



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**Esta tesis doctoral contiene un índice que enlaza a cada uno de los capítulos de la misma.**

**Existen asimismo botones de retorno al índice al principio y final de cada uno de los capítulos.**

**[Ir directamente al índice](#)**

**Para una correcta visualización del texto es necesaria la versión de [Adobe Acrobat Reader 7.0](#) o posteriores**

**Aquesta tesi doctoral conté un índex que enllaça a cadascun dels capítols. Existeixen així mateix botons de retorn a l'índex al principi i final de cadascun deis capítols .**

**[Anar directament a l'índex](#)**

**Per a una correcta visualització del text és necessària la versió d' [Adobe Acrobat Reader 7.0](#) o posteriors.**



**Universitat d'Alacant**  
**Universidad de Alicante**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**INTERACCIÓN DE LA HISTORIA DE USOS DEL  
SUELO Y EL FUEGO EN CONDICIONES  
MEDITERRÁNEAS. RESPUESTA DE LOS  
ECOSISTEMAS Y ESTRUCTURA DEL PAISAJE.**

**Beatriz Duguy Pedra**



**Departamento de Ecología**  
**Facultad de Ciencias**  
**2003**





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

.....Facultad de Ciencias  
.....Departamento de Ecología



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

# INTERACCIÓN DE LA HISTORIA DE USOS DEL SUELO Y EL FUEGO EN CONDICIONES MEDITERRÁNEAS. RESPUESTA DE LOS ECOSISTEMAS Y ESTRUCTURA DEL PAISAJE.

Memoria presentada por

**Beatriz Duguy Pedra**

para optar al grado de Doctor en Biología

Director: V. Ramón Vallejo Calzada

VºBº

**Dr. V. Ramón Vallejo Calzada**  
Profesor Titular de Biología Vegetal  
Universidad de Barcelona



**Beatriz Duguy Pedra**

Alicante, 2003



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

***A mis padres  
y a mi hija, Diara***

## ***Agradecimientos***

Quiero agradecer la ayuda prestada a todas las personas e instituciones que han hecho posible la realización de este trabajo.

En primer lugar, muchas gracias a Ramón Vallejo, director de esta tesis, por su confianza, su dedicación y su ayuda, sin las cuales este trabajo no habría visto la luz. Le agradezco muy especialmente su apoyo en algunos momentos existencialmente “delicados”, pero finalmente muy renovadores, vividos durante la realización de esta tesis. He aprendido y disfrutado mucho siendo miembro de su grupo de investigación en los últimos años.

Dicho grupo, geográficamente disperso, ecléctico y variopinto donde los haya, esta compuesto por personas entusiastas y generosas. Todas me han ayudado en algún momento. En Barcelona, Isabel, Joan, Jaume, Lo Pere, Pere, Nuria, Tere y Carme. Agradezco muy especialmente a Nuria su intensa colaboración en todas las fases de la elaboración del capítulo 5 (trabajo de campo, interpretación y discusión de los resultados). Sus comentarios siempre fueron pertinentes y enriquecedores. Gracias a “los edafólogos”, Pere y Joan, por revisar el capítulo 6 y enriquecerlo con sus comentarios. Gracias muy especiales a Pere, que también colaboró en el muestreo del suelo y en aspectos gráficos de la tesis. Por último, Jaume bajó conmigo a Vall de Gallinera, georadar en mano, y gracias a él fue posible la realización de una parte del capítulo 6.

Muchas gracias a los compañeros del CEAM en Valencia y Alicante, especialmente a José Antonio, a Bego, a Anna, a José Luis Palau (que me introdujo al uso del GPS) y a Susana. A todos ellos he recurrido en algún momento en busca de ayuda. Gracias a Diana y, por supuesto, a Merche y a Isabel, colaboradoras en los muestreos de la vegetación y del suelo, respectivamente.

A los miembros del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Barcelona y muy especialmente al Dr. Jordi Carreras y a Albert Codina, mis primeros “mentores” en el universo del ArcInfo, por poner a mi disposición su experiencia y su tiempo y por su ayuda inestimable en las tareas de fotointerpretación y de importación de la cartografía al SIG.

Al Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante y, muy especialmente, a Juan Bellot, por facilitarme la lectura de esta tesis en dicho Departamento. No quiero olvidar a Jordi Cortina, que siempre contestó amable y velozmente a mis mensajes, proporcionándome bibliografía interesante.

Al equipo del Servicio de Dibujo y Diseño Gráfico de la Universidad de Barcelona con el cual compartí muy buenos momentos en los primeros tiempos de la tesis: a Joan Ros, por darme todas las facilidades para realizar mi trabajo en su servicio y a Teo, por su ayuda, su paciencia infinita con los mapas y sus charlas sobre el mar y los veleros...

Al Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza y a todo su personal, en particular a Maite Aguinaco y a Emilio Morán, que apoyaron con entusiasmo y cariño las primeras etapas de este trabajo.

Al Dr. Francisco Pellicer, por su valiosa ayuda en los aspectos metodológicos del capítulo 3, y a sus colaboradores, que tan bien me acogieron en el Departamento de Geografía y en el Laboratorio de Ciencias Histórico-Geográficas de la Universidad de Zaragoza.

A todos los participantes del proyecto LUCIFER y muy especialmente al grupo de investigación del Dr. J. M. Moreno y a mi querida tocaya, Beatriz Pérez, con la que discutí la metodología del capítulo 5.

A los habitantes del municipio de Vall de Gallinera por la ayuda prestada y, en particular, a la familia del Bar Emilio de Patró, siempre amable y cariñosa conmigo. Al Sr. Juan Molina, antiguo guarda forestal de La Marina Alta, a J. Rodríguez-Aizpeolea y al Dr. Isidro de Villota. Cada uno de ellos compartió conmigo algo de su conocimiento y de su pasión por la Vall de Gallinera.

Al Dr. Louis Trabaud por haber contestado siempre a mis preguntas y por haberme transmitido entusiasmo y muchos ánimos para llevar a buen puerto mi trabajo.

A todos los que han contribuido a la realización de esta tesis y que he olvidado nombrar.

A mi familia, por su apoyo incondicional en esta y todas las aventuras, y a Makha, por haberme dado el color en las más recientes, y sin duda más intensas, de estas aventuras. *Dieredief, suma xol...*

Este trabajo ha sido posible gracias a una beca de Formación de Personal Investigador concedida por la Generalitat Valenciana y a la aportación económica del proyecto *Land Use Change Interactions with Fire in Mediterranean Landscapes* (LUCIFER) financiado por la Comisión Europea (ENV4-CT96-0320).



Universitat d'Alacant  
 Universidad de Alicante

**ÍNDICE**

<b>1</b>	<b>PRESENTACIÓN</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>9</b>
2.1	Localización geográfica.....	9
2.2	Medio biofísico.....	10
2.2.1	Clima .....	10
2.2.1.1	Régimen térmico.....	10
2.2.1.2	Régimen pluviométrico .....	11
2.2.1.3	Delimitación bioclimática de la zona de estudio .....	12
2.2.1.4	Clasificación climática de Thornthwaite .....	12
2.2.2	Marco geológico, topográfico y edáfico .....	12
2.2.2.1	Litología .....	13
2.2.2.2	Topografía .....	13
2.2.2.3	Suelos .....	17
2.2.3	Vegetación.....	18
2.2.3.1	Delimitación biogeográfica.....	18
2.2.3.2	Vegetación potencial .....	18
2.2.3.3	Vegetación actual.....	18
2.3	Medio socioeconómico.....	20
2.3.1	Evolución histórica de la población y del modelo de ocupación del territorio en Vall de Gallinera .....	20
2.3.2	Sistema productivo .....	23
2.3.2.1	Agricultura.....	23
2.3.2.2	Ganadería.....	24
2.4	Conclusiones.....	25
<b>3</b>	<b>ESTUDIO DE LOS CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO Y EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE (1956-1994)</b> .....	<b>27</b>
3.1	Introducción.....	27
3.2	Métodos.....	29
3.2.1	Elaboración de los mapas de usos del suelo .....	29
3.2.2	Estudio de la dinámica de los usos del suelo y de la estructura del paisaje .....	35
3.2.2.1	Delimitación de subzonas de estudio.....	35

3.2.2.2	Dinámica de los usos del suelo.....	36
3.2.2.3	Dinámica de la estructura del paisaje .....	37
3.3	Resultados y Discusión.....	40
3.3.1	Estudio de los cambios en los usos del suelo .....	40
3.3.1.1	Tendencias generales.....	40
3.3.1.2	Modelo de distribución espacial de los usos del suelo en el área de estudio y su dinámica en relación con los factores abióticos (litología y topografía).....	45
3.3.1.3	Dinámica de las superficies de cultivo .....	50
3.3.1.4	Dinámica de las superficies forestales.....	58
3.3.1.5	Estabilidad del paisaje: Índice Kappa de coincidencia (Kia) .....	61
3.3.2	Dinámica de la estructura del paisaje .....	63
3.3.2.1	Dinámica de la fragmentación del paisaje.....	63
3.3.2.2	Dinámica de la heterogeneidad espacial.....	66
3.3.2.3	Índice de Contagio y Densidad de límite .....	68
3.3.2.4	Dimensión fractal.....	70
3.4	Conclusiones.....	72
<b>4</b>	<b>CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE INCENDIOS (1976-1999). INTERACCIÓN CON LOS CAMBIOS DE USOS DEL SUELO Y LA DINÁMICA DEL PAISAJE .....</b>	<b>75</b>
4.1	Introducción.....	75
4.2	Métodos.....	79
4.3	Resultados y discusión.....	85
4.3.1	Caracterización del régimen de incendios .....	85
4.3.1.1	Características principales .....	85
4.3.1.2	Dinámica espacial de los incendios .....	90
4.3.2	Interacciones entre los cambios de usos del suelo, la dinámica del paisaje y el régimen de incendios en la subunidad Solana .....	102
4.4	Conclusiones.....	107
<b>5</b>	<b>EFFECTOS DE LA HISTORIA DE USOS DEL SUELO Y DE INCENDIOS SOBRE LA VEGETACIÓN DESPUES DEL FUEGO.....</b>	<b>109</b>
5.1	Introducción.....	109
5.2	Métodos.....	112
5.2.1	Selección de las parcelas de muestreo.....	112



5.2.2	Diseño experimental .....	118
5.2.3	Tratamiento de los datos .....	121
5.2.4	Limitaciones de una comparación de tipo sincrónico entre las parcelas del grupo de 1993 y las del grupo de 1991 .....	124
5.3	Resultados y Discusión.....	128
5.3.1	Ordenación de las parcelas mediante el Análisis de Componentes Principales.....	128
5.3.1.1	Análisis de componentes principales (ACP) basado en variables florísticas y de estructura de la vegetación .....	128
5.3.1.2	Análisis de componentes principales (ACP) basado en coberturas específicas .....	135
5.3.1.3	Conclusiones del Análisis de Componentes Principales.....	137
5.3.2	Riqueza de especies .....	139
5.3.2.1	Factor historia de usos .....	139
5.3.2.2	Factor historia de incendios .....	148
5.3.3	Cobertura .....	155
5.3.3.1	Factor historia de usos .....	155
5.3.3.2	Factor historia de incendios .....	163
5.3.3.3	Coberturas específicas y Equitatividad.....	168
5.3.4	Composición florística.....	176
5.3.5	Respuesta de las especies al factor frecuencia de incendios .....	178
5.3.6	Comportamiento de las especies en la dinámica sucesional .....	182
5.3.7	Relación riqueza de especies-área de muestreo y patrón espacial de la vegetación .....	185
5.4	Conclusiones.....	193
<b>6</b>	<b>EFFECTOS DE LA HISTORIA DE USOS DEL SUELO Y DE INCENDIOS SOBRE EL SUELO.....</b>	<b>195</b>
6.1	Introducción.....	195
6.2	Métodos.....	198
6.2.1	Diseño experimental y muestreo del suelo .....	198
6.2.2	Tratamiento de los datos .....	200
6.3	Resultados y discusión.....	201
6.3.1	Características generales.....	201
6.3.2	Estudio de la profundidad del suelo.....	204
6.3.3	Materia orgánica y Ntotal .....	208
6.3.4	Relación C/N .....	215
6.3.5	Fósforo total (Ptotal) y fósforo asimilable (POlsen).....	218

6.4	Conclusiones.....	225
7	<b>SÍNTESIS</b> .....	<b>227</b>
8	<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>231</b>
9	<b>ANEJOS</b> .....	<b>261</b>

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

# 1 PRESENTACIÓN

Los paisajes Mediterráneos han sido conformados por la acción del hombre durante milenios, por lo que han sido calificados como paisajes culturales (Farina, 1998). En las últimas décadas, grandes áreas de la cuenca Mediterránea se han visto afectadas por profundos cambios en los usos del suelo, determinados por factores socioeconómicos. En particular, la presión agroganadera ha disminuido muy fuertemente en muchas de estas zonas, lo que ha causado generalmente un aumento de la cantidad de combustible presente en estos paisajes y también una disminución de su fragmentación y de su diversidad espacial.

Estos cambios en la estructura del paisaje han supuesto modificaciones en el régimen de incendios (Thirgood, 1981; Naveh, 1990b; Fernández Ales et al. 1992). En la mayoría de los países Mediterráneos europeos, el número de fuegos, y particularmente el de los grandes incendios, ha aumentado en las últimas décadas, alcanzándose altas frecuencias de incendios en muchos puntos del territorio (Le Houérou, 1987; Hubert, 1991; Vázquez, 1996; Moreno et al. 1998). La Comunidad Valenciana, en el Levante español, en la cual se sitúa el área de estudio del presente trabajo, es una de las más afectadas en toda la cuenca Mediterránea por este aumento de la frecuencia de incendios (Moreno et al. 1998; Vallejo y Alloza, 1998).

Esta evolución reciente del régimen de incendios podría verse exacerbada por la modificación de las condiciones climáticas en el contexto actual de un calentamiento global (Clark, 1990; Graham et al. 1990; Romme y Turner, 1991; Balling et al. 1992; Gardner et al. 1996; Piñol et al. 1998; Rambal y Hoff, 1998). Esto podría conducir, sin duda, a nuevos cambios en estos paisajes; probablemente a una degradación creciente por pérdida de heterogeneidad espacial (Naveh, 1995) y de biodiversidad (Peñuelas, 1996). La posibilidad de que se produzcan cambios rápidos en el paisaje, como consecuencia de un calentamiento del clima y de un régimen de fuegos alterado, ya se considera como un riesgo muy serio en muchas zonas del mundo (Bonan et al. 1990; Romme y Turner, 1991; Moreno y Oechel, 1994).

Según Naveh (1995), la mayoría de los paisajes mediterráneos están siendo afectados por un proceso de degradación alarmante (pérdida de la diversidad espacial, de la

## 1. Presentación

diversidad florística y estructural de la vegetación, de la riqueza faunística, desertificación) y toda estrategia para su gestión y/o conservación ha de tener como objetivos el mantenimiento de sus funciones ecológicas y socioeconómicas y la preservación de su valor natural y cultural. Con este fin, es importante ampliar nuestra comprensión, todavía limitada, de la influencia de la estructura del paisaje sobre sus funciones (Whisenant, 1999). En los paisajes mediterráneos, en los que el fuego se ha convertido en un factor principal de cambio, se plantea la necesidad de un mayor conocimiento de las interacciones espaciotemporales entre estructura del paisaje e incendios. Este ha sido el objetivo general del proyecto de investigación *Land Use Change Interactions with Fire in Mediterranean Landscapes* (LUCIFER), financiado por la Comisión Europea (ENV4-CT96-0320), desarrollado entre los años 1996 y 2000 y en el marco del cual se ha realizado esta tesis doctoral.

En el ámbito mediterráneo, pocos autores han estudiado la dinámica del paisaje en relación con la de los incendios (Davis y Barrows, 1994; Trabaud y Galtié, 1996; Vázquez, 1996; Mouillot, 2000), lo que suele ser debido a la dificultad de obtener información georeferenciada sobre los usos del suelo y/o sobre los incendios para periodos de tiempo suficientemente largos (Trabaud y Galtié, 1996).

En el presente estudio, hemos reconstruido la historia de usos del suelo en el municipio de Vall de Gallinera (Alicante) para el periodo (1956-1994) (capítulo 3) y la historia de incendios desde 1976 hasta 1994 (capítulo 4), mediante fotointerpretación y también en base a información cartográfica y documental. Los mapas de usos del suelo y el mapa de incendios finalmente obtenidos han sido importados a un Sistema de Información Geográfica (IDRISI), en el cual han sido combinados para estudiar las interacciones espaciotemporales entre cambios de usos, estructura del paisaje e incendios (capítulo 4).

El diseño de nuevas estrategias de gestión para los paisajes mediterráneos también requiere un mayor conocimiento de los procesos que tienen lugar después del fuego a escala del ecosistema y, muy especialmente, de los factores que determinan la dinámica postincendio de la vegetación. En este trabajo, se han estudiado los efectos de la historia de usos del suelo y de la historia de incendios sobre la estructura, la composición florística y la configuración espacial de la vegetación en etapas intermedias de la sucesión postincendio (capítulo 5). A lo largo de toda sucesión secundaria, la evolución de las propiedades fisicoquímicas del suelo y especialmente la dinámica de los nutrientes más

limitantes para el crecimiento de las plantas, como N y P (McMaster et al. 1982), influyen decisivamente en la dinámica de la vegetación (Robertson et al. 1988). En este sentido, se han estudiado también los efectos de las historias de usos y de incendios sobre la fertilidad del suelo a medio plazo después del fuego (capítulo 6) y se ha explorado la influencia del factor edáfico sobre la dinámica de la sucesión vegetal en el área de estudio.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

### 2.1 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

La zona de estudio corresponde al término municipal de Vall de Gallinera, de una superficie de 5445.5 ha, que pertenece a la comarca alicantina de La Marina Alta y limita al norte con la provincia de Valencia (Figura 2.1). En coordenadas UTM queda delimitada por 733.898-746.618 y 4297.396-4305.157. Esta zona fue seleccionada como área de estudio en el Levante español, en el marco del proyecto europeo LUCIFER, al caracterizarse por un alta incidencia de incendios forestales y por ser muy representativa, desde el punto de vista del clima, de la litología, del relieve, y de los usos del suelo, de grandes áreas de la Comunidad Valenciana y, en general, de la cuenca Mediterránea occidental.

