fuego (ver fecha 20/12/95 en Figura 6.34. B). Este resultado indicaría que las condiciones térmicas en estos periodos de desecación invernal de ambos serían igual de favorables para la recuperación vegetal a finales del periodo invernal.

En el caso del control *bajo planta* (Fig. 6.34. A), la temperatura del suelo es menor que en las anteriores. La causa de estas diferencias es la presencia o no de cobertura de matorral. En el caso del *control bajo planta*, el suelo recibe menos insolación por lo que su temperatura es menor que en los restantes microambientes.

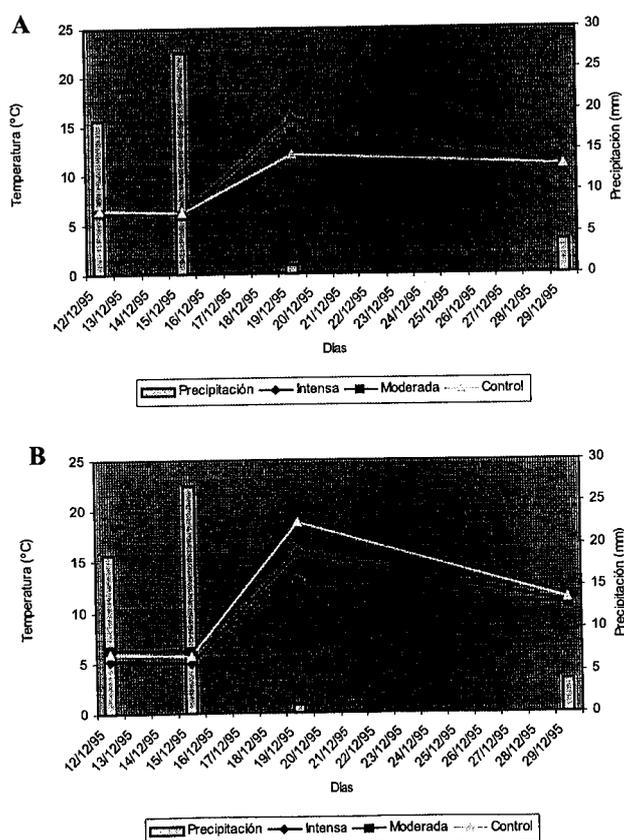


Figura 6.35.: Evolución de la Temperatura del suelo subsuperficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de otoño-invierno del 95.

Por los valores de temperatura obtenidos en la superficie del suelo no podemos distinguir un comportamiento diferente entre los dos microambientes incendiados *bajo planta*. Sin embargo, los valores de temperatura registrados en la subsuperficie del suelo de estos microambientes indicados en la Figura 6.35. A (ver fecha 20/12/95), tienden a diferenciarlos más de modo que la temperatura media en el afectado por mayor intensidad es ligeramente mayor. Es esperable que estas diferencias sean de mayor magnitud en otras fechas invernales menos próximas a eventos de lluvia tan abundantes como el del 15/12/95. El significado ecológico de este resultado sería que la subsuperficie del suelo *bajo planta* afectado por *alta* intensidad tendría, en el periodo invernal, menos limitaciones térmicas para el mantenimiento de la actividad de la vegetación que probablemente pudo colonizar mejor este microambiente a principios del otoño. No obstante, tampoco existirían dichas limitaciones en la subsuperficie del suelo bajo planta afectado por moderada intensidad.

Por otra parte, en el suelo subsuperficial *entre plantas* (Figura 6.35. B), los valores de temperatura del suelo el 20/12/95 están indicando que el *control* no afectado por fuego es el que tiene un régimen térmico invernal menos desfavorable, seguido del afectado por *alta* intensidad. El más desfavorable sería el afectado por intensidad *moderada*. Las temperaturas más bajas registradas en la subsuperficie de estos dos últimos estarían en consonancia con su mayor grado de humedad en este periodo (ver Apartado 6.6.1.2.2. de variaciones estacionales de la humedad, periodo de otoño-invierno de este Capítulo). Este resultado también confirmaría que el aumento o descenso de temperatura en el suelo depende del contenido de humedad.

Mención especial merece los valores de temperatura del suelo observados en la superficie del suelo incendiado bajo planta a principios de febrero de 1996 y el cambio que experimentan al inicio del mes de marzo. Dichos valores están indicados en el gráfico 6.28. A. La temperatura del suelo del microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad en febrero es superior a la del correspondiente afectado por *alta* intensidad. Este hecho coincide con que también la primera superficie está más húmeda que la segunda (ver Figura 6.10. A). Bajo estas condiciones de temperatura y humedad, la colonización vegetal en la primera sería más favorable que en la segunda. Sin embargo, a principios de marzo las tendencias se invierten, y se mantienen hasta la llegada de las abundantes lluvias de abril y mayo. A partir de dichas lluvias ambos tipos de superficie se comportan de forma semejante (ver Subapartado siguiente (Temperatura del suelo en primavera del 96)). Este comportamiento tiene un sentido

ecológico que puede interpretarse al considerar que los cambios en la superficie del suelo *bajo planta* incendiado con *moderada* intensidad se deben a un incremento en la cobertura vegetal de la superficie, que amortiguaría su calentamiento durante la primavera y facilitaría la conservación del agua en la superficie del suelo. En el caso del microambiente afectado por *alta* intensidad, la razón del aumento de temperatura y la reducción de humedad se deberían a una mayor mortalidad de plántulas ya establecidas en periodos anteriores, debida a la competencia por el agua. El que ambos tipos de superficies igualan su comportamiento después de las lluvias de abril y mayo puede verse en el Subapartado siguiente (Temperatura del suelo en primavera del 96).

**Variaciones de la temperatura del suelo en primavera de 1996**

Se han estudiado las variaciones de la temperatura del suelo tras las lluvias de primavera en el periodo que comprende desde el 25 de abril al 22 de mayo de 1996. En la parte superior de la Tabla 6.23. se indican los valores medios de temperatura de la superficie del suelo, y en los gráficos A y B de la Figura 6.36. se indican dichas variaciones en los diferentes días de medida. Las temperaturas medias a 10 cm de profundidad se indican en la parte inferior de la tabla y sus correspondientes variaciones en los días de medida pueden verse en los gráficos A y B de la Figura 6.37.