La delimitación de la zona de estudio en base a los límites políticos del territorio plantea el problema de la artificialidad de estos límites en el marco de un estudio biofísico, pero facilita la obtención de los datos para el estudio socioeconómico ya que se trabaja con la unidad territorial municipal.

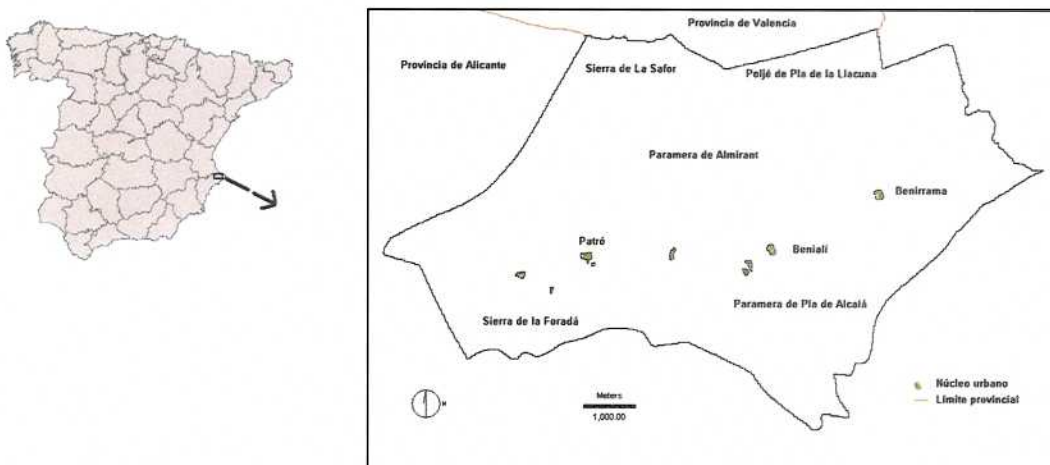


Figura 2.1 Mapa de localización del área de estudio

## 2. Area de estudio

## 2.2 MEDIO BIOFÍSICO

### 2.2.1 Clima

Como en el conjunto de la Comunidad Valenciana, el clima de la zona de estudio es de tipo mediterráneo, con inviernos suaves y veranos calurosos y secos, sin extremos en el régimen térmico. Sin embargo, la gran variabilidad del relieve que se da en éste área influye sin duda en la temperatura y las precipitaciones, dando lugar a condiciones microclimáticas diversas.

La caracterización climatológica del área de estudio se ha realizado con los datos de las dos estaciones termopluviométricas más cercanas (Tabla 2.1) para el periodo (1972-1999).

**Tabla 2.1 Situación geográfica y altitud de las dos estaciones termopluviométricas.**

ESTACIÓN	PROVINCIA	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD
Fontilles	Alicante	38°47'N	0°05'W	437 m
Pego	Alicante	38°51'N	0°07'W	82 m

#### 2.2.1.1 Régimen térmico

La temperatura media anual fue de 17.4 °C y de 17.1 °C en Fontilles y Pego respectivamente durante el periodo considerado. Las temperaturas medias mensuales oscilan entre unos valores mínimos en diciembre-enero y unos valores máximos en los meses de julio y agosto (Figura 2.2).

No se dispone en este sector de observatorios termométricos fiables y bien situados para poder establecer el gradiente altitudinal de las temperaturas, aunque por estimaciones indirectas se ha situado entre 4 y 5° C por cada 1000 m (Conselleria d'Administració Pública, Generalitat Valenciana, 1991). Ello supone que el punto más alto en la zona de estudio (cerca del pico de La Safor, de 1013 m) registraría unas temperaturas entre 2.3 y 2.8 °C grados más bajas que las de la estación de Fontilles, es decir que su temperatura media anual estaría entre los 14.6°C y los 15.1 °C.



### 2.2.1.2 Régimen pluviométrico

La zona se caracteriza por una pluviosidad media anual importante, muy superior a la media provincial. Toda la comarca forma parte de un gran foco pluviométrico que se centra en el núcleo montañoso de la Safor (Costa Mas, 1977), al norte del municipio (Figura 2.1).

La precipitación media anual es superior a los 500 mm, e incluso a los 700 mm, en gran parte de la comarca, alcanzando o superando los 1000 mm en los puntos más altos (Conselleria d'Administració Pública, Generalitat Valenciana, 1991).

Las estaciones de Fontilles y Pego registran valores de precipitación media anual de 824.8 mm y 748.4 mm, respectivamente, con máximos pluviales en noviembre (103.8 mm y 106 mm, respectivamente). Las lluvias se prolongan hasta la primavera, pero el mínimo de julio-agosto es muy fuerte (Figura 2.2).

Otro aspecto importante de las precipitaciones en esta zona, como en otras de la región Valenciana, es su carácter a menudo torrencial: esta zona es una de las de mayor torrencialidad de la región e incluso de toda la península (Elías y Ruiz, 1979). En la estación de Fontilles, se calcula una probabilidad de registrar cada 2 años una precipitación de 110.5 mm en 24 horas y cada 5 años una de 165.9 mm. En Pego, cada 2 años puede registrarse una precipitación de 129.2 mm en 24 horas, cada 5 años una de 209.8 mm, cada 20 años una de 314.3 mm (Pérez Cueva, 1994).

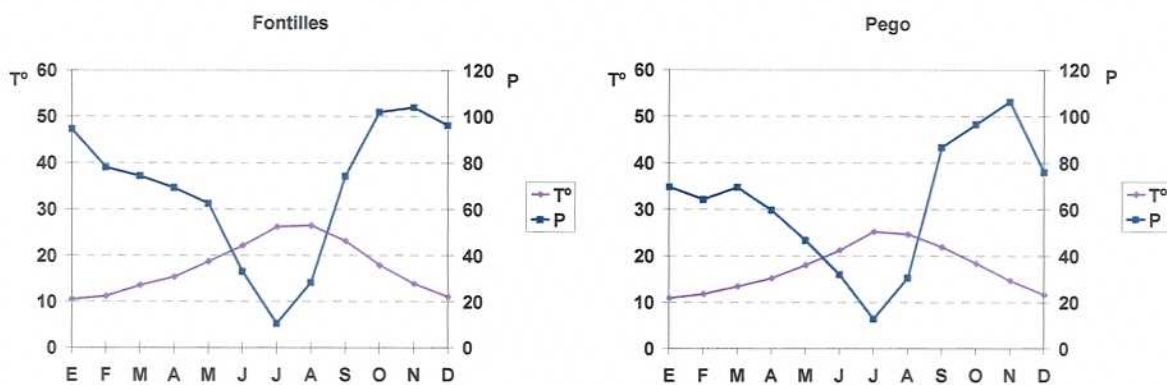


Figura 2.2 Diagramas ombrotérmicos de las estaciones meteorológicas. T°: Temperatura media mensual (°C) y P: precipitación media mensual (mm).

## 2. Area de estudio

### 2.2.1.3 Delimitación bioclimática de la zona de estudio

De acuerdo con la clasificación bioclimática de Rivas-Martínez (Rivas-Martínez, 1987a), el área de estudio se distribuye entre los pisos bioclimáticos Termomediterráneo ( $T^{\circ}$  media anual: 17-19°C) y Mesomediterráneo inferior ( $T^{\circ}$  media anual: 13-17°C) y en ella coexisten los ombroclimas seco (P media anual: 350-600 mm) y subhúmedo (P media anual: 600-1000 mm), siendo este último el ombroclima dominante. Quizás se llegue al ombroclima húmedo (P media anual: 1000-1600 mm) en la parte más septentrional del municipio, en las alineaciones del macizo de La Safor (Sendra, 1992). El termoclima termomediterráneo permite un periodo de actividad vegetal de 12 meses al año, mientras que en el mesomediterráneo es de 9 a 11 meses.

### 2.2.1.4 Clasificación climática de Thornthwaite

Thornthwaite estableció tipos climáticos en función de la eficacia térmica (considerada como evapotranspiración potencial en cm) y de la variación estacional de la humedad (precipitación mensual) (MOPU, 1984). A partir de los valores de una serie de índices (Índice de humedad y de aridez) se establecen los tipos climáticos.

**Tabla 2.2 Tipos climáticos de las estaciones meteorológicas (según clasificación de Thornthwaite)**

Estaciones	Tipo climático	
Fontilles	C2 B'3 s2 a'	Clima subhúmedo húmedo, mesotérmico, déficit importante en verano
Pego	C2 B'3 s2 a'	Clima subhúmedo húmedo, mesotérmico, déficit importante en verano

Fuente: Pérez Cueva, A.J. 1994. Atlas Climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990).

Por otra parte, el Índice de aridez de Martonne indica, para las dos estaciones estudiadas, un clima subhúmedo, muy próximo al húmedo.

## 2.2.2 Marco geológico, topográfico y edáfico

La zona de estudio está situada en la cordillera Prebética, que se halla configurada por una sucesión alternante de crestas calizas y estrechos valles de sustrato margoso, de dirección SO-NE, con un contraste muy acusado entre las solanas y las umbrías, debido a la litología. Estos valles son recorridos por pequeños ríos, o ramblas, que se abren paso al mar formando gargantas (Costa Mas, 1977). Es el caso de la rambla de Gallinera en la zona de estudio.

### 2.2.2.1 Litología

Los mapas geológicos de la zona, a escala 1:50.000 (hojas 795, 796 y 821) elaborados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en 1981, 1975 y 1975, respectivamente, el mapa de Litología a escala 1:50.000 (Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Generalitat Valenciana, 1992) y el mapa geológico del municipio a escala 1:20.000 realizado por De Villota (1994) permitieron realizar un mapa litológico de la zona de estudio a escala 1:25.000 (Figura 2.3), que fue digitalizado e importado al Sistema de Información Geográfica (SIG) IDRISI (Eastman, 1990).

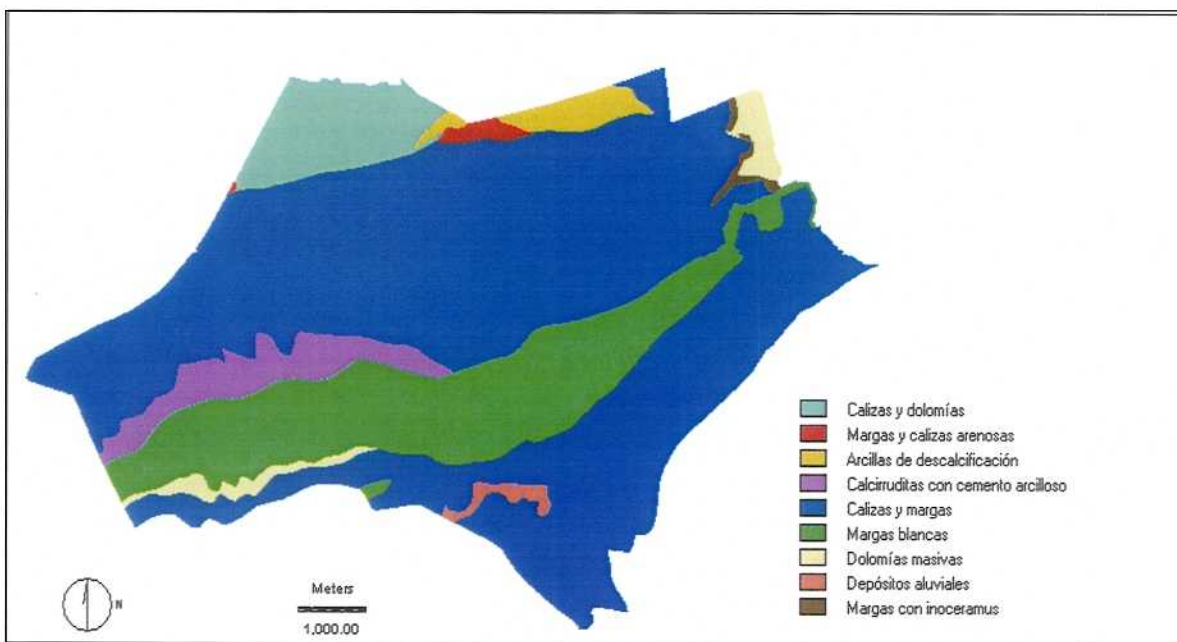


Figura 2.3 Mapa de litología de Vall de Gallinera.

En el municipio dominan los sustratos calizos duros, aunque en el fondo del valle y en su margen derecha encontramos materiales blandos (margas blancas).

### 2.2.2.2 Topografía

El modelo digital del terreno (MDT) del municipio de Vall de Gallinera (Figura 2.4) fue realizado en 1993 por el Institut Cartogràfic de Catalunya a partir de cartografía digital a 1:10.000. Su resolución original era de 10 x 10 m, pero, una vez importado al IDRISI, se degradó a la de 20 x 20 m a fin de poder combinarlo con el resto de mapas que serán utilizados en este estudio. El MDT, que muestra un valor de altitud para cada pixel del

## 2. Area de estudio

territorio de estudio, se caracteriza por un rango de altitudes entre los 164.7 y los 1004 m.s.n.m. Su reclasificación en IDRISI ha permitido generar un mapa de altitud con intervalos discretos (Figura 2.5).

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

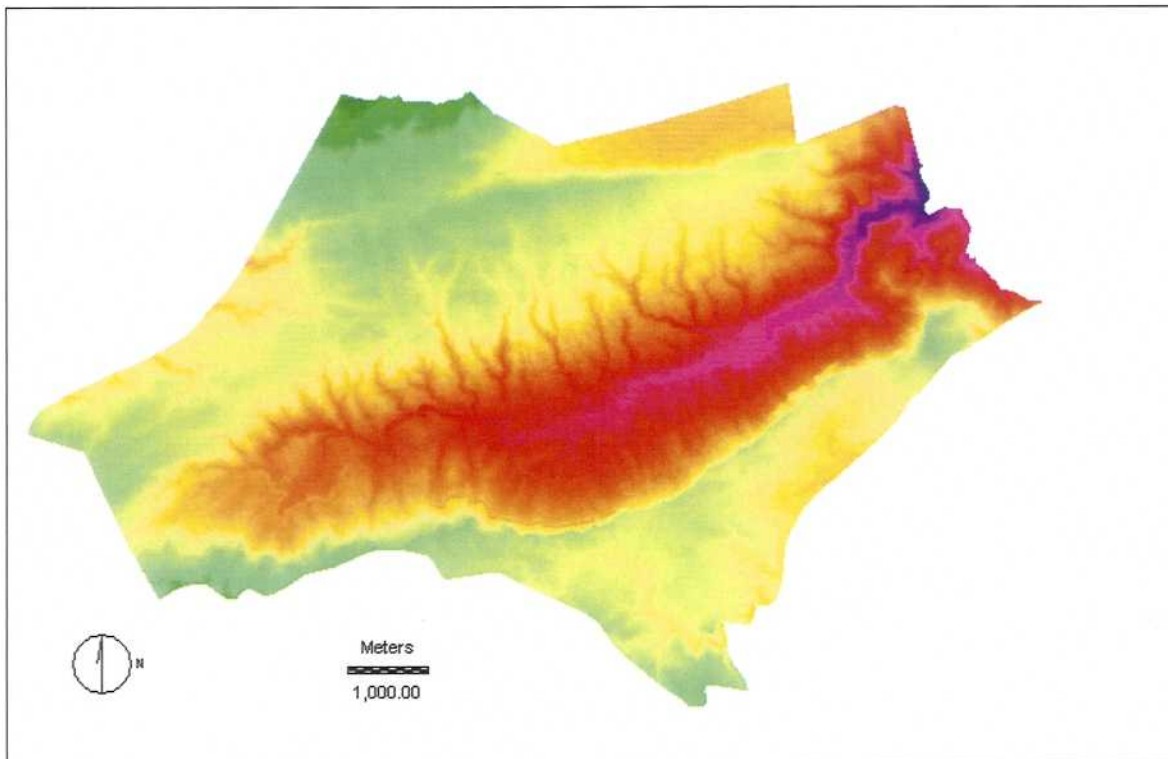


Figura 2.4 Modelo digital del terreno de Vall de Gallinera.

A partir del MDT también se han creado en IDRISI el mapa de pendientes y el mapa de exposiciones del área de estudio (Figura 2.5).

2. Area de estudio

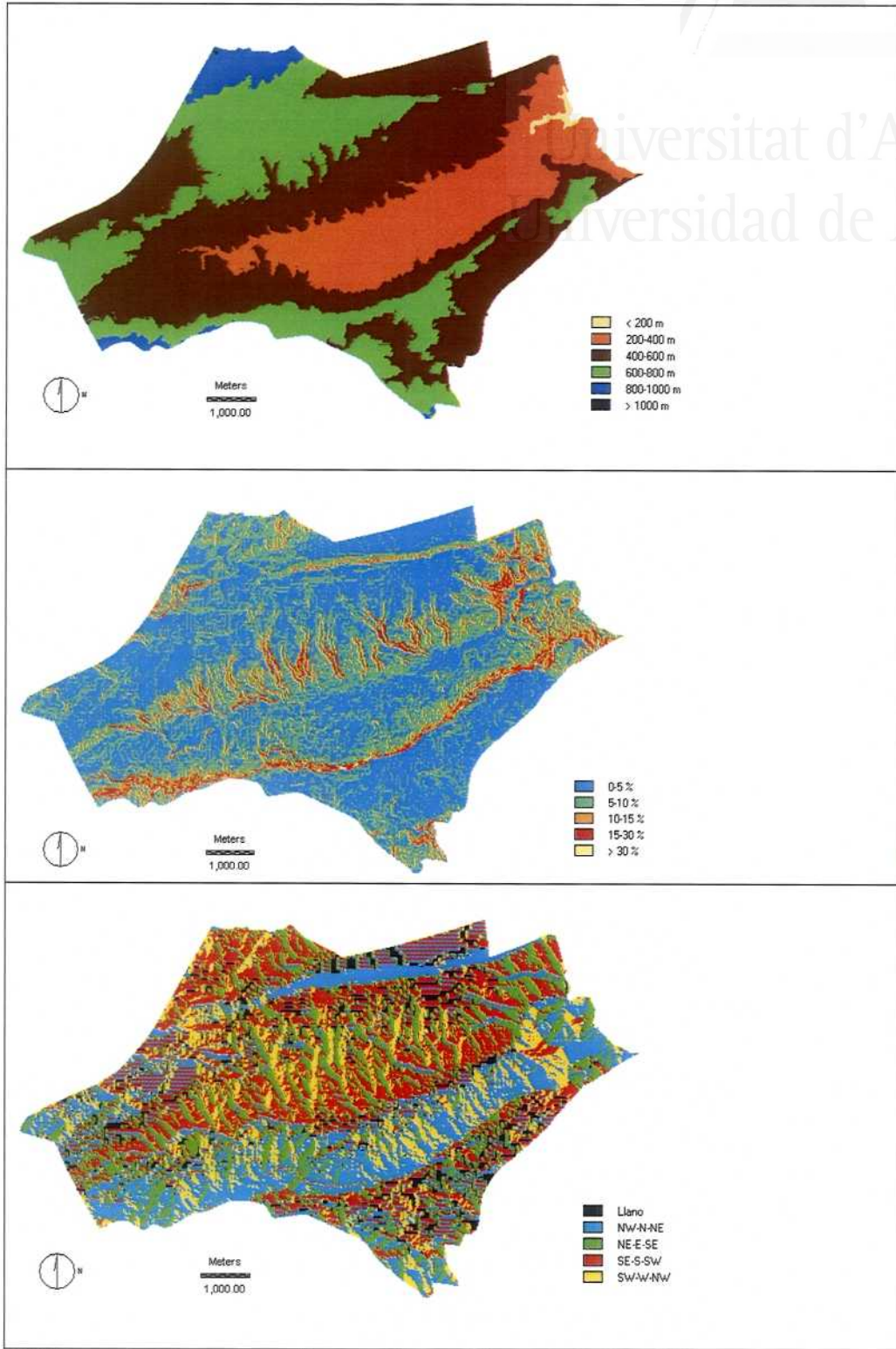


Figura 2.5 Mapas de altitud, de pendientes y de exposiciones de Vall de Gallinera.

## 2. Area de estudio

Pueden caracterizarse las siguientes subunidades en el municipio de estudio (Figura 2.1 y Figura 2.4):

- la vertiente meridional de la Sierra de La Safor, al norte del municipio (pico de la Safor a 1013 m), desarrollada sobre materiales calizos.

- las dos cresterías que se extienden de Este a Oeste y que constituyen la divisoria de aguas, septentrional y meridional, del barranco de Gallinera. Corresponden a las Sierras de Almirant (754-628 m de O a E) y de La Foradá (902-757 m de O a E), respectivamente, desarrolladas sobre materiales calcáreos.

- las parameras (de Almirant y de Pla de Alcalá), que se extienden al pie de las dos crestas, en sus caras meridionales (cotas 500-650 m).

- las dos vertientes del barranco de Gallinera. La morfología varía de una margen a otra. La margen izquierda de perfil convexo (calizas) se caracteriza por una enorme incisión lineal de los arroyos, por las pendientes abruptas y la escasa vegetación (riesgo de erosión en algunos puntos). La margen derecha, morfológicamente más compleja y de perfil cóncavo (margas), presenta riesgo de deslizamientos y de desprendimientos y, en menor grado, de pérdida de suelo (abancalamiento).

- la llanura aluvial, de morfología plana (cotas 165-200 m) cuya génesis es debida al aporte de materiales transportados por el barranco.

- el fondo de valle, que va del tramo de cabecera del barranco de Gallinera a la salida del valle (cañón).

- el poljé de Pla de la Llacuna, generado por procesos de disolución sobre materiales calcáreos (cotas 490-530 m).

A pesar de que el área de estudio se caracteriza por un relieve accidentado, el estudio de la pendiente realizado a partir del mapa de pendientes derivado del MDT muestra que en ella dominan las superficies con pendientes suaves o muy bajas (Tabla 2.3). Esto es debido a que gran parte de las laderas de este municipio han sido abancaladas para el cultivo. El MDT utilizado (por su resolución) permite recoger el valor de la pendiente en la gran mayoría de las terrazas de cultivo, en las cuales la pendiente suele ser nula o muy baja.

Tabla 2.3 Distribución de las clases de pendiente en el área de estudio

Pendiente (%)	Superficie (% del área)
0 - 5	46.4
5 - 10	37.9
10 - 15	11.8
15 - 30	3.5
> 30	0.5

### 2.2.2.3 Suelos

Una primera caracterización de los suelos de la zona de estudio se ha realizado a partir de los datos obtenidos en parcelas de muestreo situadas en la solana del Vall de Gallinera, en el marco del programa de investigación sobre la *Restauración de la Cubierta Vegetal en las zonas afectadas por Incendios Forestales de la Comunidad Valenciana* (Vallejo, 1997) y también a partir del trabajo de Pérez-Badía (1995). En el capítulo 6 presentamos un estudio más detallado de algunos de los suelos sobre calizas del municipio.

En general, sobre laderas de topografía abrupta y en los páramos, donde afloran las calizas, se desarrollan *Leptosoles* (FAO-UNESCO, 1988), con frecuencia asociados a *Luvissoles crómicos*, siendo los *Leptosoles eútricos* los más comunes en esta comarca (Pérez-Badía, 1995). Cuando la roca dura continua está a menos de 10 cm de la superficie (cimas, escarpes) y sin apenas cubierta vegetal suelen darse *Leptosoles líticos*.

Los suelos sobre rocas calizas duras (incluyendo las dolomías y calizas dolomíticas) son discontinuos lateralmente debido a los afloramientos de la roca y a las fisuras. En general, son poco profundos, entre 15 y 35 cm, pero pueden ser más potentes en las fisuras. Son suelos muy pedregosos en superficie debido a la fragmentación que sufren las rocas calizas duras y con un nivel de afloramientos, en general, muy alto. El color es pardo rojizo oscuro (5YR) en suelos sobre calizas (suelos rubefactados) y grisáceo pardusco (10YR) en el caso de los suelos sobre dolomías. Son suelos muy descarbonatados ( $\text{CaCO}_3 < 5\%$ ), con un pH ligeramente básico (7.3 a 7.8). La capacidad de infiltración de estas formaciones superficiales es muy elevada, con lo que el riesgo de erosión es bajo.

En el valle, los materiales son de menor dureza (alternancia de calizas y margas), desarrollándose suelos de tipo *Cambisol*, siendo los *Cambisoles calcáricos* los más representativos de la zona (Pérez-Badía, 1995).

En cuanto a los suelos sobre margas, son de profundidad moderada (20 a 45 cm), más o menos pedregosos (la pedregosidad varía entre un 20 y un 30%). Son de colores pardos y

## 2. Area de estudio

grisáceo parduscos (predomina 10 YR 5/2). Son suelos muy carbonatados, con porcentajes de  $\text{CaCO}_3$  muy variables (entre 20% y 75%), su pH es moderadamente básico (7.8 a 8.4). En las laderas, suelen ser suelos de tipo *Regosol calcárico*. Estas formaciones son muy sensibles a la erosión por arroyada y en muchos casos presentan cárcavas.

### 2.2.3 Vegetación

#### 2.2.3.1 Delimitación biogeográfica

El conjunto del territorio valenciano se encuentra en la Región biogeográfica Mediterránea y, dentro de ella, en la Subregión Mediterráneo-occidental, formando parte de la Superprovincia Mediterráneo-Iberolevantina y repartiéndose entre las Provincias Catalano-Valenciano-Provenzal-Balear, Castellano-Maestrazgo-Manchega y Murciano-Almeriense. La zona de estudio pertenece a la Provincia Catalano-Valenciano-Provenzal-Balear, Sector Setabense y Subsector Alcoyano-Diánico (Costa, 1986; Sendra, 1992).

#### 2.2.3.2 Vegetación potencial

En la mayor parte del territorio valenciano, los carrascales, de *Quercus ilex subsp. ballota* (Desf.) Samp., o carrasca, representan la vegetación potencial de los pisos termo y mesomediterráneo inferior para ombroclimas del seco al subhúmedo (Costa, 1986). Estos carrascales termófilos valencianos constituyen la serie de vegetación termo-mesomediterránea iberolevantina basófila de la carrasca: *Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae sigmetum* (Costa, Peris y Figuerola, 1982).

#### 2.2.3.3 Vegetación actual

En esta zona, como en el conjunto del territorio valenciano, y en general mediterráneo, la vegetación natural ha soportado una presión antrópica milenaria y el uso tradicional del territorio, dedicando las localizaciones más favorables al aprovechamiento agrícola, ha mermado la presencia de masas forestales. Por otra parte, la mayoría de las formaciones boscosas consideradas como climácicas han dejado paso a formaciones subseriales (matorrales, pastizales), debido a las roturaciones, al carboneo, al sobrepastoreo, a los incendios, etc.



En la actualidad, en la zona de estudio, sólo persisten pequeños carrascales relictos en la umbría del valle de Gallinera (Pérez-Badia, 1995). La degradación del carrascal original debió favorecer la instalación de una especie heliófila como el pino carrasco (*Pinus halepensis* Miller), dando lugar en algunos puntos a pinares correspondientes a un pseudoclimax estable (Costa Mas, 1977). Así, en la umbría del valle encontramos pinares espontáneos de *Pinus halepensis* cuya expansión se ha visto favorecida en las últimas décadas por el abandono de cultivos.

Las laderas Sur del municipio están mayoritariamente cubiertas por un matorral dominado por especies características de los matorrales calcícolas del *Rosmarino-Ericion* Br.-Bl. 1931 en el Levante peninsular, tales como la aulaga (*Ulex parviflorus* Pourr.) y las jaras o estepas (*Cistus sp. pl.*), en el estrato arbustivo, y el lastón (*Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv.), en el estrato herbáceo. También aparecen, aunque con una presencia menor, el romero (*Rosmarinus officinalis* L.) y el brezo (*Erica multiflora* L.). En algunos casos, se ha desarrollado un estrato arbóreo muy abierto de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y, más raramente, de carrasca (*Quercus ilex subsp. ballota*).

En la umbría orientada hacia el poljé del Pla de la Llacuna (Figura 2.1), se desarrolla un matorral denso y alto en el que es frecuente el cade (*Juniperus oxycedrus* L.).

Sorprende la baja presencia de coscojares en la zona ya que la degradación de los carrascales del *Rubio-Quercetum rotundifoliae* suele conducir, en el termomediterráneo, a la maquia de coscoja con lentisco y palmito (*Quercus cocciferae-Pistacietum lentisci* Br. -Bl. et al. 1935), con o sin un estrato arbóreo de pino carrasco (Gualda Gómez, 1988). Sin embargo, esta formación no aparece prácticamente en la zona de estudio.

En los dos páramos (Figura 2.1), alternando con el matorral, encontramos también pinares de repoblación de *Pinus halepensis*. Estos pueden ser, o bien bastante densos, con árboles de unos 30-35 años, correspondiendo generalmente a un fustal joven o bajo (diámetros de los pies entre 20 y 35 cm), según la clasificación por clases naturales de edad utilizada en el Mapa Forestal de España (Ministerio de Medio Ambiente, 1996), o bien más abiertos, con pinos jóvenes (15-20 años) y que corresponderían a un latizal alto (diámetros entre 10 y 20 cm) en la mayoría de casos o a un latizal bajo (diámetros inferiores a 10 cm) en algunas zonas.

Los pinares de repoblación más antiguos en la zona son de los años 40, con árboles de hasta 16 m de altura y generalmente en un estado de fustal medio (diámetros entre 35 y

## 2. Area de estudio

50 cm). Encontramos pino rodeno (*Pinus pinaster* Ait.) en la umbría orientada hacia el poljé del Pla de la Llacuna y pino carrasco en el extremo oriental de la solana del valle de Gallinera y al suroeste del municipio, en Pla de Alcalá (Figura 2.1).

En las terrazas de cultivo abandonadas se ha desarrollado un matorral de cobertura variable, con o sin un estrato arbóreo de pino carrasco. En muchos casos, permanecen pies dispersos de las especies leñosas cultivadas: olivo (*Olea europaea* L.), almendro (*Prunus dulcis* (Mill.) D.A. Webb) y/o cerezo (*Prunus avium* (L.) L.).

En la rambla de Gallinera se encuentran adelfares iberolevantinios de la serie *Rubus ulmifolii-Nerietum oleandri* O. Bolòs 1956, con *Nerium oleander* L. (adelfa) y *Rubus ulmifolius* Schott (zarza), que se desarrollan sobre sustratos duros en barrancos y cauces fluviales que experimentan grandes oscilaciones de caudal y permanecen secos gran parte del año (Pérez-Badía, 1995).

## 2.3 MEDIO SOCIOECONÓMICO

La evolución de los modelos de ocupación del territorio y de los sistemas productivos asociados está directamente relacionada con la dinámica espaciotemporal de la población que reside en dicho territorio, que a su vez esta determinada en gran medida por factores socioculturales y económicos.

### 2.3.1 Evolución histórica de la población y del modelo de ocupación del territorio en Vall de Gallinera

Los primeros cultivos en el área de estudio debieron estar situados en torno a los asentamientos humanos en el fondo del valle (Torró, 1990). A lo largo de los siglos XII y XIII, en los periodos de enfrentamientos entre cristianos y musulmanes, la población musulmana debió refugiarse en las zonas más altas del municipio. Dada la poca profundidad de los suelos y las pendientes, de moderadas a fuertes, que caracterizaban gran parte de estas zonas altas, las primeras terrazas de cultivo debieron construirse en esa época.

De 1284 a 1289, las montañas de la comarca presencian sucesivas campañas de instalación de colonos mudéjares que abancalan buena parte del territorio (Torró, 1990). Se piensa que a finales del siglo XIV, las montañas de la comarca padecían una superpoblación debida a la instalación de los colonos cristianos en las zonas de valle y al reasentamiento de los campesinos musulmanes en las zonas más montañosas.

A finales del siglo XV (1497), la situación era muy diferente: sólo se censaban 74 habitantes en la zona (incidencia de la peste negra, éxodo del campesinado mudéjar). La población aumentó de nuevo en el siglo XVI, hasta la expulsión de los moriscos (1609) que causó una crisis demográfica en la zona. A raíz de la expulsión, se establece el Régimen Señorial y se publican las Cartas Pueblas (o Cartas de Población), en las que se especificaban las condiciones de utilización productiva de las tierras. La Carta Puebla de Vall de Gallinera es del año 1611.

A lo largo del siglo XVII y hasta bien entrado el siglo XVIII, el valle siguió siendo una zona subpoblada debido a las plagas, las pestes, las guerras y la inseguridad (bandolerismo). En el XVIII, la población experimentó un crecimiento exorbitante en toda la provincia, de manera que la casi totalidad de las tierras roturables estaban ya explotadas en ese siglo (Torró, 1990). El cultivo asociado de árboles y cereales era practicado en espacios cada vez más marginales y con ínfimos rendimientos (Gil Olcina, 1986).

A finales del siglo XIX, la situación de superboblación, unida a la imposibilidad de roturar nuevas tierras y a la disminución de rendimientos de las tierras marginales, provocaron el comienzo de la emigración hacia zonas de ampliación de regadíos y de incipiente industrialización o hacia el extranjero (Cruz Orozco, 1988).

La población máxima de Vall de Gallinera se alcanzó en el censo de 1910, con 2.324 habitantes, llegándose probablemente también en ese momento al grado máximo de ocupación y aprovechamiento del territorio.

Posteriormente, este municipio, al igual que gran parte de la montaña valenciana y mediterránea en general, se ha visto afectado, especialmente en las últimas décadas, por la ruptura del modelo económicosocial montano tradicional: un modelo de economía cerrada basada en una agricultura de subsistencia.

En las décadas de los 60 y 70, el litoral de la región Valenciana, en creciente desarrollo industrial y turístico, ejerció una constante demanda de mano de obra, causando un vaciamiento demográfico de las áreas montanas y, en consecuencia, un abandono agrícola muy importante. Entre 1950 y 1991, la población del municipio de Vall de Gallinera disminuyó un 57%. Esta evolución contrasta con la de otros municipios de la misma comarca (como Pego) y con la de la ciudad de Alicante (Figura 2.6).