			Media	D.E.	I.C.	C.V.	Máx.	Mín.
Temperatura media del aire			14,00	4,92				
Profundidad	Microambiente	Tratamiento						
Superficial	Bajo planta	Intensa	24,69	3,10	3,25	12,55	27,52	18,67
		Moderada	25,48	4,02	4,21	15,76	31,05	19,20
		Control	16,84	2,44	2,56	14,51	20,22	13,92
	Entre plantas	Intensa	28,28	4,40	4,62	15,55	32,30	19,70
		Moderada	28,89	5,42	5,68	18,75	34,90	19,10
		Control	27,32	4,83	5,07	17,70	32,35	19,27
Subsuperficial	Bajo planta	Intensa	18,57	2,84	2,98	15,30	22,82	14,75
		Moderada	19,72	2,73	2,86	13,84	23,40	16,55
		Control	15,34	1,66	1,74	10,81	17,22	13,35
	Entre plantas	Intensa	20,55	3,22	3,38	15,68	24,87	15,97
		Moderada	19,96	3,57	3,75	17,89	23,90	14,70
		Control	20,56	3,78	3,97	18,41	24,55	15,10

D.E.: Desviación Estándar; I.C.: Intervalo de Confianza (95%); C.V.: Coeficiente de Variación

**Tabla 6.23.: Valores de Temperatura del suelo y del aire en °C y sus estadísticos descriptivos en función de la profundidad de medida, microambiente y tratamiento, en el periodo de primavera del 96.**

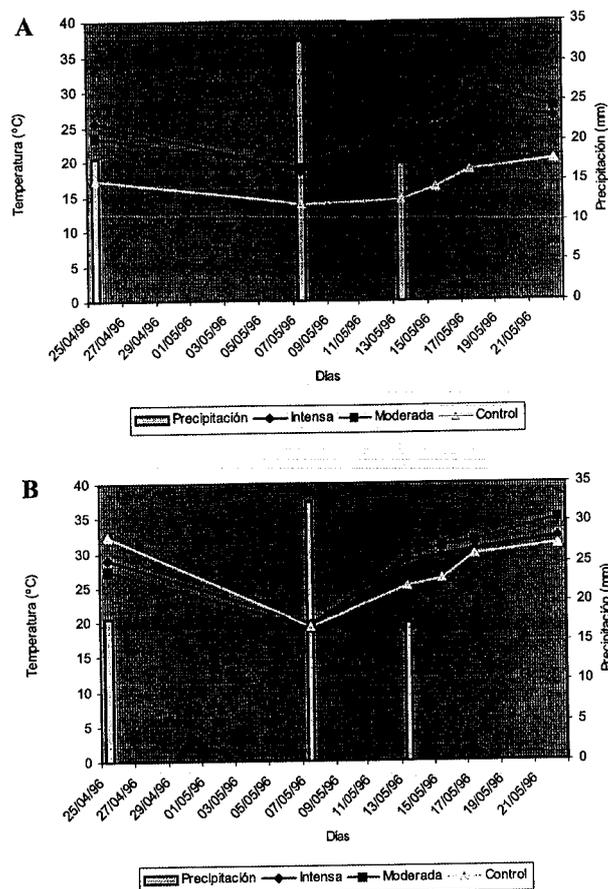
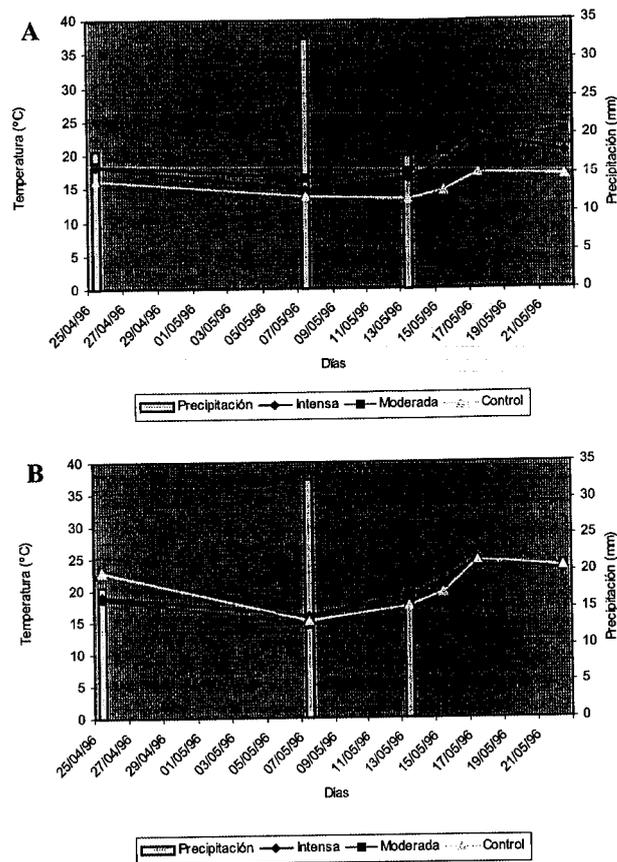


Figura 6.36.: Evolución de la Temperatura del suelo superficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de primavera del 96.

Como puede observarse en la Tabla 6.23., las superficies del suelo incendiado *bajo planta* afectadas por las dos intensidades de fuego alcanzan temperaturas medias muy próximas entre sí incluso después de varios días de haber ocurrido las lluvias (Figuras 6.36. A y 6.37. A). Estas temperaturas son mayores que las de *suelo control bajo planta*, lo que indica que la protección de las plantas que han colonizado estos microambientes todavía es mucho menor que la que ejercen las plantas de matorral. Las temperaturas a 10 cm de profundidad disminuyen más en los primeros que en el segundo, manteniéndose la proximidad entre las dos primeras y la diferencia respecto al *control* (Figura 6.37.). Estas diferencias indican que todavía el suelo subsuperficial está más húmedo en los dos primeros que en el segundo, sin embargo, la proximidad entre los dos primeros tanto en superficie como en la subsuperficie del suelo indica que ambos se comportan de forma semejante.



**Figura 6.37.:** Evolución de la Temperatura del suelo subsuperficial en función del tratamiento y del microambiente (*Bajo planta (A)* y *Entre plantas (B)*) y la precipitación durante el periodo de primavera del 96.

La superficie del suelo de los microambientes *entre plantas* alcanza temperaturas medias similares entre sí, sin apenas diferencias entre los afectados por fuego y el control (Figura 6.36. B). Dichos valores de temperatura en la superficie del suelo son mayores que los observados en los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego (Figura 6.36. A), lo que indica que no ha habido colonización apreciable ya que la humedad en la superficie de éstos es similar a la de los primeros (ver Figura 6.26.). En cambio, los valores de temperatura a 10 cm de profundidad (Figura 6.37. B) son ligeramente mayores que los observados a la misma profundidad en los microambientes incendiados *bajo planta* (Figura 6.37. A), lo que estaría relacionado con una mayor humedad del suelo en los primeros que en los segundos. La proximidad de los valores

de temperatura en este tipo de microambiente tanto en la superficie como en la subsuperficie del suelo indica también que se comportan de forma semejante entre sí.