2. Area de estudio

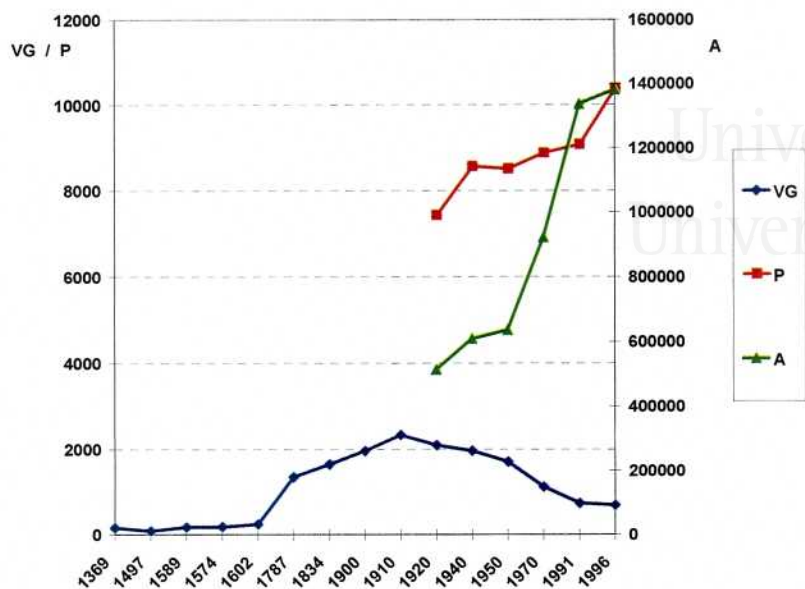


Figura 2.6 Evolución de la población de hecho (en número de habitantes) en los municipios de Vall de Gallinera (VG), de Pegu (P) y de Alicante(A). Fuente: Elaboración propia a partir de los Censos de Población (INE, 1900-1991), de Barceló (1984) y de Conejero (1985).

La Figura 2.7 ilustra la influencia que, históricamente, ha tenido la dinámica poblacional del área de estudio sobre el grado de ocupación del territorio.



Figura 2.7 Evolución de la densidad de población (habitante/km<sup>2</sup>) en el municipio de Vall de Gallinera (1369-1996) y Ocupación del territorio.

## 2.3.2 Sistema productivo

### 2.3.2.1 Agricultura

Actualmente, en la zona de estudio sólo existen, prácticamente, cultivos leñosos; la mayoría en secano, muy pocos en regadío. Históricamente, la arboricultura ha sido muy importante en las tierras de secano del antiguo Reino de Valencia (Cavanilles 1795-97; Bosch i Julià, 1866). El olivo (*Olea europaea*) y el algarrobo (*Ceratonia siliqua*) han sido tradicionalmente las especies más cultivadas en la región Valenciana. En la Vall de Gallinera, el cerezo (*Prunus avium*) ha sido también un cultivo tradicional (Cavanilles 1795-97; Marco Molina, 1986). En el último cuarto de siglo, ha habido un retroceso importante del olivo en la zona de estudio; reduciéndose su superficie un 28.6 % entre 1973 y 1995 (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana), mientras que el cerezo se ha extendido.

Según la estadística agrícola consultada, los frutales de secano se han mantenido o incluso han aumentado su superficie en los últimos 40 años en la zona. Resulta difícil aceptar este dato dado el fuerte descenso demográfico habido en el mismo periodo. Los datos estadísticos podrían estar sobrevalorados, debido a que los propietarios no dan de baja las parcelas que dejan de trabajar ya que esto no les supone ninguna disminución en la contribución (Rodríguez-Aizpeolea, 1992a).

Este resultado sugiere que un estudio cuantitativo fiable del proceso de abandono agrícola sólo puede realizarse a partir de una reconstrucción de la historia de usos mediante fotointerpretación, como la que será presentada en el capítulo 4.

Es interesante observar que el 89.6% de las explotaciones agrícolas del municipio eran de menos de 5 ha en 1962 y que este valor alcanzaba el 90.8% en 1989 (Censos Agrarios del INE, 1962, 1989). En 1982, el 96.3% de las parcelas de cultivo del municipio eran de menos de 1 ha y la parcela media era de sólo 0.3 ha. Esta baja superficie de la parcela de cultivo está ligada a la topografía de la zona, que obligó al abancalamiento de las laderas para la práctica agrícola. Muchos de estos bancales de cultivo son de dimensión reducida y de difícil acceso.

En general, en gran parte del área de estudio, los condicionantes físicos y humanos son muy limitantes para la práctica agrícola, por lo que ésta no puede alcanzar un mayor grado de intensificación y es de una rentabilidad limitada.

## 2. Area de estudio

### 2.3.2.2 Ganadería

Dada la escasez del forraje y las fluctuaciones de su producción a lo largo del año que caracterizan esta zona, como la mayoría de los sistemas agrosilvopastorales mediterráneos, la principal forma de ganadería practicada ha sido, durante siglos, el pastoreo ovino y caprino extensivo.

Le Houérou (1981) evalúa la capacidad de carga ganadera media (número de animales, de una cierta clase, que pastan, durante un cierto periodo de tiempo, por unidad de superficie) en torno a las 2.2 ovejas/ha para el conjunto de países mediterráneos (citado en Pignatti, 1983). En general, en España, cargas de 2 a 3 ovejas/ha son consideradas ideales en el secano (Delgado, com. pers.).

Es difícil estimar con exactitud la carga ganadera a la que han estado sometidos los montes de la Vall de Gallinera a lo largo de la historia. El primer censo ganadero (1510) registraba un total de 6792 cabezas de ganado (ovino más caprino) en los valles de Gallinera y de Ebo (Archivo de la Diputación Provincial de Alicante). Esto equivaldría, sumando las superficies totales de ambos municipios, a una carga ganadera global de 0.8 cabezas/ha entre los dos valles. Sin embargo, la superficie realmente afectada por el pastoreo debía ser menor. Si estimamos esta superficie pastoreada en el 50% de la superficie total, se alcanzaría una carga de 1.6 cabezas/ha. Si, además, tenemos en cuenta que a los rebaños del municipio solían añadirse los de los municipios limítrofes, concluimos que la carga ganadera podría haber alcanzado, o incluso superado, las 2 cabezas/ha.

Considerando los datos de la cabaña ganadera en Vall de Gallinera en 1884 (Archivo de la Diputación Provincial de Alicante) y tomando de nuevo como superficie pastoreada el 50% del municipio, las cargas ganaderas ovina y caprina sólo serían de 0.15 cabezas/ha y 0.11 cabezas/ha, respectivamente. Si tomamos en cuenta los rebaños venidos de los municipios limítrofes podemos estimar en unas 1000 las ovejas que podían llegar a pastorear simultáneamente en la zona (unas 2.5 veces la cabaña lanar de Vall de Gallinera). La carga ganadera ovina alcanzaría entonces, o incluso superaría, las 0.37 cabezas/ha. En cuanto a la carga caprina podría haber llegado a las 0.22 cabezas/ha y, por lo tanto, la carga ganadera total hubiese alcanzado las 0.59 cabezas/ha. Estas cargas ganaderas son muy inferiores a las estimadas para el siglo XVI. Sin embargo, la extensión de los cultivos en los siglos XVIII y XIX debió reducir de manera considerable la superficie de pastoreo, por

lo que la carga ganadera real soportada en las zonas pastoreadas en el siglo XIX debió ser bastante más alta.

En cualquier caso, basándose en los datos disponibles, no parece haberse dado una situación crónica de sobrepastoreo en el área de estudio, aunque ésta haya podido producirse de manera puntual en el tiempo o en el espacio.

A partir de la segunda mitad del XIX, se redujo fuertemente la ganadería caprina en Vall de Gallinera, mientras que la cabaña ganadera ovina se mantuvo hasta la década de los 70 del siglo XX. Posteriormente, la cabaña lanar del municipio también ha disminuido de manera importante (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana).

## 2.4 CONCLUSIONES

La zona de estudio se caracteriza por un clima mediterráneo subhúmedo, sustratos calizos y un relieve accidentado, es decir por ser muy representativa de grandes áreas de la cuenca Mediterránea.

Los factores socioeconómicos, tanto o más que los condicionantes físicos, han determinado la evolución del modelo espacial de ocupación de este territorio durante siglos. Este modelo se ha basado tradicionalmente en un aprovechamiento máximo del territorio para uso agrícola mediante el aterrazamiento de laderas. Las superficies forestales se han visto relegadas a las zonas menos favorables para la agricultura (condiciones ambientales más limitantes, baja accesibilidad, etc.). Podemos pues calificar el paisaje de estudio como paisaje cultural (*sensu* Farina, 1998).

En las últimas décadas, en el municipio de estudio, como en la mayoría de las áreas montanas mediterráneas, una pérdida continua de población ha conducido al derrumbamiento del modelo socioeconómico tradicional con la consiguiente disminución de la presión agroganadera sobre el territorio.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



### **3 ESTUDIO DE LOS CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO Y EN LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE (1956-1994)**

#### **3.1 INTRODUCCIÓN**

Las áreas de montaña de la Comunidad Valenciana, al igual que las del resto de España y de gran parte de los países mediterráneos europeos, han experimentado en las últimas décadas grandes cambios en su modelo tradicional de aprovechamiento del territorio y, más concretamente, en su distribución espacial de los usos del suelo (Lasanta-Martínez, 1988; Fernández Ales et al. 1992; García Ruiz et al. 1988; Vos, 1993; Etienne et al. 1998; Debussche et al. 1999). La crisis del sistema agrario montano tradicional, iniciada a principios del siglo XX, condujo al éxodo rural, especialmente a partir de los años 50, y, en consecuencia, a una disminución de las superficies de cultivo y a un aumento de las áreas forestales, pasándose generalmente de un paisaje agrícola con una fuerte presión de pastoreo a un mosaico de matorral y bosques (espontáneos y/o de repoblación) con cultivos dispersos.

El término paisaje se presta a interpretaciones muy diversas. En el ámbito de la ecología, se ha definido el paisaje como el conjunto de los elementos de un territorio ligados por relaciones de interdependencia (González-Bernáldez, 1981). Según Forman y Godron (1986), el paisaje es una unidad heterogénea de territorio compuesta por grupos de ecosistemas interrelacionados entre sí y que se repite en el espacio similar a sí misma. La ecología del paisaje estudia tres características del paisaje: la estructura, la función y el cambio. Todos los paisajes están compuestos por tres tipos de elementos: las teselas, los corredores y la matriz de fondo (Forman y Godron, 1986). Una tesela se define como una superficie no lineal que se diferencia en su naturaleza o apariencia de su entorno (Wiens, 1976; Forman y Godron, 1986). Un corredor no sería más que una tesela muy estrecha y la matriz de fondo correspondería a la tesela más extensa y conectada del paisaje. Estos tres elementos varían en número, tamaño, forma, tipo y características de borde. La estructura del paisaje está determinada por la distribución espacial de estos elementos. Las interacciones entre estos elementos (flujos de energía, materiales y especies) determinan el funcionamiento del paisaje. Por último, el cambio del paisaje hace referencia a las

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

alteraciones en la estructura o en el funcionamiento del mosaico paisajístico a lo largo del tiempo.

La estructura de los paisajes mediterráneos está determinada en gran medida por los modelos espaciales de ocupación del territorio desarrollados por el hombre durante milenios y, como éstos, es dinámica espacial y temporalmente. Estos paisajes altamente humanizados, calificados como paisajes culturales por Farina (1998), están conformados por un mosaico complejo de teselas naturales y de teselas gestionadas por el hombre (Burgess y Sharpe, 1981; Krummel et al. 1987). Los cambios de estructura y de funcionamiento de estos paisajes están controlados por una combinación de factores naturales y humanos, cada uno de los cuales opera a diferentes escalas espaciales y temporales (Dunn et al. 1991). Se considera que estos paisajes son “homeorréticos” (O’Neill et al. 1986; Naveh, 1998), es decir que tras una perturbación regresan a su anterior “trayectoria” (o tasa) de cambio. Entendemos por perturbación cualquier evento (discreto en el tiempo) que altere el ecosistema, la comunidad o la estructura de la población y que cambie los recursos, la disponibilidad de substrato o el medio físico (White y Pickett, 1985).

El proceso de abandono agrícola puede considerarse como la perturbación de origen humano más significativa que ha afectado los paisajes mediterráneos europeos a lo largo del siglo XX. El abandono de los cultivos ha supuesto, en muchos casos, la alteración de los sistemas de conservación de suelos y de control de la escorrentía superficial (García Ruiz et al. 1988; Puigdefábregas y Mendizabal, 1998) y ha modificado tanto la composición de las comunidades como su configuración espacial (Barbero et al. 1990). La estructura de los paisajes actuales y su evolución más reciente son en gran medida el resultado de este proceso.

En este capítulo, se han estudiado los cambios en la distribución de usos del suelo que se han producido en las últimas cuatro décadas en el municipio de estudio. Para ello, se ha reconstruido su historia de usos entre 1956 y 1994 mediante fotointerpretación. Posteriormente, se ha estudiado la evolución de la estructura del paisaje en esta zona para este mismo periodo de tiempo y se ha analizado el efecto de los cambios de usos sobre esta dinámica del paisaje. La hipótesis subyacente a este capítulo establece que el abandono agrícola ha sido el principal motor de los cambios en la estructura del paisaje de estudio a lo largo de los últimos cuarenta años.

## 3.2 MÉTODOS

### 3.2.1 Elaboración de los mapas de usos del suelo

La "cobertura del suelo" y el "uso del suelo" son dos conceptos diferentes. El primero hace referencia al tipo de cobertura (natural o artificial) de la superficie terrestre, mientras que el segundo está relacionado con la gestión de los ecosistemas por parte del hombre (Hill, 1993). Generalmente, y también en este trabajo, se elaboran mapas que incluyen, a la vez, diferentes clases de coberturas y de usos (Lacaze, 1990). Sin embargo, se hablará en este trabajo de "mapas de usos del suelo", con objeto de simplificar la redacción.

La cartografía de usos del suelo ha sido elaborada mediante la interpretación de fotografías aéreas en blanco y negro. Tras la averiguación del material fotográfico existente, se seleccionaron los siguientes vuelos a partir de los cuales se realizaron los cuatro mapas de usos del suelo correspondientes:

- Vuelo americano B de 1956 (1:33.000, Servicio Geográfico del Ejército); se trata del primer vuelo disponible para toda la zona.
- Vuelo de 1978 (1:30.000, Centro Nacional de Información Geográfica).
- Vuelo de 1989 (1:20.000, Azimut).
- Vuelo de 1994 (1:25.000, Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana); es el vuelo más reciente realizado para toda la zona.

Existen varios vuelos realizados en los años sesenta y ochenta, pero que no cubren la totalidad de la zona de estudio.

Para mejorar el conocimiento de la zona y facilitar la fotointerpretación, también se consultó el siguiente material:

- Mapas Topográficos Nacionales a 1:50.000, hojas 795, 796, 821 y 822 (Servicio Geográfico del Ejército, edición de 1955 y edición de 1986)
- Mapas Topográficos Nacionales a 1:25.000, hojas 795-IV, 796-III, 821-II y 822-I (Instituto Geográfico Nacional, 1989-1990)
- Mapas Topográficos y de Usos del Suelo a 1:25.000 (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, 1991)

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

- Mapas de Usos Globales del Suelo a 1:50.000 (Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Generalitat Valenciana, 1991)
- Mapas de Cultivos y Aprovechamientos a 1:50.000 (Ministerio de Agricultura, 1977 y 1979)
- Mapa forestal de España a 1:200.000. Hoja de Alcoy. (Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1996).
- Segundo inventario forestal nacional 1986-1995. Comunidad Valenciana (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. Madrid).
- Mapa de Vegetación a 1:20.000 (De Villota, 1994)

A lo largo de este capítulo se estudiarán las dinámicas de los usos del suelo y del paisaje para el periodo 1956-1994, pero también para los tres subperiodos definidos por las fechas cartografiadas, es decir 1956-1978, 1978-1989 y 1989-1994.

En la leyenda de usos del suelo utilizada (Tabla 3.2), la clasificación de las categorías de vegetación es de tipo fisionómico. Para ciertas formaciones vegetales se han distinguido diferentes subcategorías según el grado de recubrimiento y/o la estratificación.

En la Tabla 3.1 se presenta una breve descripción de la estructura de las principales categorías de vegetación de la leyenda de usos.

**Tabla 3.1 Descripción de algunas categorías de vegetación de la leyenda de usos del suelo. Las coberturas se han estimado en proyección vertical.**

Categoría	Descripción
5	Bosque espontáneo de <i>Pinus halepensis</i> .
6	Bosque espontáneo de <i>Pinus halepensis</i> con pies dispersos de <i>Quercus ilex subsp. ballota</i> y de <i>Fraxinus ornus</i> .
7	Plantación joven de <i>Pinus halepensis</i> (15-20 años). Talla máxima 3 m. Cobertura total < 40%. Corresponde a un latizal bajo o a un latizal alto.
8	Plantación joven de <i>Pinus halepensis</i> (15-20 años). Talla máxima 5 m. Cobertura total hasta 60%. Corresponde generalmente a un latizal alto.
9	Plantación joven de <i>Pinus halepensis</i> (15-20 años). Talla máxima 5 m. Cobertura total hasta 80%. Corresponde generalmente a un latizal alto.
10	Pinar de <i>Pinus halepensis</i> (30-35 años). Talla máxima 11m. Cobertura total hasta 70%. Corresponde generalmente a un fustal bajo.
11	Pinar de <i>Pinus halepensis</i> o <i>Pinus pinaster</i> (60 años).Talla máxima 16m. Cobertura total hasta 90%. Corresponde generalmente a un fustal medio.
12	Adelfar con <i>Nerium oleander</i> y <i>Rubus ulmifolius</i> .
13	Matorral de cobertura total < 1/3. Talla hasta 60 cm.
14	Matorral de cobertura total < 2/3. Talla hasta 80 cm.
15	Matorral de cobertura total < 2/3. Talla hasta 80 cm. Presencia de árboles dispersos ( <i>Quercus ilex subsp. ballota</i> o <i>Pinus halepensis</i> ).
16	Matorral de cobertura total > 2/3. Talla hasta 1.5-2 m.
17	Matorral de cobertura total > 2/3. Talla hasta 1.5-2 m. Presencia de árboles dispersos ( <i>Quercus ilex subsp. ballota</i> o <i>Pinus halepensis</i> ).

3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

1. <u>Áreas de cubierta artificial</u>	
1.1. Urbano	1
1.2. Industria	2
1.3. Minería	3
2. <u>Áreas de cultivo</u>	
2.1. Cultivo leñoso	4
3. <u>Bosques y arboledas</u>	
3.1. Bosques espontáneos	
3.1.1. Pinar espontáneo	5
3.1.2. Bosque mixto	6
3.2. Repoblaciones	
3.2.1. Plantación de pinos abierta	7
3.2.2. Plantación de pinos medianamente densa	8
3.2.3. Plantación de pinos densa	9
3.2.4. Pinar abierto	10
3.2.5. Pinar denso	11
3.3. Vegetación ripícola	12
4. <u>Matorrales</u>	
4.1. Matorral abierto (MA)	13
4.2. Matorral medianamente denso (MMD)	14
4.3. Matorral medianamente denso con árboles (MMDA)	15
4.4. Matorral denso (MD)	16
4.5. Matorral denso con árboles (MDA)	17
4.6. Cultivo abandonado (CA)	18
4.7. Cultivo abandonado con pinos (CAP)	19
4.8. Mosaico (alternancia matorral y cultivos abandonados)	20
4.9. Área de escasa vegetación	21
5. Roca	22
6. Agua	23

**Tabla 3.2 Leyenda de usos del suelo**

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Los cultivos abandonados (categorías 18 y 19) se han diferenciado como categorías específicas de matorral por ser zonas en las que se distingue claramente el aterrazamiento del terreno y en las que el grado de recubrimiento de la vegetación suele ser menor. En la mayoría permanece un estrato arbóreo procedente del cultivo y, en algunos casos, aparecen también pinos dispersos (categoría 19).

Las áreas de escasa vegetación (categoría 21) se caracterizan por una muy baja cobertura y corresponden generalmente a zonas recientemente afectadas por un incendio.

#### ***Verificación de la fotointerpretación y clave de interpretación***

El tipo de procedimiento de verificación del trabajo de fotointerpretación, como etapa previa a la cartografía, está determinado por el grado de detalle deseado en el mapa final. En el caso de la delimitación de unidades de vegetación de tipo fisionómico, se considera suficiente su visualización en el campo (MOPU, 1984). Esto sólo podía realizarse, en este estudio, para los fotogramas de 1994. Este vuelo se fotointerpretó, pues, en primer lugar, llevándose a cabo el trabajo de verificación en el campo. Esto permitió la elaboración de una clave de interpretación que fue utilizada para los vuelos anteriores.

#### ***Fotointerpretación y levantamiento cartográfico***

La fotointerpretación y el levantamiento cartográfico se han realizado combinando el uso del estereoscopio y del pantógrafo óptico (MOPU, 1984; Pellicer, 1998).

Cada foto se cubre con una lámina de poliéster sobre la cual se dibujan las líneas que delimitan los diferentes usos en la zona central de la foto. Esta misma zona central de la foto se localiza sobre el mapa topográfico y el transparente se restituye a la escala de la base topográfica, proceso laborioso para el cual son de ayuda los elementos sobresalientes de cada zona (crestas, ríos, pistas, etc.) y el uso del pantógrafo óptico.

Este proceso de restitución de la foto al mapa consiste básicamente en dos aspectos:

- la corrección con el pantógrafo óptico de las modificaciones de la escala introducidas por la altura del terreno respecto a la altura del vuelo (aumenta la escala en los puntos elevados y disminuye en los bajos).
- la corrección de las distorsiones debidas a la proyección cónica de la fotografía respecto al mapa de proyección ortogonal, que suelen corregirse con el ortofotogrametro (aparato de elevado coste y uso complejo) o con procedimientos manuales que, si se realizan con

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

cuidado, ofrecen resultados suficientemente precisos (Pellicer, comunicación personal). Esta segunda opción ha sido la empleada en este estudio.

Gran parte de este trabajo se realizó en el Laboratorio de Ciencias Histórico-Geográficas de la Universidad de Zaragoza, con la ayuda del Dr. Francisco Pellicer. La cartografía se ha realizado a 1:25.000. Dos de los vuelos son a escalas algo inferiores lo cual no supone un problema dado que al fotointerpretar aumentamos la escala (2x o 4x). Se considera que la calidad de la imagen y el grado de detalle generalmente obtenidos permiten ampliaciones hasta cuatro veces superiores a la escala original (Pellicer, 1998).

Todos los mapas creados han sido digitalizados con el programa AutoCAD® y posteriormente verificados y corregidos.

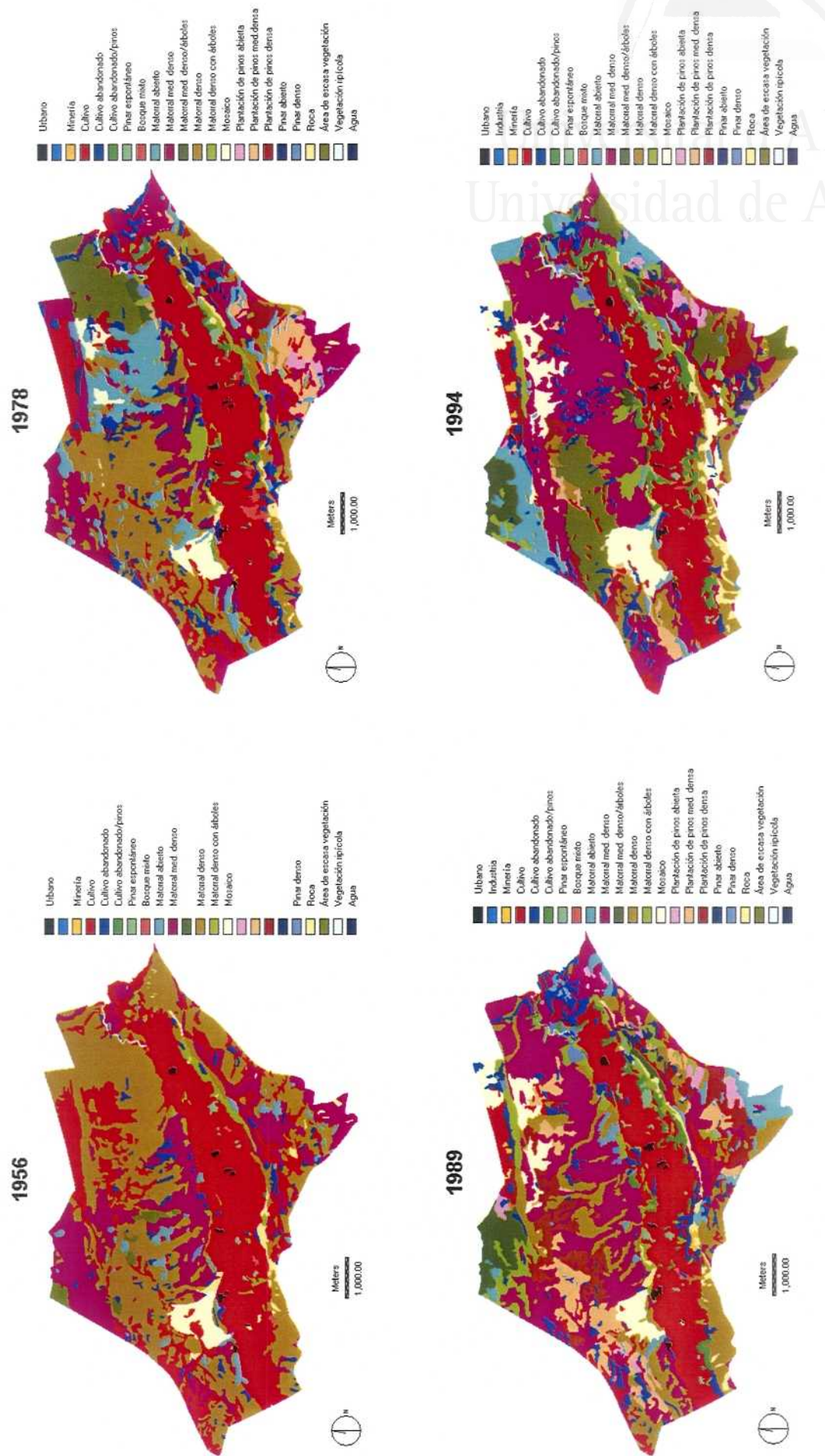
#### ***Importación de la cartografía al SIG IDRISI y elección del tamaño del pixel***

La información espacial puede representarse en formato vectorial o en formato matricial o “raster”. En un Sistema de Información Geográfica (SIG) de tipo raster los mapas se representan utilizando una rejilla de rectángulos regulares y de igual tamaño. En cada celda o “pixel” un número codifica el valor que alcanza en ese punto del espacio la variable cartografiada en el mapa (Bosque Sendra, 1992). En este estudio, se ha trabajado con el SIG raster IDRISI (Eastman, 1990) versión 2. Los mapas digitalizados en formato vectorial se importaron al IDRISI y fueron convertidos al formato raster.

El tamaño de celda (o pixel) establece la escala, o “resolución”, de un mapa raster. En principio, el criterio para establecer esta escala es el siguiente: “la longitud del pixel debe ser la mitad de la longitud mínima que se haya de representar” (Star y Estes, 1990, en Bosque Sendra, 1992). En este caso, el área mínima cartografiada ha sido de 0.25 ha, lo cual correspondería a un pixel de 50x50 m. La longitud mínima cartografiable es pues de 50 m y la longitud aconsejable del pixel de 25 m. Teniendo en cuenta que disponíamos de un Modelo Digital del Terreno con una resolución de 10x10m, que éste debía poder combinarse en IDRISI con los mapas de usos y que IDRISI sólo permite modificaciones de resolución por números enteros, se optó finalmente por un pixel de 20x20m.

La Figura 3.1 muestra los cuatro mapas de usos del suelo finalmente obtenidos.

Figura 3.1 Mapas de usos del suelo de Vall de Gallinera





### 3.2.2 Estudio de la dinámica de los usos del suelo y de la estructura del paisaje

#### 3.2.2.1 Delimitación de subzonas de estudio

La zona de estudio es una unidad socio-política que ha sido seleccionada por conveniencia y que no corresponde a una unidad lógica desde un punto de vista de las interacciones ecológicas, por lo que es previsible que en ella coexistan diferentes paisajes (O'Neill et al. 1996). Aparece pues la necesidad de dividir esta zona en subzonas más homogéneas, en un sentido ecológico, lo que concederá una mejor interpretabilidad a los índices del paisaje puesto que también será mayor su sensibilidad a cualquier cambio en el paisaje (O'Neill et al. 1996).

A partir de la información proporcionada por el mapa de litología (Figura 2.3), el estudio de los suelos, el modelo digital del terreno y los mapas asociados (Figura 2.4 y Figura 2.5), así como por los mapas de usos del suelo (Figura 3.1), hemos diferenciado dos subzonas en el área de estudio (Figura 3.2):

- La subzona marginal, constituida por los relieves culminantes dolomíticos (Sierra de la Safor y La Foradà), los dos páramos calizos y la vertiente izquierda de la rambla de Gallinera; con suelos generalmente superficiales y pedregosos. En ella se han combinado tradicionalmente el uso agrícola y ganadero extensivo. La vegetación dominante actual es el matorral dominado por *Ulex parviflorus*, *Cistus sp. pl.* y *Brachypodium retusum*. Permanecen bancales de cultivo, generalmente en pequeños barrancos y vaguadas.

- La subzona agrícola, constituida por el fondo del valle y gran parte de su vertiente derecha, ambos margosos, y las dos zonas de depósitos cuaternarios (el poljé y la zona aluvial al suroeste del municipio). Estas zonas, con suelos más profundos, se han dedicado casi exclusivamente, durante siglos, al uso agrícola. En la umbría del valle de Gallinera, prácticamente cubierta por las terrazas de cultivo, se encuentran también pequeños carrascales y pinares espontáneos.

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

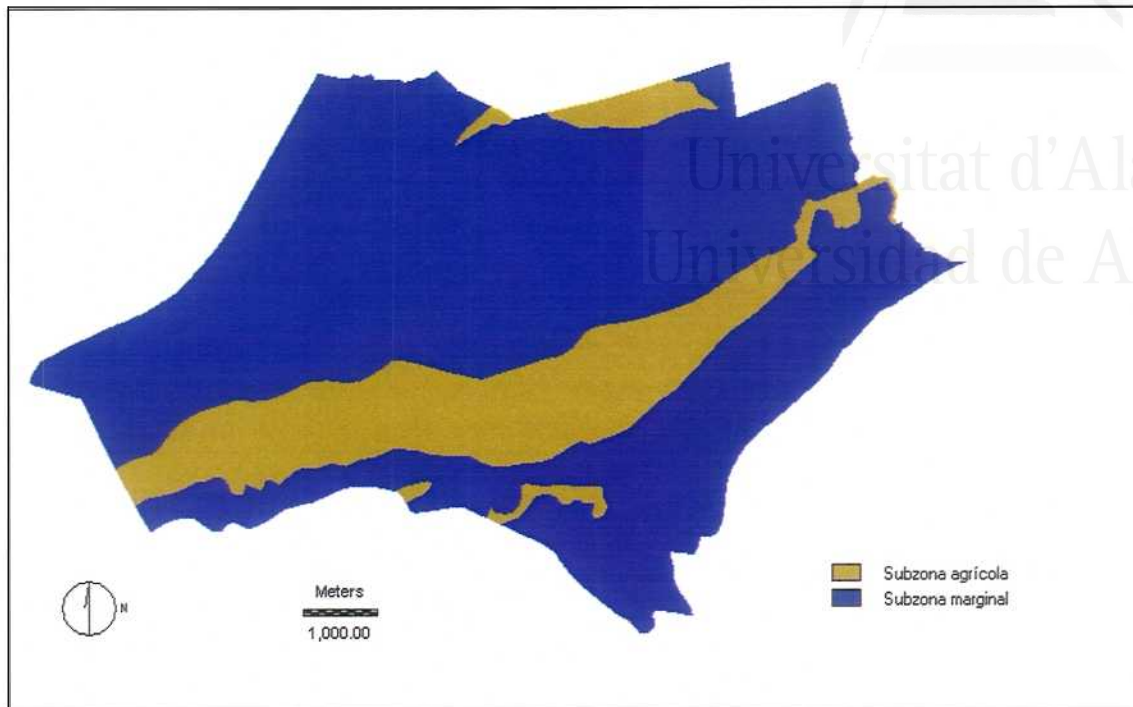


Figura 3.2 Subzonas de estudio

#### 3.2.2.2 Dinámica de los usos del suelo

En el caso de datos cualitativos, como los usos del suelo, IDRISI permite comparar dos mapas de diferentes fechas mediante el comando de "crossclassification". Este proceso crea una imagen y una matriz de contingencia entre las clases de la fecha 1 y las de la fecha 2, que indica, para la clase  $i$ , o bien el número de pixels o bien la proporción del área ocupada en la fecha 1 que han pasado a la clase  $j$  en la fecha 2 (frecuencia  $f_{ij}$ ). Con estas matrices (Anejo I), hemos estudiado la dinámica de las coberturas en la zona de estudio y en las subzonas a lo largo del periodo 1956-1994 y, más específicamente, la dinámica espaciotemporal del abandono agrícola y la de las superficies forestales.

Hemos utilizado también una función de selección de recurso (originalmente diseñada para el estudio de la selección de hábitat por parte de los animales) para caracterizar la distribución espacial de ciertas categorías de usos y de ciertas transiciones de usos, en relación con la litología y con la topografía. El valor que toma la función de selección de recurso para una unidad de recurso es proporcional a la probabilidad de que esta unidad (categoría litológica; posición topográfica, etc.) sea utilizada. Esta función se determina mediante un índice de selección ( $w_i$ ), que para un recurso  $i$  se estima según:

$$w_i = o_i / \pi_i \text{ (Manly et al. 1993),}$$

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

dónde  $o_i$  es la proporción de recurso utilizado perteneciente a la categoría  $i$  y  $\pi_i$  es la proporción de recurso disponible en el paisaje perteneciente a la categoría  $i$ .

Cuando el recurso se utiliza en proporción a su disponibilidad,  $w$  equivale a la unidad. Cuando el recurso se utiliza más de lo esperado por azar (existe una “preferencia” por el recurso),  $w$  es mayor que 1. Por el contrario, cuando  $w$  es menor que 1, el recurso está siendo usado menos de lo esperado por azar, es decir “evitado”.

#### ***Estabilidad del paisaje: Índice Kappa de coincidencia (Kia)***

En el marco de este análisis vamos a considerar que una cobertura tiene estabilidad en el tiempo si no cambian ni su área total ni la localización de sus teselas.

IDRISI permite calcular el Índice Kappa de coincidencia (o Kia) entre dos imágenes (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986; Carstensen, 1987). Este índice, que varía entre -1 y 1, puede utilizarse para indicar el grado de coincidencia entre 2 imágenes, ajustadas para coincidencias aleatorias (Eastman et al. 1994). Si las dos imágenes coinciden completamente, el valor de Kia es 1; si una imagen es completamente diferente de la otra (un pixel determinado nunca tiene el mismo valor en las dos imágenes), el Kia es de -1.

Este índice también puede calcularse por categorías de usos y expresa entonces el grado de coincidencia entre dos fechas para una categoría determinada (Eastman et al. 1994). En este caso, un valor de Kia de 1 indica que la cobertura coincide exactamente para las 2 fechas, es decir que es muy estática y, por el contrario, un valor de -1 indica que toda el área previamente ocupada por la cobertura se ha visto afectada por un cambio de uso.