### **Resumen**

Al final del periodo de primavera, y a modo de resumen, podemos decir que las principales diferencias debidas a la intensidad del fuego desaparecen como consecuencia de una aproximación del comportamiento de la superficie del suelo de los diferentes microambientes. Las superficies del suelo que más cambios parecen experimentar a lo largo de todo el periodo de estudio son las de los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego. Dichas superficies experimentan cambios en épocas diferentes en función del régimen hídrico y térmico impuesto por la intensidad. Los cambios experimentados en la superficie del suelo, influyen también en la respuesta del suelo subsuperficial. Respecto a la temperatura del suelo subsuperficial, el empeoramiento del régimen térmico de la superficie supone una mejora del régimen térmico del suelo subsuperficial. Dicha mejora es consecuencia de los cambios en el régimen hídrico impuesto por el comportamiento de la superficie del suelo. Al final del periodo de primavera, los cambios en la superficie del suelo de los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego son positivos y tienden a una recuperación. Por el contrario, los microambientes *entre plantas* afectados por el fuego parecen experimentar cierta mejora en los primeros meses posteriores al incendio pero evolucionan en sentido negativo con el tiempo. Al comienzo del nuevo periodo otoñal, los microambientes *entre plantas* parecen igualar su comportamiento al del *control* no incendiado y dicho comportamiento está cada vez más próximo al de los microambientes *bajo planta* afectados por el fuego. Por tanto, a partir del segundo otoño posterior al incendio, el comportamiento del suelo estará más condicionado por los procesos que ocurran en la subsuperficie y dichos procesos ya no parecen estar condicionados por la intensidad sensu estricto aunque sí por la falta de cobertura de matorral inducida por el fuego.

### 6.6.3. Relaciones entre la humedad, la temperatura ambiente y la temperatura del suelo

En la Tabla 6.24. se indican, para cada microambiente y tratamiento, los resultados del análisis de regresión lineal múltiple (Ecuación 6.4.) entre la humedad del suelo superficial ( $Humedad_{sup}$ ) como variable dependiente de la temperatura ambiental ( $Temp_{amb}$ ), de la cantidad de lluvia ( $Pp$ ) y de la temperatura de la superficie del suelo ( $Temp_{sup}$ ). En ella se indican los parámetros del modelo, su error típico y su significación, así como el coeficiente  $R^2$  del modelo de regresión múltiple que indica la bondad del ajuste para cada tipo de superficie y tratamiento.

$$Humedad_{sup} = a + b * Temp_{amb} + c * Pp + d * Temp_{sup} \quad \text{Ecuación 6.4.}$$

Microambiente	Tratamiento	a	b	c	d	$R^2$
Bajo planta	Intensa	$5,869 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,028^*$	$5,620 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^*$	$2,571 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{***}$	$-4,430 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,002^*$	0,648 <sup>***</sup>
	Moderada	$5,891 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,022^*$	$-8,865 \cdot 10^{-6}$ $\pm 0,002^{ns}$	$3,458 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{***}$	$-9,310 \cdot 10^{-4}$ $\pm 0,001^{ns}$	0,727 <sup>***</sup>
	Control	$1,588 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,023^{ns}$	$1,981 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^{ns}$	$1,900 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{**}$	$-1,118 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^{ns}$	0,415 <sup>**</sup>
Entre plantas	Intensa	$7,164 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,034^*$	$4,928 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^{ns}$	$2,730 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^{ns}$	$-4,210 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,002^*$	0,529 <sup>***</sup>
	Moderada	$9,918 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,027^{**}$	$4,261 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,003^{ns}$	$2,701 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{***}$	$-4,679 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{**}$	0,690 <sup>***</sup>
	Control	$9,827 \cdot 10^{-2}$ $\pm 0,026^{**}$	$2,450 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,002^{ns}$	$2,641 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^{***}$	$-3,801 \cdot 10^{-3}$ $\pm 0,001^*$	0,677 <sup>***</sup>

\*\*\* Nivel de significación al 0,001.

\*\* Nivel de significación al 0,01.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No significativo.

**Tabla 6.24.: Parámetros del análisis de regresión lineal múltiple (Ecuación 6.4.) y la bondad del ajuste en función del microambiente y del tratamiento.**

Al introducir por el procedimiento de pasos sucesivos cada nueva variable junto a las anteriores, obtenemos un coeficiente  $R^2$  parcial que indica la mayor o menor influencia de dicha nueva variable en la mejora de la capacidad predictiva del modelo. En la Tabla 6.25. se muestran también dichos coeficientes  $R^2$  parciales, que indican el porcentaje de variabilidad explicado por cada variable respecto al valor de  $R^2$  de la regresión múltiple.

Microambiente	Tratamiento	Temp. Amb.	Precipitación	Temp. Sup.	R <sup>2</sup>
Bajo planta	Intensa	X			0,028 <sup>ns</sup>
		X	X		0,554 <sup>***</sup>
		X	X	X	0,648 <sup>***</sup>
	Moderada	X			0,118 <sup>ns</sup>
		X	X		0,722 <sup>***</sup>
		X	X	X	0,727 <sup>***</sup>
	Control	X			0,006 <sup>ns</sup>
		X	X		0,410 <sup>**</sup>
		X	X	X	0,415 <sup>**</sup>
Entre plantas	Intensa	X			0,057 <sup>ns</sup>
		X	X		0,433 <sup>***</sup>
		X	X	X	0,529 <sup>***</sup>
	Moderada	X			0,142 <sup>ns</sup>
		X	X		0,550 <sup>***</sup>
		X	X	X	0,690 <sup>***</sup>
	Control	X			0,173 <sup>*</sup>
		X	X		0,578 <sup>***</sup>
		X	X	X	0,677 <sup>***</sup>

\*\*\* Nivel de significación al 0,001.

\*\* Nivel de significación al 0,01.

\* Nivel de significación al 0,05.

<sup>ns</sup> No significativo.

**Tabla 6.25.: Valores de la R<sup>2</sup> parciales de las variables introducidas por pasos sucesivos de la regresión múltiple (Ecuación 6.4.).**

La cantidad de lluvia y la temperatura del suelo son las variables que mejor explican los valores de humedad del suelo, como se deduce del alto valor de su R<sup>2</sup> parcial. La cantidad de lluvia influye con signo positivo en el modelo, lo que indica que la humedad del suelo es tanto mayor cuanto mayor es la cantidad de lluvia. En cambio, la temperatura de la superficie del suelo influye con signo negativo, indicando que la humedad del suelo es tanto menor cuanto mayor es la temperatura medida en la superficie.

En cambio, la temperatura ambiental por sí sola explica muy poco, y cuando resulta significativa contribuye muy poco al modelo múltiple. Sin embargo, en los casos en que dicha variable es significativa para el modelo, ésta lo es porque la temperatura del suelo y la temperatura ambiente están correlacionadas significativamente y dicha

correlación es muy alta (Correlación de Pearson = 0,889<sup>\*\*\*</sup>). Esto significa que la temperatura ambiente es una variable redundante, cuya influencia está ya reflejada en los valores de temperatura del suelo.

Al incluir la variable temperatura ambiental en el modelo de regresión múltiple, el parámetro **b** del modelo que la afecta tiene signo positivo y su valor absoluto suele ser del mismo orden que el parámetro **d** que afecta a la variable temperatura del suelo aunque éste tiene signo negativo. Por el contrario, en el único caso en que el parámetro que afecta a la variable temperatura ambiente entra en el modelo con signo negativo (microambiente *bajo planta* afectado por intensidad *moderada*, ver Tabla 6.24.) su valor absoluto es mucho menor que el correspondiente al parámetro que afecta a la variable temperatura del suelo. Estos resultados confirman que la variable temperatura ambiente aporta muy poca información adicional sobre la que aporta la temperatura del suelo al tratarse de variables muy bien correlacionadas entre sí. Por tanto, en los apartados siguientes esta variable y el parámetro **b** no serán discutidos.

### **Influencia de las variables y significado de los parámetros del modelo**

Después de esta descripción general del modelo conviene analizar el significado de los parámetros del modelo para cada tipo de superficie con el fin de distinguir comportamientos diferentes o similares entre las distintas superficies estudiadas. La mejor forma de hacerlo es comparar los parámetros que afectan a cada una de las variables. Sin embargo, previamente hay que conocer el significado de cada uno de ellos.

#### ***La constante (parámetro a)***

El parámetro **a** del modelo es la constante. Dicho parámetro es indicativo de la contribución de los componentes del suelo a los valores de humedad en ausencia de la influencia de las variables independientes. Dicho de otro modo, al comparar las distintas superficies entre sí en función de dicho parámetro las superficies con valores de **a** semejantes indicarían que los componentes del suelo intervienen de forma semejante. A

mayores valores del parámetro **a**, mayor influencia de los componentes del suelo en los valores de humedad.

Microambiente	Tratamiento	a
Entre plantas	Moderada	$9,918 \cdot 10^{-2} \pm 0,027^{**}$
Entre plantas	Control	$9,827 \cdot 10^{-2} \pm 0,026^{**}$
Entre plantas	Intensa	$7,164 \cdot 10^{-2} \pm 0,034^*$
Bajo planta	Moderada	$5,891 \cdot 10^{-2} \pm 0,022^*$
Bajo planta	Intensa	$5,869 \cdot 10^{-2} \pm 0,028^*$
Bajo planta	Control	$1,588 \cdot 10^{-2} \pm 0,023^{ns}$

**Tabla 6.27.:** La constante del modelo de regresión múltiple (Ecuación 6.4.) (parámetro **a**) ordenada de mayor a menor.

Como puede observarse en la Tabla 6.27., en función de la constante pueden distinguirse tres tipos de superficies. La menor contribución la ejerce el *suelo control bajo planta* (valor de  $a$   $1,588 \cdot 10^{-2}$ ). No obstante este parámetro no es significativo para dicha superficie, por lo que no intervendría en la explicación de los valores de humedad.

La mayor contribución de los componentes del suelo tiene lugar en los *microambientes entre planta* y el valor de  $a$  oscila entre  $9,9 \cdot 10^{-2}$  y  $7,2 \cdot 10^{-2}$ . El orden de dicha contribución es moderada = control > intensa.

En el caso de los *microambientes incendiados bajo planta*, el valor de  $a$  es inferior a los del grupo anterior, no hay diferencia apreciable entre intensidades y su valor es de  $5,9 \cdot 10^{-2}$ .

Los resultados tras la comparación de las distintas superficies en función de dicho parámetro indicarían que la composición del suelo *incendiado bajo planta* interviene menos que la composición del suelo *entre planta* en los valores de humedad. Este resultado podría estar indicando las diferencias texturales y de porosidad existentes entre ambos grupos antes y después del fuego, ya que el suelo *entre plantas* tiene una textura más fina que el suelo *bajo planta* (ver Capítulo 4 Apartado 4.1. de propiedades del suelo) y una densidad aparente mayor, lo que favorecería una mayor humedad en la superficie del suelo *entre plantas* en ausencia de la influencia de otras variables. Otro de los componentes del suelo responsable de esta contribución a los valores de humedad podría ser la materia orgánica. Antes del fuego, existían diferencias de materia orgánica entre los microambientes *bajo planta* y *entre planta* (ver Capítulo 4 Apartado 4.1. de propiedades del suelo), fundamentalmente debidas a la hojarasca. Sin embargo tras la

acción del fuego ésta ha sido mineralizada en forma de cenizas que han podido ser exportadas y redistribuidas igualando progresivamente dichos contenidos en los dos microambientes de suelo, por lo que parece más plausible atribuir la contribución a propiedades más permanentes como son las mencionadas. No obstante las cenizas, sobre todo las de color negro (superficies afectadas por intensidad *moderada*), por su contenido de carbono orgánico, también contribuirían en aquellas posiciones topográficas que permitieran su acumulación o impidieran su exportación por escorrentía.

El suelo *bajo planta* del *control* tiene un comportamiento diferente al resto debido a la influencia de la cobertura de matorral. La composición del suelo (parámetro *a*) así como los parámetros *b* y *d* que afectan a las variables temperatura ambiente y temperatura del suelo no contribuyen a la hora de explicar sus variaciones de humedad. Esto es debido al predominio del papel de la cobertura vegetal sobre la propia naturaleza del suelo. No obstante, el bajo valor de parámetro *a* indicaría una mayor porosidad que en las anteriores, lo que es coherente con los resultados de campo y de laboratorio obtenidos al determinar sus características (ver Capítulo 4 Apartado 4.1. de propiedades del suelo).