#### **3.2.2.3 Dinámica de la estructura del paisaje**

##### ***Fragmentación y heterogeneidad espacial***

Se ha estudiado la evolución de la fragmentación del paisaje entre 1956 y 1994 calculando con el programa FRAGSTATS (McGarigal y Marks, 1994), para cada mapa de usos y también por subzonas en cada mapa, el número de teselas, el tamaño medio de tesela (ha) y la densidad de teselas ( $n^{\circ}$ teselas/100 ha). Este análisis también se ha realizado para algunas categorías de usos.

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

La heterogeneidad espacial se ha estudiado mediante los índices de Diversidad normalizado (o índice de Equitatividad) de Shannon (E) y de Dominancia (Do) (O'Neill et al. 1988; Turner, 1989), basados en la teoría de la información (Shannon y Weaver, 1962):

$$E = \frac{-\sum_{i=1}^m p_i \ln(p_i)}{H_{\max}} \quad \text{y} \quad Do = \frac{H_{\max} + \sum_{i=1}^m p_i \ln(p_i)}{H_{\max}}$$

m = número de categorías de usos en el área de muestreo

$p_i$  = proporción de píxeles de la clase i en el área de muestreo

$H_{\max} = \ln(m)$  = diversidad máxima cuando todas los usos están presentes en igual proporción en el paisaje

El uso de  $H_{\max}$  en las dos ecuaciones normaliza los índices acotando su valor entre 0 y 1 y permitiendo su comparación entre paisajes con diferentes números de categorías de usos.

La heterogeneidad mide la naturaleza, forma, estructura y disposición espacial de los elementos del paisaje (Kolasa y Pickett, 1991). Está determinada por dos componentes: la riqueza de tipos de teselas presentes en el paisaje y la distribución del área entre estos diferentes tipos (McGarigal y Marks, 1994). El estudio de la heterogeneidad espacial de un paisaje depende pues tanto de la clasificación de los elementos del paisaje como del rango espacial (extensión-resolución) al cual se realiza el estudio. La extensión se refiere al tamaño del área de estudio y la resolución (o tamaño de grano) al grado de resolución alcanzado en el muestreo (Gardner et al. 1987; Turner, 1989). La percepción de la heterogeneidad espacial varía con la escala de observación (Mandelbrot, 1983; Meentemeyer y Box, 1987). En el presente estudio, se ha estudiado esta heterogeneidad considerando dos escalas espaciales de muestreo:

- una escala "global", donde la extensión es la superficie total del paisaje considerado y la resolución es el área del pixel, es decir la menor unidad espacial para la cual un uso del suelo pueda especificarse ( $20 \times 20 \text{m} = 400 \text{m}^2$ ). En este caso, se obtenía en IDRISI un valor único del índice E para todo el paisaje (Eglobal).

- una escala espacial intermedia de muestreo (O'Neill et al. 1996), dividiendo la zona de estudio en unidades de muestreo proporcionadas por IDRISI de  $(3 \times 3)$  píxeles ( $3600 \text{m}^2$ ). IDRISI atribuye a cada pixel un valor de E correspondiente a la diversidad de la unidad de muestreo centrada en dicho pixel. La media de las diversidades de todos los píxeles

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

representa el valor de diversidad de todo el paisaje (Elocal). Se toma así en cuenta una “microdiversidad” del paisaje.

En FRAGSTATS se calculó también, para cada mapa de usos del suelo y para algunas coberturas, el índice de Contagio (Co) (Li y Reynolds, 1993) según:

$$Co = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[ (p_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] * \left[ \ln(p_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \quad (100)$$

m = número de categorías de usos en el área de muestreo

$p_i$  = proporción de píxeles de la clase i en el área de muestreo

$g_{ik}$  = número de contactos entre las clases i y k

El índice de Contagio (Co) informa del grado de agregación o contagio entre píxeles de una misma clase. Generalmente, altos valores de (Co) corresponden a paisajes con pocas teselas grandes y contiguas, mientras que valores bajos corresponden a paisajes con muchas teselas pequeñas y dispersas.

Por último, se calculó la densidad de límite (DL), en m/ha, que mide, entre todas las categorías de teselas del paisaje, la longitud de límite por unidad de superficie. El contraste entre una tesela y su entorno puede afectar a un gran número de procesos ecológicos esenciales (Forman y Godron, 1986). La gran importancia atribuida a la configuración espacial en la ecología del paisaje está en gran medida relacionada con el efecto del límite. Este puede influir en la composición y estructura de la vegetación, en el microclima, en la tasa de propagación de las perturbaciones, etc. (Ranney et al. 1981).

### ***Dimensión fractal***

La dimensión fractal (F) es un índice de la geometría del paisaje que permite estimar la complejidad del mismo a partir de la complejidad del perímetro del conjunto de sus teselas (Mandelbrot, 1983; Burrough, 1986; Milne, 1988). La forma de las teselas de

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

un paisaje, tanto como su tamaño, afecta la tasa y el sentido de los procesos sucesionales (Whisenant, 1999).

En este estudio, se ha utilizado el método del perímetro/área (Mandelbrot, 1977; Lovejoy, 1982; Sugihara y May, 1990) para estimar (F):

$$F = 2S$$

S es la pendiente de la regresión de  $\ln(\text{Área})$  frente al  $\ln(\text{Perímetro}/4)$  para cada tesela de cada categoría de uso del paisaje (Burrough, 1986; Gardner et al. 1987).

En este caso, F puede variar en teoría entre 1.0 y 2.0, representando 1.0 el perímetro lineal de un cuadrado perfecto y 2.0 un perímetro muy complejo conteniendo la misma área (Krummel et al. 1987; O'Neill et al. 1988).

Hemos estudiado la evolución de (F) en el área de estudio, en las subzonas y para diferentes categorías de usos, cuando el número de teselas de las mismas era suficiente para permitir una buena regresión (Olsen, 1993).

## 3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.3.1 Estudio de los cambios en los usos del suelo

#### 3.3.1.1 Tendencias generales

Para un primer análisis de los cambios habidos en la distribución de usos del suelo en el área de estudio entre 1956 y 1994 hemos simplificado la leyenda de usos del suelo (Tabla 3.2) en 5 categorías principales (Tabla 3.3).

**Tabla 3.3 Correspondencia entre la leyenda de usos del suelo y las categorías principales.**

Categorías principales	Categorías de la leyenda de usos del suelo
Urbano (U)	1, 2
Cultivo (C)	4
Forestal (F)	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21
Roca (R)	22
Otros (O)	3, 23

Entre 1956 y 1994 se produjo una importante disminución de la superficie dedicada al cultivo (-45.5%) en el municipio de estudio. En 1956, esta superficie representaba más del tercio del área de estudio (35.4%), mientras que en 1994 sólo ocupaba un 19.3% de la

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

misma (Figura 3.3). Esta disminución fue continua a lo largo del periodo de estudio (Tabla 3.5).

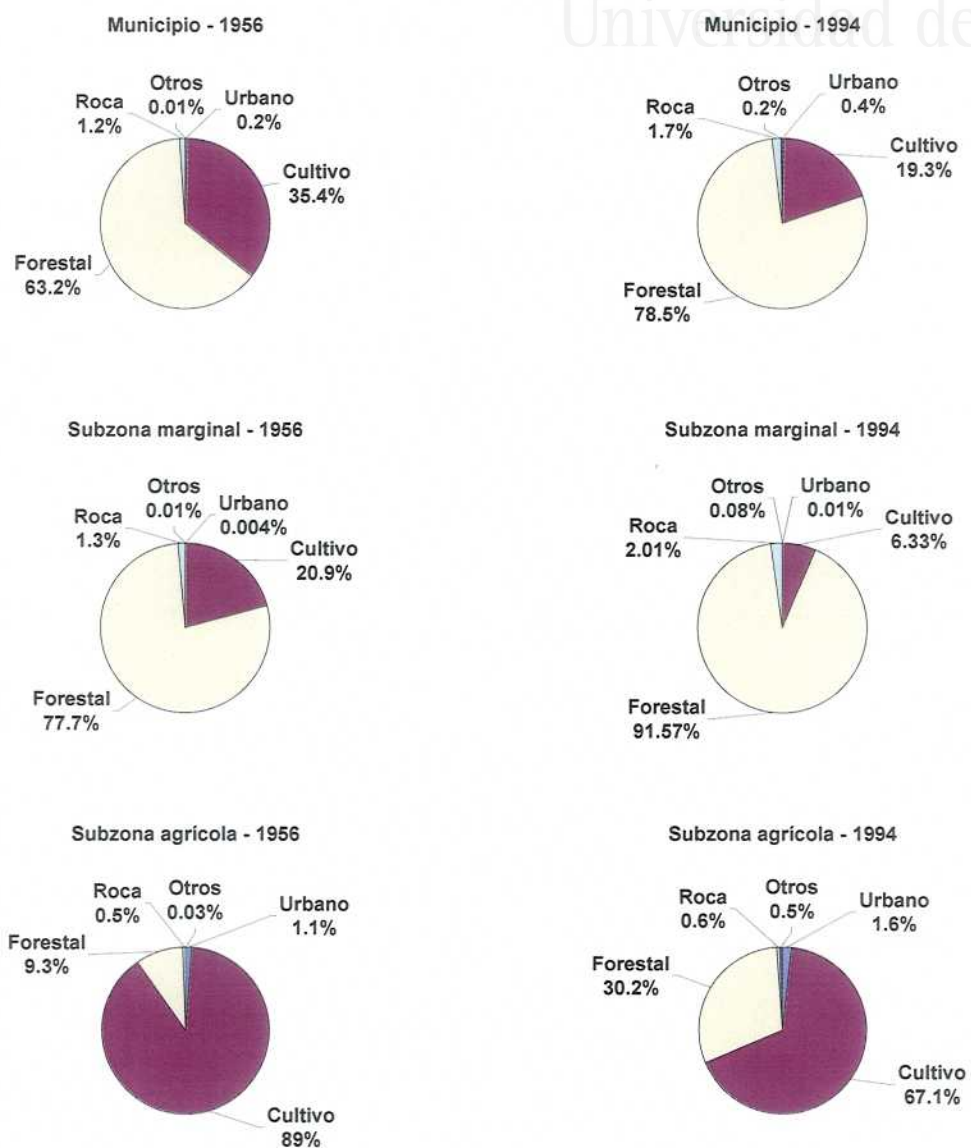


Figura 3.3: Evolución de la distribución de los usos del suelo en Vall de Gallinera (1956-1994) en todo el municipio, en la subzona marginal y en la subzona agrícola.

En la subzona marginal, la disminución del área cultivada fue más importante que sobre el conjunto del municipio (-69.7%), mientras que en la subzona agrícola fue más baja (-24.6%).

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

La superficie forestal del municipio aumentó un 24.3% entre 1956 y 1994 (Tabla 3.5), pasando de ocupar un 63.2% a un 78.5% del mismo (Figura 3.3). En la subzona marginal ha aumentado un 17.8% y un 225.4% en la subzona agrícola.

Las zonas urbanas y el resto de las categorías también se han extendido, pero siguen ocupando superficies muy pequeñas en el conjunto del municipio (0.26% y 0.5% del mismo, en 1956 y en 1994, respectivamente).

Estos resultados muestran que entre 1956 y 1994 el abandono agrícola afectó en gran medida a la zona de estudio y especialmente a las zonas con menor aptitud para el uso agrícola, es decir la subzona marginal, como era de esperar. Los cultivos habrían pues tendido a quedar concentrados en la subzona agrícola, es decir en el fondo del valle y en las terrazas de la umbría, principalmente.

La Tabla 3.4 muestra que en 1956 los cultivos se repartían de manera bastante equiparable entre las dos subzonas, mientras que en 1994 un 74.2% de la superficie cultivada del municipio se encontraba en la subzona agrícola. Este proceso de abandono agrícola espacialmente heterogéneo fue sin duda, durante el periodo de estudio, uno de los principales motores de la dinámica de la distribución de los usos del suelo en el municipio.

**Tabla 3.4 Distribución de las categorías principales de usos entre las dos subzonas de estudio.**

USOS	% sobre la superficie ocupada por el uso en todo el área de estudio - 1956		% sobre la superficie ocupada por el uso en todo el área de estudio - 1994	
	Subzona marginal	Subzona agrícola	Subzona marginal	Subzona agrícola
Urbano	0.8	99.2	3.4	96.6
Cultivo	46.4	53.6	25.8	74.2
Forestal	96.9	3.1	91.8	8.2
Roca	90.6	9.4	92.4	7.6
Otros	47.2	52.8	37.5	62.5



Tabla 3.5 Evolución de la distribución de los usos del suelo en Vall de Gallinera (1956-1994).

Uso	1956		1978		1989		1994		Variación (%)			
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	56-78	78-89	89-94	56-94
Urbano	13.43	0.25	13.64	0.25	18.74	0.34	18.49	0.34	1.5	37.4	-1.3	37.6
Industria	0	0.00	0	0.00	0.84	0.02	1.14	0.02			35.4	
Minería	0.52	0.01	0.87	0.02	9.62	0.18	8.76	0.16	65.6	1010.6	-9	1574.2
Cultivo	1928.46	35.41	1415.43	25.99	1146.18	21.05	1050.17	19.28	-26.6	-19	-8.4	-45.5
Cultivo abandonado	132.01	2.42	309.79	5.69	299.82	5.51	261.70	4.81	134.7	-3.2	-12.7	98.2
Cultivo abandonado con pinos	1.86	0.03	73.56	1.35	101.03	1.86	185.49	3.41	3861.4	37.3	83.6	9888.8
Pinar espontáneo	10.66	0.20	37.80	0.69	43.69	0.80	57.91	1.06	254.7	15.6	32.6	443.5
Bosque mixto	6.21	0.11	31.64	0.58	6.46	0.12	12.98	0.24	409.6	-79.6	100.8	109.1
Matorral abierto	108.99	2.00	481.55	8.84	213.94	3.93	341.12	6.26	341.8	-55.6	59.5	213
Matorral medianamente denso	1035.62	19.02	945.90	17.37	1383.24	25.40	1433.80	26.33	-8.7	46.2	3.7	38.5
Matorral medianamente denso con árboles	0	0.00	23.11	0.42	150.59	2.77	139.46	2.56		551.6	-7.4	
Matorral denso	1896.96	34.84	1186.49	21.79	718.43	13.19	426.90	7.84	-37.5	-39.5	-40.6	-77.5
Matorral denso con árboles	83.53	1.53	155.93	2.86	284.73	5.23	292.15	5.36	86.7	82.6	2.6	249.7
Mosaico	94.71	1.74	120.68	2.22	206.95	3.80	344.84	6.33	27.4	71.5	66.6	264.1
Plantación de pinos abierta	0	0.00	25.10	0.46	70.13	1.29	46.60	0.86		179.3	-33.6	
Plantación de pinos medianamente densa	0	0.00	150.16	2.76	327.02	6.01	77.56	1.42		117.8	-76.3	
Plantación de pinos densa	0	0.00	50.81	0.93	311.30	5.72	101.32	1.86		512.7	-67.5	
Pinar abierto	0	0.00	64.08	1.18	41.68	0.77	68.42	1.26		-35	64.2	
Pinar denso	4.68	0.09	34.93	0.64	33.30	0.61	20.58	0.38	647.1	-4.7	-38.2	340.3
Roca	64.13	1.18	60.67	1.11	73.17	1.34	94.07	1.73	-5.4	20.6	28.6	46.7
Área de escasa vegetación	56.85	1.04	256.01	4.70	0.00	0.00	450.89	8.28	350.4	-100		693.2
Vegetación ripícola	6.69	0.12	7.09	0.13	4.64	0.09	11.08	0.20	6	-34.6	139.1	65.6
Agua	0.24	0.00	0.20	0.00	0.08	0.00	0.14	0.00	-16.2	-58.4	67.1	-41.7

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

El estudio de las transiciones entre categorías principales de usos muestra que para cada subperiodo fue mayor la superficie estable que la sometida a algún cambio y que la proporción de superficie estable aumentó a lo largo del periodo de estudio (Tabla 3.6). Entre 1956 y 1994, sólo un 20.5% del área de estudio se vio afectada por algún cambio de categoría principal. Entre las transiciones que suponían un cambio de categoría principal, la de “Cultivo a Forestal” fue la más frecuente en todos los subperiodos.

**Tabla 3.6 : Transiciones más frecuentes entre categorías principales y proporción de la superficies estables y de las sometidas a cambios de categoría, en superficie total (ha) y en % del área de estudio, a lo largo del periodo 1956-1994 y por subperiodos.**

Transiciones	1956-1978		1978-1989		1989-1994		1956-1994	
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%
Forestal/Forestal	3269.66	60.0	3775.52	69.3	4010.60	73.6	3312.26	60.8
Cultivo/Cultivo	1276.36	23.4	1011.15	18.6	915.83	16.8	983.87	18.1
Cultivo/Forestal	643.78	11.8	390.53	7.2	219.97	4.0	919.91	16.9
Estable	4576.82	84.0	4826.43	88.6	4976.99	91.4	4328.65	79.5
Variable	868.72	15.9	619.00	11.4	468.56	8.6	1116.91	20.5

Hemos clasificado las transiciones entre categorías de usos como agradativas, cuando condujeron a un aumento de la cobertura vegetal y/o a una mayor complejidad de la formación (aparición de un estrato arbóreo), y como degradativas, cuando condujeron a una disminución de la cobertura vegetal y/o a una desaparición del estrato arbóreo (Tabla 3.7).

Como ya se ha visto, si consideramos las transiciones entre categorías principales, las superficies estables dominaron en el conjunto de la zona a lo largo del periodo de estudio. Lo mismo ocurrió en las subzonas agrícola y marginal (Tabla 3.7). Las transiciones de tipo agradativo fueron las segundas más frecuentes en todos los casos.

**Tabla 3.7: Tipos de transición entre categorías principales y entre todas las categorías de la leyenda de usos (en % de la superficie de cada subzona y del área total) entre 1956 y 1994.**

Tipos de transición	Categorías principales			Leyenda de usos del suelo		
	Subzona agrícola	Subzona marginal	Área Total	Subzona agrícola	Subzona marginal	Área Total
Agradativa (a)	22.5	16.4	17.7	25.4	36.7	34.3
Degradativa (d)	1.7	2.6	2.5	5.0	41.5	33.7
Estable	74.3	80.9	79.5	68.2	21.6	31.5
Otros (o)	1.4	0.08	0.3	1.4	0.2	0.4

(a): Cultivo/Forestal, Minería/Forestal

(d): Cultivo/Roca, Forestal/Cultivo, Forestal/Roca, Forestal/Otros

(o): Urbano/Cultivo, Urbano/Forestal, Urbano/Roca, Urbano/Otros, Cultivo/Urbano, Cultivo/Otros, Forestal/Urbano, Otros/Cultivo

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

En cambio, un estudio más detallado de las transiciones entre usos utilizando las categorías de la leyenda de usos conduce a un resultado muy diferente (Tabla 3.7), mostrando que los resultados de los estudios de dinámica de usos están muy determinados por la clasificación del territorio estudiado. Sobre el conjunto del área encontramos una frecuencia muy similar de las transiciones agradativas, degradativas y estables (Tabla 3.7). En el caso de la subzona marginal dominaron las transiciones de tipo degradativo seguidas por las agradativas (Tabla 3.7). En la subzona agrícola, en cambio, dominaron las superficies estables. Esta diferencia entre las dos subzonas en cuanto a la evolución de las coberturas que puede apreciarse en la Figura 3.4, refleja sin duda la heterogeneidad espacial del proceso de abandono agrícola pero sugiere también la actuación de algún factor degradativo de la cubierta vegetal en la subzona marginal (pastoreo, fuego, etc.).

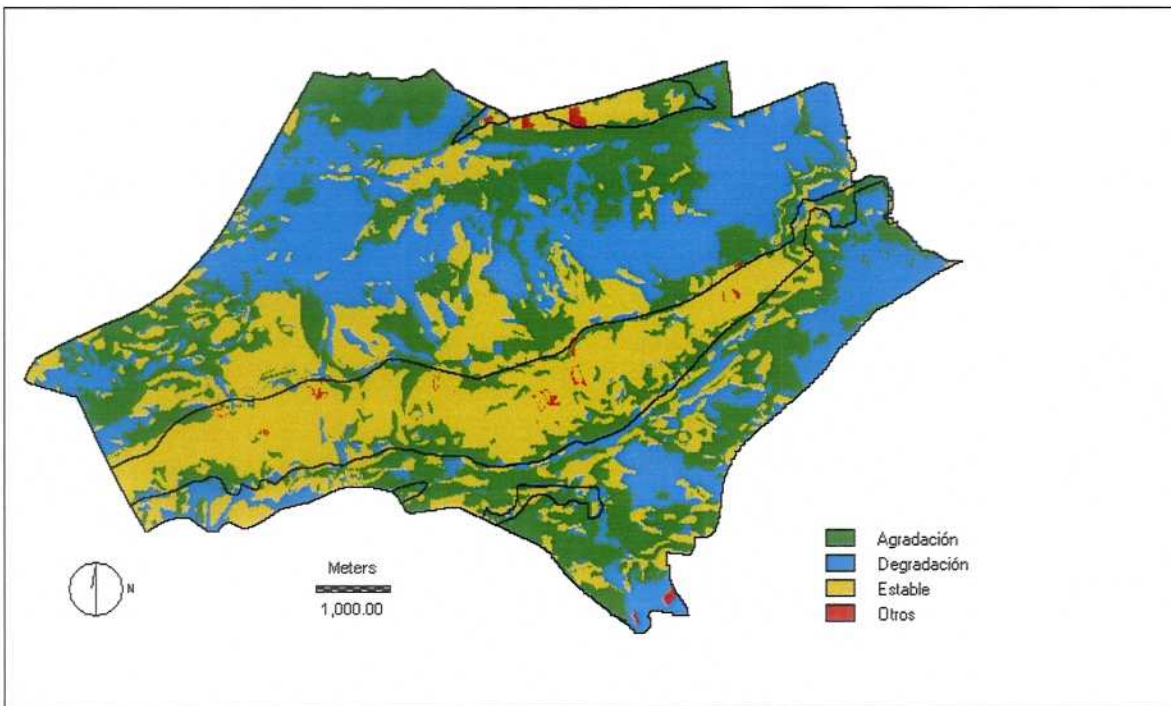


Figura 3.4 Tipos de transición entre categorías de usos del suelo en Vall de Gallinera (1956-1994). Se indican los límites de las dos subzonas.

#### 3.3.1.2 Modelo de distribución espacial de los usos del suelo en el área de estudio y su dinámica en relación con los factores abióticos (litología y topografía)

Hemos estudiado la distribución espacial de las dos categorías principales de usos más frecuentes en el municipio, Cultivo y Forestal, en relación con la litología y con la topografía, al principio y al final del periodo de estudio, mediante la función de selección

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

de recurso presentada en la metodología (Tabla 3.8). La topografía ha sido considerada mediante las variables pendiente y exposición.

En 1956, el 48.6% de los cultivos estaban sobre margas blancas y ésta era una zona de ubicación muy preferente ( $w=2.56$ ). Otras zonas de ubicación preferente eran las arcillas de descalcificación (poljé), margas y calizas arenosas o depósitos aluviales (Tabla 3.8).

El 60% de los cultivos estaban sobre pendientes menores al 5% y éstas eran las preferidas por este uso ( $w=1.26$ ). En cuanto a la exposición, la categoría con mayor superficie de cultivos era NO/N/NE, con un 34% de los cultivos, aunque su presencia también era importante en las categorías SE/S/SO y NE/E/SE. Los cultivos se ubicaban preferentemente en la exposición NO/N/NE ( $w=1.26$ ) y en la categoría “llano” ( $w=1.27$ ).

En definitiva, en 1956 una gran parte de los cultivos se ubicaba en las zonas a priori más favorables para la actividad agrícola (fondo del valle, umbría y poljé de Pla de la LLacuna) tal como muestra la Figura 3.5, aunque también encontrábamos muchos en situaciones no tan favorables (solana del valle, páramos norte y sur del municipio).

Las categorías “evitadas” ( $w<1$ ) por los cultivos eran obviamente las “preferidas” por las superficies forestales (Tabla 3.8).

Como ya se ha indicado, la transformación de la topografía original de la zona mediante el aterrazamiento de laderas falsea el análisis del factor pendiente. Prácticamente toda superficie cultivada en algún momento en el municipio (es decir, la mayor parte de la zona) fue aterrazada y conserva en la actualidad una muy baja pendiente. Esto explica, por ejemplo, que en 1956 y en 1994, el 80% y el 83%, respectivamente, de las superficies forestales estuvieran en zonas de pendiente inferior al 10% (Tabla 3.8).

En 1994, la superficie de cultivos situados en las zonas de mayor aptitud agrícola (margas blancas, pendientes inferiores al 5%) era más baja que en 1956, pero representaba un mayor porcentaje sobre el total del área cultivada (Tabla 3.8). El valor de  $w$  también aumentó en estas categorías. Todo ello indica de nuevo que se produjo una concentración de los cultivos en las zonas más aptas para la agricultura, es decir en el valle y su vertiente derecha (Figura 3.5).

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

**Tabla 3.8 Distribución de las categorías principales Cultivo y Forestal en el área de estudio (en ha y en % de la superficie ocupada por la categoría en todo el área) e índice de selección (w) según la litología, la pendiente y la exposición, en (a) 1956 y en (b) 1994.**

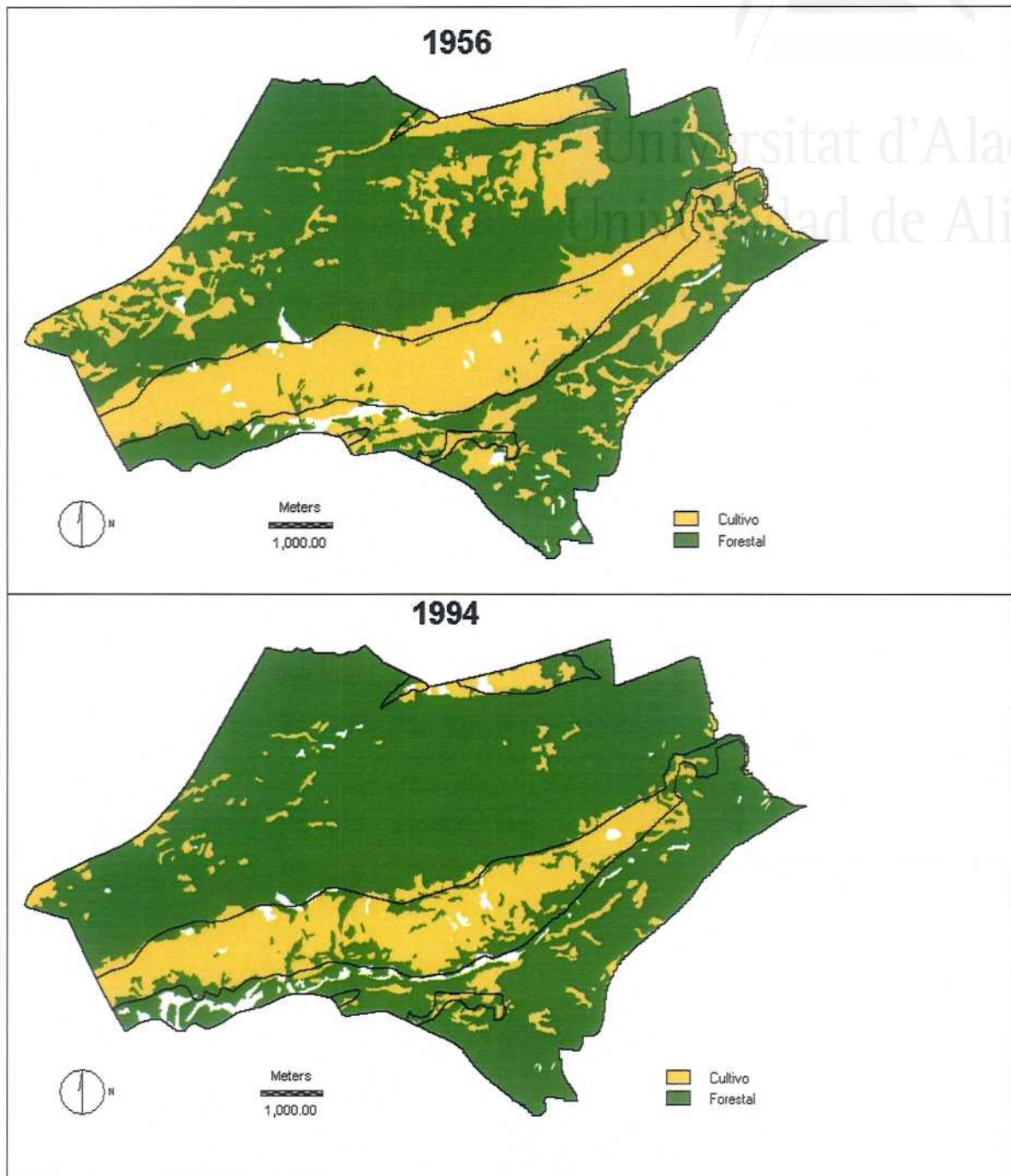
(a) 1956

Litología	Cultivo			Forestal		
	ha	%	w	ha	%	w
Calizas y dolomías	11.7	0.6	0.11	295.6	8.6	1.52
Margas y calizas arenosas	24.4	1.3	2.25	6.0	0.2	0.31
Arcillas de descalcificación	78.7	4.1	2.39	14.4	0.4	0.24
Calcirruditas	40.1	2.1	0.49	183.8	5.3	1.25
Calizas y margas	787.1	40.8	0.62	2744.9	79.8	1.21
Margas blancas	938.2	48.6	2.56	78.5	2.3	0.12
Dolomías masivas	25.4	1.3	0.65	84.0	2.4	1.20
Depósitos aluviales	16.8	0.9	1.50	14.8	0.4	0.74
Margas con inoceramus	6.2	0.3	0.79	16.0	0.5	1.14
<b>Pendiente (%)</b>						
0-5	1156	59.9	1.26	1413.7	41.1	0.86
5-10	651.4	33.8	0.91	1352.2	39.3	1.06
10-15	100.8	5.2	0.48	475.1	13.8	1.27
15-30	20.3	1.1	0.27	180.5	5.2	1.34
> 30	0.3	0.0	0.05	16.7	0.5	1.37
<b>Exposición</b>						
Llano	132.0	6.8	1.27	159.2	4.6	0.86
NO/N/NE	653.3	33.9	1.26	775.8	22.6	0.84
NE/E/SE	400.1	20.7	0.86	895.7	26.1	1.08
SE/S/SO	402.6	20.9	0.75	1095.6	31.9	1.15
SO/O/NO	340.6	17.7	1.11	511.9	14.9	0.94

(b) 1994

Litología	Cultivo			Forestal		
	ha	%	w	ha	%	w
Calizas y dolomías	1.9	0.2	0.03	305.6	7.2	1.27
Margas y calizas arenosas	13.4	1.3	2.26	14.3	0.3	0.59
Arcillas de descalcificación	46.8	4.5	2.61	39.8	0.9	0.55
Calcirruditas	26.4	2.5	0.59	201.6	4.7	1.10
Calizas y margas	218.4	20.8	0.32	3290.2	77.0	1.17
Margas blancas	720.7	68.6	3.61	290.6	6.8	0.36
Dolomías masivas	10.0	1.0	0.47	90.0	2.1	1.03
Depósitos aluviales	11.6	1.1	1.90	20.0	0.5	0.81
Margas con inoceramus	0.9	0.1	0.21	21.2	0.5	1.22
<b>Pendiente (%)</b>						
0-5	657.3	62.6	1.32	1904.2	44.6	0.94
5-10	351.6	33.5	0.90	1645.9	38.5	1.03
10-15	36.0	3.4	0.32	530.5	12.4	1.14
15-30	4.8	0.5	0.12	179.8	4.2	1.07
> 30	0.1	0.0	0.03	13.1	0.3	0.86
<b>Exposición</b>						
Llano	64.0	6.1	1.13	225.8	5.3	0.98
NO/N/NE	397.3	37.8	1.40	1000.6	23.4	0.87
NE/E/SE	212.4	20.2	0.84	1079.3	25.3	1.05
SE/S/SO	176.1	16.8	0.61	1319.5	30.9	1.12
SO/O/NO	199.9	19.0	1.20	648.3	15.2	0.96

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje



**Figura 3.5:** Distribución espacial de las categorías principales Cultivo y Forestal en Vall de Gallinera en 1956 y 1994. Se indican los límites de las dos subzonas.

De nuevo, consideramos los diferentes tipos de transiciones habidas entre 1956 y 1994 entre las categorías de la leyenda de usos del suelo (Tabla 3.2). Estudiamos su distribución espacial según la topografía (Tabla 3.9).

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

**Tabla 3.9 Distribución de los tipos de transición entre categorías de la leyenda de usos entre 1956 y 1994 en toda el área de estudio (en ha y en % de la superficie ocupada por tipo) e índice de selección (w), según la pendiente (a) y la exposición (b).**

(a)

Pend (%)	Agradación			Degradación			Estable			Otros		
	ha	%	w	ha	%	w	ha	%	w	ha	%	w
0-5	969.07	51.8	1.09	729.90	39.8	0.84	877.11	51.1	1.07	16.60	70.3	1.48
5-10	677.82	36.2	0.97	715.66	39	1.05	630.22	36.7	0.99	4.92	20.9	0.56
10-15	166.65	8.9	0.82	270.77	14.8	1.36	152.44	8.9	0.82	1.72	7.3	0.67
15-30	52.20	2.8	0.71	108.08	5.9	1.50	52.72	3.1	0.78	0.36	1.5	0.39
> 30	4.28	0.2	0.65	10.12	0.6	1.55	4.92	0.3	0.81	0.00	0	0.00

(b)

Exp. (°)	Agradación			Degradación			Estable			Otros		
	ha	%	w	ha	%	w	ha	%	w	ha	%	w
0-45°	446.35	23.5	1.05	340.00	18.2	0.81	438.85	25.6	1.14	8.16	34.7	1.55
45-90°	127.47	6.7	0.84	158.99	8.5	1.07	149.28	8.7	1.09	2.52	10.7	1.34
90-135°	296.78	15.6	0.97	337.24	18.1	1.12	251.69	14.7	0.91	2.72	11.6	0.72
135-180°	177.48	9.4	1.01	209.12	11.2	1.22	120.36	7	0.76	0.76	3.2	0.35
180-225°	378.27	19.9	1.08	360.11	19.3	1.05	273.69	15.9	0.86	4.72	20.1	1.09
225-270°	134.46	7.1	0.92	164.72	8.8	1.15	121.96	7.1	0.92	1.52	6.5	0.84
270-315°	151.28	7.9	0.97	135.72	7.3	0.89	161.24	9.4	1.15	2.04	8.7	1.06
315-360°	186.94	9.8	0.99	157.08	8.4	0.85	200.33	11.7	1.18	1.08	4.6	0.46

Observamos que el 51.8% de las superficies que fueron afectadas por cambios de tipo agradativo entre 1956 y 1994 tenían pendientes inferiores al 5% (Tabla 3.9). Estas zonas fueron afectadas según su disponibilidad en el paisaje ( $w=1.09$ ) por este tipo de cambio (Tabla 3.9), mientras que las zonas de mayor pendiente fueron evitadas ( $w<1$ ) y tanto más cuanto mayor fuera la pendiente. En cambio, los cambios de tipo degradativo, aunque se dieron mayoritariamente en zonas de pendiente inferior al 5%, afectaron preferentemente a las zonas de pendiente superior y esta preferencia fue mayor cuanto mayor la pendiente.