#### ***La cantidad de lluvia y el parámetro c***

La cantidad de lluvia es la variable que más influye en los valores de humedad del suelo. Dicha influencia (ver en Tabla 6.25. los coeficientes  $R^2$  parciales para esta variable en las distintas superficies) es mayor en las superficies incendiadas ( $R^2$  parciales del orden de 0,4 y 0,7) que en el control ( $R^2$  parciales del orden de 0,4). Además parece influir más en los microambientes incendiados *bajo planta* (valores de  $R^2$  entre 0,5 y 0,7) que *entre planta* (valores próximos a 0,4). Esto significa que la misma cantidad de lluvia tiene un efecto diferente en la humedad del suelo de las diferentes superficies. La susceptibilidad de cada una de ellas a la humectación por la lluvia estaría indicada por el parámetro *c*.

En la Tabla 6.28. se indican los valores del parámetro *c*, ordenados de mayor a menor.

Microambiente	Tratamiento	c
Bajo planta	Moderada	$3,458 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$
Entre plantas	Intensa	$2,730 \cdot 10^{-3} \pm 0,003^{ns}$
Entre plantas	Moderada	$2,701 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$
Entre plantas	Control	$2,641 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$
Bajo planta	Intensa	$2,571 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{***}$
Bajo planta	Control	$1,900 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{**}$

Tabla 6.28.: El parámetro c del modelo de regresión múltiple (Ecuación 6.4.) ordenado de mayor a menor.

Como puede observarse en la Tabla 6.28., en función del valor de c las superficies que más se humectan tras las lluvias son los microambientes *bajo planta* afectados por *moderada* intensidad (valor de c  $3,46 \cdot 10^{-3}$ ) seguidas del resto de superficies afectadas por el fuego y el control *entre plantas* (valores entre  $2,6 \cdot 10^{-3}$  y  $2,7 \cdot 10^{-3}$ ). El suelo *control bajo planta* es el que menor valor de c posee ( $1,9 \cdot 10^{-3}$ ).

No podemos atribuir este resultado a alguna característica concreta del suelo, pero es importante señalar que la superficie con mayor valor de c (microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad) es la única afectada por el fuego cuyos valores de humedad son explicados fundamentalmente por la variable lluvia, ya que el parámetro d (coeficiente que afecta a la variable temperatura del suelo) no es significativo (ver Tabla 6.24.). Este resultado indicaría que los componentes del suelo que intervienen en la respuesta de esta superficie a los cambios de temperatura ambiental tienen menos peso frente a aquellos que intervienen en la humectación por lluvia. Comparado con el resto de superficies incendiadas, el valor del parámetro c indicaría que, de forma global para todo el periodo de estudio, es la que más capacidad tiene para conservar el agua en la superficie del suelo.

#### *La temperatura del suelo y el parámetro d*

La variable temperatura del suelo influye significativamente en los valores de humedad de todas las superficies estudiadas excepto en el microambiente *bajo planta* afectado por *moderada* intensidad y en el *control bajo planta*. Excepto en estos últimos, explica alrededor de un 5% sobre el total explicado por el modelo.

El parámetro  $d$  que afecta a dicha variable en el modelo tiene signo negativo (ver Tabla 6.24.), lo que indica que el contenido de humedad del suelo varía en sentido contrario a la temperatura del suelo y viceversa.

El valor absoluto del parámetro  $d$  da una idea de la susceptibilidad de los componentes del suelo a las variaciones de la temperatura ambiente. Aquellas superficies con mayor valor absoluto de  $d$  se calentarán más y, por tanto se secarán más, en los periodos de alta radiación solar y viceversa.

Los valores absolutos del parámetro  $d$  ordenados de mayor a menor se indican en la Tabla 6.29.

Microambiente	Tratamiento	$d$ (valor absoluto)
Entre plantas	Moderada	$4,679 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^{**}$
Bajo planta	Intensa	$4,430 \cdot 10^{-3} \pm 0,002^*$
Entre plantas	Intensa	$4,210 \cdot 10^{-3} \pm 0,002^*$
Entre plantas	Control	$3,801 \cdot 10^{-3} \pm 0,001^*$
Bajo planta	Control	$1,118 \cdot 10^{-3} \pm 0,003^{ns}$
Bajo planta	Moderada	$9,310 \cdot 10^{-4} \pm 0,001^{ns}$

**Tabla 6.29.: El parámetro  $d$  en valor absoluto del modelo de regresión múltiple (Ecuación 6.4.) ordenado de mayor a menor.**

Como puede observarse en la Tabla 6.29., en función del parámetro  $d$  pueden distinguirse dos tipos de superficies. Las más susceptibles a las variaciones de la temperatura ambiente, con mayores valores de dicho parámetro, son los microambientes *entre planta* afectados por las dos intensidades de fuego (valores de  $4,67 \cdot 10^{-3}$  a  $4,21 \cdot 10^{-3}$ ), el microambiente bajo planta del tratamiento de alta intensidad ( $4,43 \cdot 10^{-3}$ ) y los microambientes entre plantas del control ( $3,8 \cdot 10^{-3}$ ). Estas superficies, al recibir la influencia de la radiación solar tras las lluvias, se desecarían con mayor velocidad. Paradójicamente, son superficies más susceptibles a la humectación tras la lluvia (ver parámetro  $c$  en Tabla 6.28.). Ambos resultados son coherentes con el estudio de las curvas de desecación del suelo tras las lluvias ocurridas en diferentes periodos estacionales (ver Figuras 6.17., 6.19., 6.22., 6.25., 6.26. y 6.27.).

Por último, las superficies menos susceptibles a la desecación tras las lluvias por evaporación serían las del *control bajo planta* ( $1,12 \cdot 10^{-3}$ ) y el microambiente *bajo planta* de intensidad *moderada* ( $9,31 \cdot 10^{-4}$ ).

## 6.7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abad, N., Caturla, R., Baeza, J., Bladé, C., Vieira, F., Carbó, E., Valdecantos, A., Bonet, A., Serralsolas, I., guardia, R., Raventós, J., Alloza, J., Escarré, A., Bellot, J. & Vallejo, V.R., 1997. Dinámica post-incendio de *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv. Respuesta a diferentes recurrencias de fuego. En R. Vallejo (Ed.): *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*, 108-122. CEAM-Consellería de Agricultura y Medio Ambiente. Valencia.
- Abu-Hamdeh, N.H. & Reeder, R.C., 2000. Soil thermal conductivity: effects of density, moisture, salt concentration and organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **64**, 1285-1290.
- Ballini, C., 1992. Écophysiologie de la germination des graines d' *Ulex parviflorus* pourr. *Bull. Ecol.*, **23**, 119-130.
- Birchak, J.R., Gardner, C.G., Hipp, J.E. & Victor, J.M., 1974. High dielectric constant microwave probes for sensing soil moisture. *Proc. IEEE* **62**, (1), 93 – 98.
- Brown, W.F., 1956. Dielectric. En *Encyclopedia of Physics*, vol. 17, pág. 1 – 154, Springer-Verlag, New York.
- Christensen, N.L., 1994. The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands. In: *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*, (eds. J.M. Moreno & W.C. Oechel), pp. 79-95. Springer-Verlag, New York.
- Dalton, F.N., Herkelrath, W.N., Rawlins, D.S. & Rhoades, J.D., 1984. Time-domain reflectometry: simultaneous measurement of soil water content and electrical conductivity with a single probe. *Science* **224**, 989 – 990.
- Dalton, F.N. & Van Genuchten, M.Th., 1986. The Time Domain Reflectometry method for measuring soil water content and salinity. *Geoderma* **38**, 237 – 250.
- Dalton, F.N., 1992. Development of time-domain reflectometry for soil water content and bulk soil electrical conductivity. En *G.D. Topp, W.D. Reynolds & R.E. Green (Eds.), Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practice*, pág. 143 – 167. SSSA Spec. Pub. 30, SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

- Davis, J.L. & Annan, A.P., 1977. Electromagnetic detection of soil moisture: progress report I. *Can. J. Remote Sensing* **3**, (1), 76 – 86.
- DeBano, L.F., Rice, R.N. & Conrad, C.E., 1979. *Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff*. Pac. Southwest For. Range. Exp. Stn., Res. Pap. PSW145.
- De Ronde, C., Goldammer, J.G., Wade, D.D. & Soares, R.V., 1990. Prescribed fire in industrial pine plantations. In J.G. Goldammer (Ed.): *Fire in the Tropical Biota. Ecosystem Process and Global Challenges*, 216-272. Springer Verlag. Berlin.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez, R. & Taboada, T. 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). En *Fire in Ecosystem Dynamics*. Ed. J.G. Goldammer & M.J. Jenkins, pág. 103-116, SPB Academic Publishing bv, La Haya, Holanda.
- Dobson, M.C., Ulaby, F.T., Hallikainen, M.T. & El-Rayes, M.A., 1985. Microwave dielectric behavior of wet soil. Part II: Dielectric mixing models. *Institution of Electrical and Electronic Engineers Transactions on Geoscience and Remote Sensing. GE-23*, 35 – 46.
- Drungil, C.E.C., Abt, K. & Gish, T.J., 1987. Soil moisture determination in gravelly soils with time domain reflectometry. *ASAE paper n° 87-2568*, St. Joseph, MI. USA.
- Fellner-Feldegg, H., 1968. The measurement of dielectrics in the time domain. *J. Phys. Chem.* **73**, (3), 616 – 623.
- Ferrandis, P., Herranz, J.M. & Martínez-Sánchez, J.J., 1996. The role of seed bank in the early stages of plant recovery after fire in a *Pinus pinaster* forest in SE Spain. *International Journal of Wildland Fire*, **6**, 31-35.
- Grantz, D.A., Perry, M.H. & Meinzer, F.C., 1990. Using time domain reflectometry to measure soil water in Hawaiian sugarcane. *Agronomy J.* **82**, 144 – 146.
- Gómez, A., 2000. Variabilidad espacio-temporal del contenido de humedad del suelo en una zona mediterránea semiárida. Efectos de las condiciones antecedentes en la respuesta hidrológica. Tesis Doctoral. Departamento de Proyectos y Planificación Rural, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid.
- Haase, S.M., 1986. Effects of prescribed burning on soil moisture and germination of Southwestern Ponderosa pine seed on basaltic soils. Research Note RM-462. USDA, For. Serv. Fort Collins.

- Hallikainen, M.T., Ulaby, F.T., Dobson, M.C., El Rayes, M.A. & Lin-Kun, W., 1985. Microwave dielectric behaviour of wet soil: Part I. Empirical models and experimental observations. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* GE **23**, (1), 25 – 33.
- Handbook of Physics and Chemistry, 1986. 67<sup>th</sup> Ed., CRC Press, Boca Raton. Fla. USA.
- Heimovaara, T.J., Focke, A.G., Bouten, W. & Verstraten, J.M., 1995. Assessing temporal variations in soil water composition with time domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**, 689 – 698.
- Herkelrath, W.N., Hamburg, S.P. & Murphy, F., 1991. Automatic, real-time monitoring of soil moisture in a remote field area with time domain reflectometry. *Water Resour. Res.* **27**, (5), 857 – 864.
- Jury, W.A. & Bellantuoni, B., 1976. Heat and water movement under surface rocks in a field soil: II. Moisture effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**, 509-513.
- Kemper, W.D., Nicks, A.D. & Corey, A.T., 1994. Accumulation of water in soils under gravel and sand mulches. *Soil Science Society of America Journal*, **58**, 56-63.
- Kraus, J.D. (1984). Electromagnetics. 3<sup>a</sup> Ed. 775 pp. McGraw-Hill, New York.
- Lamont, B.B., Witkowski, E.T.F. & Enright, N.J., 1993. Postfire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology*, **74**, 501-512.
- Ledieu, J., De Ridder, P., De Clerk, P. & Dautrebande, S., 1986. A method of measuring soil moisture by Time Domain Reflectometry. *J. of Hydrol.* **88**, 319 – 328.
- Mallik, A.V., Gimingham, C.H. & Rahman, A.A., 1984. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology*, **72**, 767-776.
- Marqués, M.A., Solé, A., Mora, E. & Llasat, C., 1990. Frost action features as a consequence of fire devegetation in a montane Mediterranean environment. *Catena* **17**, 163-174.
- Mitrakos, K., 1980. A theory for Mediterranean plant life. *Acta Oecologica Oecol. Plant.*, **1**, 245-252.
- Molina, M.J. & Llinares, J.V., 1998. Soil water dynamics in burned areas after a late summer rain. The role of fire intensity, microsite, sampling depth, and time of measurement. En *Ecosystems and Sustainable Development*. Usó, J.L., Brebbia,

- C.A. & Power, H. (Edts.) Computational Mechanics Publications, Southampton, Reino Unido. Pág 581-590.
- Nadler, A., Dasberg, S. & Lapid, I., 1991. Time domain reflectometry measurements of water content and electrical conductivity of layered soil columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 938 – 943.
- Nobel, P.S., Miller, P.M. & Graham, E.A., 1992. Influence of rocks on soil temperature, soil water potential, and rooting patterns for desert succulents. *Oecologia*, **92**, 90-96.
- Noborio, K., McInnes, K.J. & Heilman, J.L., 1994. Field measurements of soil electrical conductivity and water content by time-domain reflectometry. *Comput. Elec. Agric.* **11**, 131 –142.
- Patterson, D.E. & Smith, M.W., 1981. The measurement of unfrozen water content by time domain reflectometry: results from laboratory test. *Can. Geotech.* **18**, 131 – 144.
- Persson, M. & Berndtsson, R., 1998. Texture and electrical conductivity effects on temperature dependency in time domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **62**, 887 – 893.
- Rabadà, D., Gallart, F. & Llorens, P., 1994. Instrumentación para el estudio de la variabilidad de la humedad en los suelos de la Cuenca de Cal Parisa (Alt Llobregat). Aplicación del método TDR y primeros resultados. En J. Arnáez, J.M. García Ruiz & A. Gómez Villar (Edrs.), *Geomorfología en España*, pág. 153 – 171. Sociedad Española de Geomorfología. Logroño.
- Rabadà Vives, D., 1995. Dinàmica hidrològica d'una petita conca pirenaica de camps abandonats amb pinedes en expansió (Alt Berguedà, Barcelona). *Tesis Doctoral. Institut de Ciències de la Terra "Jaume Almera" CSIC. Barcelona.*
- Raison, R.J., 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant & Soil*, **51**, 73-108.
- Reeves, T.L. & Elgezawi, S.W., 1992. Time Domain Reflectometry for measuring volumetric water content in processed oil shale waste. *Water Resour. Res.* **28**, (3), 769 – 776.
- Rego, F.C. & Botelho, H., 1993. Soil water regimes as affected by prescribed fire in young *Pinus pinaster* forest in Northern Portugal. In L. Trabaud & R. Prodon, R.

- (Eds.); *Fire in Mediterranean Ecosystems*, 423-432. Commission of the European Communities, Report EUR 15089. Luxembourg.
- Roth, C.H., Malicki, M.A. & Plagge, R., 1992. Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. *J. Soil Sci.* **43**, 1 – 13.
- Roth, K., Schulin, R. & Attinger, W., 1990. Calibration of time domain reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. *Water Resour. Res.* **26**, (10), 2267 – 2273.
- Roundy, B.A., Winkel, V. K. Khalifa, H. & Matthias, A.D., 1991. Soil water availability and temperature dynamics after one-time heavy cattle trampling and land imprinting. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **6**, 53-69.
- Roundy, L.B., Abbott, L.B. & Livingston, M., 1997. Surface soil water loss after summer rainfall in a semidesert grassland. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **11**, 49-62.
- Sampson, A.W., 1944. Effect of chaparral burning on soil erosion and on soil-moisture relations. *Ecology.* **25**, 171-191.
- Tiedeman, A.R., Conrad, C., Dieterich, J., Hornbeck, J., Megahan, W., Viereck, L. & Wade, D., 1979. Effects of fire on water. Gen. Tech. Rep. W0-10, USDA For. Serv., Washington D.C.
- Todoroff, P. & Langellier, P., 1998. Comparison of empirical and partly deterministic methods of domain reflectometry calibration, based on a study of two tropical soils. *Soil & Tillage Res.* **45**, 325 – 340.
- Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurement in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* **16**, (3), 574 – 582.
- Topp, G.C. & Davis, J.L., 1982. Measurement of soil water content using time domain reflectometry. *Canadian Hydrology Symposium: 82, Assoc. Comm. Hydrol.* Pág. 269 – 287. National Research Council of Canada, Ottawa. Canada.
- Topp, G.C. & Davis, J.L., 1985. Measurement of soil water content using time domain reflectometry (TDR): a field evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 19 – 24.
- Topp, G.C., Yanuka, M., Zebchuk, M.D. & Zegelin, S., 1988. Determination of electrical conductivity using time domain reflectometry: soil and water experiments in coaxial lines. *Water Resour. Res.* **24**, 945 – 952.

- Van Den Elsen, H.G.M., Kokot, J., Skierucha, W. & Halbertsma, J.M., 1995. An automatic time domain reflectometry device to measure and store soil moisture contents for stand-alone field use. *Agrophys.* **9**, (3), 235 – 241.
- Whalley, W.R., 1993. Considerations on the use of time-domain reflectometry (TDR) for measuring soil water content. *J. of Soil Sci.* **44**, 1 – 9.
- White, I., Zegelin, S.J., Topp, G.C. & Fish, A., 1994. Effect of bulk electrical conductivity on TDR measurement of water content in porous media. *Pág. 294 – 308. En: Proc. Symp. Worksh. Time domain reflectometry in environmental, infrastructure, and mining applications, Evanston, IL. 7 – 9 Sept. 1994. Spec. Publ. SP19-94. U.S. Dep. of the Interior, Bureau of Mines, Washington, DC. USA.*
- Wraith, J.M., Comfort, S.D., Woodbury, B.L. & Inskeep, W.P., 1993. A simplified waveform analysis approach for monitoring solute transport using time-domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 637 – 642.
- Zegelin, S.L., White, I. & Jenkins, D.R., 1989. Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurement using Time Domain Reflectometry. *Water Resour. Res.* **25**, (11), 2367 – 2376.
- Zegelin, S.L., White, I. & Russell, G.F., 1992. A critique of the time domain reflectometry technique for determining soil-water content. *En: Topp, G.C., Reynolds, W.D. & Green, R.E. (Eds.), Advances in measurements of soil physical properties: Bringing theory into practice. Soil Sci. Soc. Amer., Madison, WI, USA, SSSA Spec. Publ. 30, 187 – 208.*



**CAPÍTULO**  
**7**

## **SÍNTESIS Y CONCLUSIONES FINALES**

La severidad de los efectos del fuego en el suelo y la dinámica de los procesos post-incendio que operan en él dependen de las características del suelo previas al impacto y de la intensidad con que el fuego afecta al suelo.

La intensidad del fuego en el suelo depende de la temperatura máxima alcanzada y de la duración del calor.

La temperatura máxima y la duración del calor en el suelo aumentan con la cantidad de combustible que se quema, pero el grado de compactación de éste también influye en la intensidad de fuego que afecta al suelo.

En los fuegos de matorral mediterráneo bajo condiciones de sequedad, características del verano efectuados en La Concordia, un incremento de la carga de combustible de 2 a 4 kg m<sup>-2</sup> aumenta 100°C la temperatura media máxima de la superficie del suelo (de 416°C a 516°C), aumenta la duración total del calor de 190 a 396 minutos y la duración de temperaturas mayores a 100°C de 20 a 36 minutos. Un aumento del grado de compactación del combustible correspondiente a una variación de

la densidad aparente media de 2 a 4 kg m<sup>-3</sup> aumenta la temperatura máxima 40°C (de 446 a 486°C), la duración total del calor de 219 a 375 minutos, y la duración de temperaturas >100°C de 20 a 36 minutos. Para la misma cantidad de un mismo tipo de combustible, la intensidad es mayor en aquellos espacios de suelo cubiertos por el combustible que tiene menor altura y mayor densidad aparente. En las parcelas de La Concordia estos espacios corresponden al suelo *entre plantas* de matorral a los que se añadió combustible y fueron afectados por mayor intensidad que los espacios de suelo cubiertos por el matorral natural (denominados "*bajo planta*").

Cuando se relacionan las variaciones que experimentan las propiedades del suelo con las intensidades medias obtenidas en función de la carga de combustible, la única propiedad que experimenta una variación estadísticamente significativa respecto del suelo control es el estado de agregación del suelo. La ausencia de significación para el resto de propiedades se atribuye a la variabilidad del suelo previa al incendio y a la variabilidad de la intensidad del fuego que lo ha afectado. Sin embargo, cuando dichas variaciones se analizan teniendo en cuenta las características previas del suelo y la densidad aparente del combustible se obtienen variaciones significativas de la capacidad de retención de agua, la densidad real de las partículas del suelo, la densidad aparente, la estabilidad estructural, la distribución de agregados y el contenido de materia orgánica. Dichas variaciones indican que los efectos en el suelo dependen de las características del suelo previas al fuego, de la cantidad de combustible que se quema y de su grado de compactación.

Las propiedades más sensibles a la degradación durante el primer año tras el fuego son la densidad de las partículas y el estado de agregación del suelo, ambas relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y la actividad biológica del suelo. La densidad de las partículas aumenta como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica. El porcentaje de macroagregados y su estabilidad disminuyen a lo largo del año. Las superficies de suelo que tenían peor calidad antes del fuego muestran un claro gradiente de degradación que es función de la intensidad que han recibido. Las superficies "*bajo planta*" con mejor calidad de suelo antes del fuego, también se degradan en función de la intensidad pero a lo largo del año siguen conservando mejores propiedades que las superficies "*entre plantas*" y, además, muestran un comportamiento estacional muy parecido entre sí y muy diferente del de los espacios *entre plantas*. Las pautas estacionales de variación de estas propiedades se alteran respecto a las del suelo no incendiado. Los espacios quemados *bajo planta* tienen un

comportamiento estacional que se desvía menos del suelo control. Sin embargo los espacios quemados "*entre plantas*" muestran variaciones estacionales diferentes entre ellos dependiendo de la intensidad que han recibido y además, difieren del comportamiento del suelo "*entre planta*" no afectado por fuego.

El gradiente de degradación de las propiedades del suelo y sus variaciones temporales está relacionado con la respuesta de cada tipo de superficie a las fluctuaciones climáticas que ocurren durante el primer año después del fuego. Los distintos espacios de suelo estudiados tienen distintas respuestas al proceso de movilización del suelo por impacto de la gota de lluvia y a las variaciones de la temperatura ambiental. La erosionabilidad del suelo, el régimen hídrico y el régimen térmico de cada tipo de superficie se modifican en función de la calidad del suelo antes del fuego y en función de la intensidad de fuego que han recibido.

Los suelos de peor calidad que han recibido el mayor impacto de fuego son más susceptibles a la desagregación por impacto de la gota, dan lugar a mayores proporciones de partículas de tamaño pequeño que son más transportables por *splash* y, dependiendo de la intensidad de lluvia, son también más susceptibles de sufrir una desagregación adicional y un mayor transporte por escorrentía. En el rango de intensidades entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup> la cantidad de suelo movilizado por splash en cada superficie aumenta linealmente con la intensidad de lluvia y dicho aumento es tanto mayor cuanto mayor es la intensidad de fuego que ha recibido cada una. La intensidad de lluvia que inicia la movilización de suelo por escorrentía es de 3 - 4 mm h<sup>-1</sup>.

El tamaño de los sedimentos movilizados por *splash* es siempre mayor que el tamaño de los sedimentos en el agua de escorrentía.

El tamaño de los sedimentos movilizados por *splash* se reduce de forma lineal al aumentar la intensidad de lluvia. Dicha reducción es tanto mayor cuanto mayor es la intensidad que ha afectado al suelo.

En los suelos afectados por el fuego, el tamaño de los sedimentos movilizados por escorrentía varía con la intensidad de lluvia y dichas variaciones pueden describirse mediante un modelo exponencial creciente asintótico. Para intensidades de lluvia entre 3 y 10 mm h<sup>-1</sup>, la escorrentía arrastra partículas de tamaño arcilla y limo fino mientras que entre 10 y 20 mm h<sup>-1</sup> el tamaño corresponde a limo medio. El tamaño medio de partícula movilizado por escorrentía en el suelo no incendiado no sigue una relación lineal ni exponencial con la intensidad de lluvia.

En el rango de intensidades de lluvia entre 0 y 20 mm h<sup>-1</sup>, en las superficies afectadas por el fuego la cantidad de suelo movilizada por escorrentía depende linealmente de la cantidad de suelo movilizado por *splash*. Aunque no se dispone de suficientes datos, para intensidades mucho más altas dicho modelo de relación podría ser cuadrático. En cambio, en el suelo no afectado por fuego podría ser lineal.

Los suelos de peor calidad antes del fuego que han sufrido mayor intensidad de fuego tienen un balance hídrico y térmico más desfavorable. Dichos suelos tienen mayor contenido de agua al día siguiente de producirse la lluvia debido a su menor porosidad pero se secan más rápidamente, experimentan mayores variaciones de temperatura y el agua permanece útil para las plantas durante pocos días. La humedad del suelo tras la lluvia sigue un modelo exponencial decreciente con el número de días transcurridos desde la lluvia. La humedad del suelo en estas superficies es función lineal de la cantidad de precipitación y la temperatura del suelo. La humedad del suelo aumenta con la cantidad de precipitación y varía de forma inversa con la temperatura del suelo.

Los suelos de mejor calidad antes del fuego que han sufrido el impacto de la intensidad tienen un balance hídrico y térmico que a lo largo del año de estudio resulta más favorable que el de los anteriores. Aunque no se ha realizado un seguimiento del proceso de colonización vegetal, durante el periodo de estudio, la dinámica estacional de la humedad y la temperatura del suelo en el suelo afectado por mayor intensidad puede resultar más favorable para el inicio del proceso de recuperación vegetal en periodos próximos al invierno, mientras que en las superficies afectadas por menor intensidad el periodo en que el régimen hídrico y térmico del suelo resulta más favorable es el de la primavera.