En cuanto a la exposición, los cambios de tipo agradativo se dieron mayoritariamente en zonas de exposición 0-45° (N/NE). No se observó una preferencia muy marcada para ningún rango. Los cambios de tipo degradativo afectaron mayoritariamente a las exposiciones 180-225° (S/SO) y tuvieron lugar preferentemente en el rango 135°-180° (SE/S). Siempre evitaron el rango 270°-45° (O/N/NE).

Las zonas estables se encontraron mayoritariamente sobre pendientes inferiores al 5%, tal como ocurría con las transiciones agradativas. La mayoría estaban en exposición 0-45° (N/NE) y preferentemente en el rango 270°-45° (O/N/NE). Estas zonas correspondían en su mayoría a la transición "Cultivo a Cultivo" que debió ser mayoritaria en las zonas más aptas al uso agrícola, es decir en el fondo del valle y en las terrazas de la umbría (Figura 3.4).

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

#### 3.3.1.3 Dinámica de las superficies de cultivo

##### *Dinámica espaciotemporal del abandono agrícola*

En 1956, un 46.4% de las superficies de cultivo se encontraban en las subzona marginal (Tabla 3.4), lo que refleja el alto grado de aprovechamiento agrícola que todavía existía en la zona. El éxodo rural y el consecuente abandono agrícola eran incipientes. En 1994, sin embargo, sólo el 25.8% de los cultivos se encontraban en la subzona marginal.

La matriz de transición generada en IDRISI por la combinación de los mapas de usos de 1956 y de 1994 muestra que sólo un 51% de las superficies cultivadas en 1956 seguía en cultivo en 1994 (Anejo I (d)). Por otra parte, el 93.7% de las tierras cultivadas en 1994 ya eran cultivos en 1956. No se ha producido pues, paralelamente al abandono agrícola, una roturación importante de nuevas zonas para el cultivo, lo cual era previsible, dados los condicionantes socioeconómicos imperantes durante el periodo de estudio en la zona y dado que las tierras más aptas al cultivo han sido roturadas desde antiguo en este municipio.

Si definimos la tasa de abandono agrícola (Tabd) como la superficie de cultivo abandonada por año, observamos que para el conjunto de la zona esta tasa se mantuvo en torno a las 23 ha/año hasta 1989 y disminuyó posteriormente (Tabla 3.10).

**Tabla 3.10: Evolución de las tasas de abandono agrícola (Tabd) y de crecimiento forestal (Tcf) en ha/año.**

		1956-1978	1978-1989	1989-1994	1956-1994
Subzona agrícola	Tabd	5.6	7.9	8.9	6.7
	Tcf	5.6	7.1	8.4	6.4
Subzona marginal	Tabd	17.8	16.6	10	16.4
	Tcf	17.9	15.1	6.6	15.6
Área Total	Tabd	23.3	24.5	19.2	23.1
	Tcf	23.4	22	15.2	21.9

El ritmo de abandono fue muy diferente entre las dos subzonas entre 1956 y 1989. (Tabd) se mantuvo en torno a las 17 ha/año en la subzona marginal hasta 1989 y decreció después, mientras que en la subzona agrícola esta tasa fue siempre inferior pero no cesó de aumentar hasta prácticamente igualar, a partir de 1989, la de la subzona marginal con un valor en torno a las 9 ha/año.

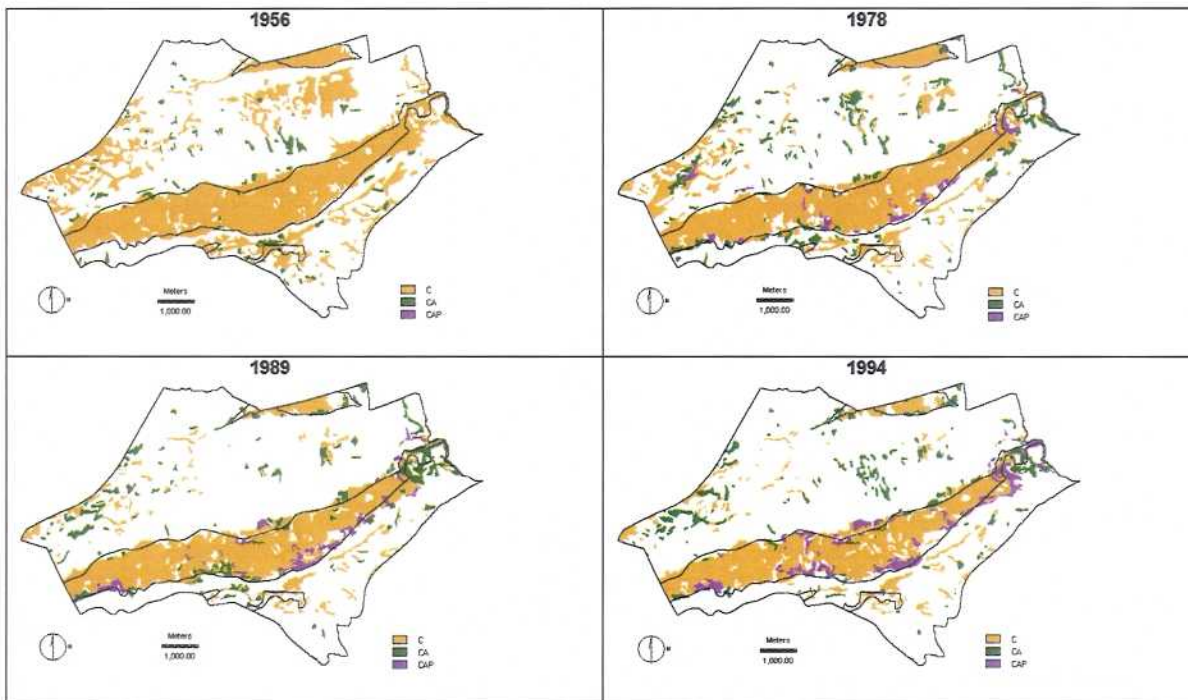
La tasa de crecimiento de la superficie forestal (Tcf) se calculó como el incremento anual de superficie forestal. (Tabd) y (Tcf) fueron muy similares entre sí a lo largo de todo



## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

el periodo de estudio y para las dos subzonas (Tabla 3.10), reflejando que la mayoría de los cultivos abandonados pasaron a la categoría forestal.

La dinámica del abandono fue pues muy diferente entre las dos subzonas. En 1956, la mayoría de los cultivos abandonados se encontraban en la subzona marginal y el proceso no había empezado, prácticamente, en la subzona agrícola (Figura 3.6).



**Figura 3.6** Evolución de la distribución de las categorías Cultivos (C), Cultivos abandonados (CA) y Cultivos abandonados con pinos (CAP). Se indican los límites de las dos subzonas.

Entre 1956 y 1978, la superficie de cultivos abandonados aumentó un 132.7% en la subzona marginal y un 973% en la subzona agrícola, lo cual refleja la magnitud de este proceso durante las décadas de los 60 y 70 y su generalización al conjunto del municipio. Así, en 1978, se encontraban ya bastantes cultivos abandonados en la subzona agrícola; en las terrazas más altas de la umbría del valle, pero también entre las terrazas más bajas y en el poljé del Pla de la Llacuna (Figura 3.6). Estas superficies siguieron aumentando en esta subzona hasta 1994 (un 69.8% de 1978 a 1989 y un 10% de 1989 a 1994). En ese momento permanecían en cultivo gran parte de las terrazas del fondo del valle y las más bajas de la umbría, parte del poljé de la Llacuna y pequeñas superficies dispersas en los páramos norte y sur del municipio (Figura 3.6).

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Hemos estudiado la dinámica del abandono agrícola en todo el municipio mediante la función de selección de recurso y con relación a la litología, la pendiente y la distancia a los núcleos urbanos (Tabla 3.11).

**Tabla 3.11 Evolución del índice de selección (w) en toda el área de estudio para los cultivos abandonados (CA) y los cultivos abandonados con pinos (CAP) según la litología (a), la pendiente (b) y la distancia a los núcleos urbanos (c).**

(a)

Litología	1956		1978		1989		1994	
	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP
Calizas y dolomías	0.45	0.00	0.17	0.00	0.47	0.00	0.60	0.00
Margas y calizas arenosas	0.00	0.00	1.36	0.00	2.22	0.00	2.42	0.00
Arcillas de descalcificación	0.00	0.00	0.85	0.00	2.57	0.00	3.15	0.00
Calcirruditas	2.09	0.00	0.61	1.22	0.25	0.12	0.29	0.45
Calizas y margas	1.26	0.13	1.13	0.42	0.94	0.33	1.09	0.49
Margas blancas	0.17	4.81	0.67	3.30	1.22	3.61	0.74	3.33
Dolomías masivas	0.33	0.00	2.88	1.35	2.16	2.51	0.95	0.83
Depósitos aluviales	3.03	0.00	0.07	0.00	0.90	0.00	0.32	0.00
Margas con inoceramus	0.52	0.00	3.18	4.63	2.42	9.08	1.72	1.32

(b)

Pendiente (%)	1956		1978		1989		1994	
	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP
0-5	0.96	0.58	0.93	0.50	0.93	0.60	1.18	0.58
5-10	1.10	0.80	1.08	1.47	1.06	1.48	0.89	1.40
10-15	0.93	2.15	1.09	1.65	1.18	1.32	0.82	1.41
15-30	0.80	4.89	0.89	0.91	0.89	0.56	0.53	1.22
> 30	0.43	0.00	0.37	0.15	0.90	0.00	0.00	0.37

(c)

Distancia a núcleos urbanos	1956		1978		1989		1994	
	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP	CA	CAP
0-1 km	0.87	3.00	0.65	2.04	0.72	2.41	0.69	1.98
1-2 km	1.54	0.00	1.26	0.77	1.35	0.43	1.28	0.35
2-3 km	0.47	0.00	1.29	0.13	0.92	0.11	0.91	0.54
3-4 km	0.32	0.00	0.37	0.00	0.73	0.00	1.01	0.00

La Tabla 3.11 muestra que la litología fue un factor determinante en las primeras décadas del proceso de abandono. Antes de 1956 y hasta 1978, los cultivos abandonados (CA) se encontraron preferentemente en los páramos calizos ( $w=1.26$  y  $w=1.13$ , respectivamente) y evitaron las zonas de margas blancas (fondo del valle y umbría). En 1989 se había generalizado el abandono y se observa una ubicación preferente de los cultivos abandonados en las margas ( $w=1.22$ ).

Los cultivos abandonados con pinos (CAP) tuvieron siempre una ubicación muy preferente sobre margas blancas. Estos se encontraban mayoritariamente en la umbría del

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

valle (Figura 2.3 y Figura 3.6). Probablemente, la presencia de pinares espontáneos y unas condiciones ambientales más favorables permitieron que desde los comienzos del abandono agrícola se produjera una colonización de algunos bancales de la umbría por parte de *Pinus halepensis*.

Aunque, como ya se ha dicho, el análisis del factor pendiente esté falseado debido al aterrazamiento, puede observarse que el abandono no afectó preferentemente a las zonas de menor pendiente hasta 1994 (Tabla 3.11).

La distancia de los cultivos a los núcleos urbanos no parece haber influido de manera decisiva. Los cultivos entre 1 km y 2 km de distancia a los pueblos fueron de abandono preferente durante todo el periodo y no así los situados a mayor distancia (Tabla 3.11). Algunos de los cultivos más alejados de los pueblos han permanecido en uso hasta nuestros días cuando su explotación era rentable (parcelas en pequeñas vaguadas con suelos bastante profundos y/o cercanas a las pistas). En 1956, cuando el abandono era todavía incipiente, un 30% de los cultivos abandonados estaban a menos de 1 km de algún pueblo y un 88% a menos de 2 km (Tabla 3.12). Se trataba en mayoría de antiguos cultivos de la solana y del páramo norte (Figura 3.6).

Por otra parte, los cultivos abandonados con pinos se encontraron siempre preferentemente a menos de 1 km de los pueblos (Tabla 3.11). Correspondían a terrazas de la umbría (Figura 3.6) que probablemente dejaron de cultivarse por su dificultad de acceso y manejo.

**Tabla 3.12 Evolución del porcentaje de superficie de cultivos (C), de cultivos abandonados (CA) y de Cultivos abandonados con pinos (CAP) en Vall de Gallinera en función de la distancia a los núcleos de población.**

Distancia a Núcleo	1956			1978			1989			1994		
	C	CA	CAP	C	CA	CAP	C	CA	CAP	C	CA	CAP
< 1 km	53.3	29.0	100.0	62.3	21.7	67.7	71.8	24.2	81.4	73.6	26.5	75.4
1-2 km	28.8	58.7	0.0	25.7	47.8	29.4	18.1	51.4	16.3	21.7	59.4	16.4
> 2 km	17.9	12.3	0.0	12.0	30.5	2.9	10.2	24.4	2.3	4.6	14.1	8.1

### ***Dinámica de las superficies agrícolas abandonadas***

Las matrices de transición generadas por la combinación de los mapas de usos del suelo en IDRISI permiten conocer la evolución de las superficies agrícolas tras su abandono (Anejo I). La transición “cultivo a matorral” fue la más frecuente para todos los subperiodos considerados entre 1956 y 1994 (Tabla 3.13). Si consideramos por separado

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

las diferentes categorías de matorral, la transición más frecuente entre 1956 y 1989 fue la de “cultivo a cultivo abandonado” y entre 1989 y 1994 la de “cultivo a cultivo abandonado con pinos”.

Tabla 3.13 Transición de los cultivos(a) y de los cultivos abandonados (b) a otras categorías de usos por subperiodos y para todo el periodo de estudio (en % de la superficie ocupada por la categoría inicial al principio del subperiodo y en ha/año). C: Cultivo; CA: cultivo abandonado; CAP; cultivo abandonado con pinos; M: matorral.

Transiciones		1956-1978		1978-1989		1989-1994		1956-1994	
		%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año
<b><u>CULTIVO A CULTIVO</u></b>		66.2	58.0	71.4	91.9	80	183.4	51	14.1
<b><u>CULTIVO A FORESTAL:</u></b>		33.4	29.3	27.6	35.5	19.2	44.1	47.7	13.2
a CA		9.5	8.3	6.8	8.8	3.5	7.9	8.1	2.2
a CAP		2.8	2.4	2.3	2.9	5.4	12.4	7.8	2.2
<i>Cultivo a Matorral:</i>		16.9	14.8	12.6	16.2	7.7	17.6	24.2	6.7
a M abierto		2.1	1.8	0.5	0.7	0.5	1.1	1	0.3
a M medianamente denso		3.2	2.8	4	5.1	2.5	5.8	8.4	2.3
a M medianam. denso con árboles		0	0.0	0.3	0.4	0.2	0.5	0.2	0.1
a M denso		7.7	6.7	3.7	4.8	1.7	3.9	4.5	1.2
a M denso con árboles		1.5	1.3	2	2.6	1.7	3.8	2.9	0.8
a Mosaico (CA/M)		2.5	2.2	2	2.6	1	2.4	7	1.9
a Área de escasa vegetación		0.2	0.2	0	0.0	0.6	1.4	1.4	0.4
a Bosque espontáneo (pinar)		2	1.8	0.8	1.1	1.3	3.0	2.5	0.7
a Repoblación		2	1.7	5.1	6.5	0.7	1.7	3.8	1.1
<b>(b)</b>									
Transiciones		1956-1978		1978-1989		1989-1994		1956-1994	
		%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año
<b>CA A CULTIVO</b>		8.9	0.5	8.5	2.4	7.9	4.8	5.1	0.4
CA a CA		29.5	1.8	30.3	8.5	32.8	19.7	13.4	0.9
<b><u>CA a otras categorías forestales:</u></b>		61.1	3.7	59.4	16.6	58.2	34.9	80.8	5.6
a CAP		0.9	0.1	5.0	1.4	13.8	8.3	1.2	0.1
<i>CA a Matorral:</i>		52.8	3.2	36.5	10.2	37.7	22.6	61.4	4.2
a M abierto		6.6	0.4	1.3	0.4	4.4	2.7	3.1	0.2
a M medianamente denso		15.8	0.9	14.8	4.1	14.1	8.5	25.5	1.8
a M medianam. denso con árboles		0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.3	3.3	0.2
a M denso		25.3	1.5	14.7	4.1	11.0	6.6	18.4	1.3
a M denso con árboles		5.1	0.3	2.6	0.7	3.2	1.9	3.9	0.3
a Mosaico (CA/M)		0.0	0.0	3.1	0.9	4.4	2.6	7.1	0.5
a Área de escasa vegetación		0.7	0.04	0.0	0.0	4.1	2.4	9.5	0.7
a Bosque espontáneo (pinar)		1.5	0.1	0.2	0.1	0.6	0.4	0.7	0.05
a Repoblación		5.2	0.3	17.6	4.9	2.0	1.2	8.1	0.6

Para el conjunto del periodo, las transiciones más frecuentes fueron “cultivo a matorral medianamente denso” (2.3 ha/año), “cultivo a cultivo abandonado” (2.2 ha/año) y “cultivo a cultivo abandonado con pinos” (2.2 ha/año). Estas tres transiciones

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

representaron el 32.3% de las superficies afectadas por un cambio agradativo en toda la zona entre 1956 y 1994. El estudio espacial de estas transiciones (Figura 3.7) muestra que las dos primeras se dieron sobre todo en el páramo norte del municipio, mientras que la tercera afectó mayoritariamente a cultivos de la umbría del valle y también a partes de la solana.

Sólo en un 2.5% de los cultivos de 1956 se había desarrollado un estrato arbóreo espontáneo importante en 1994 (“cultivo a bosque espontáneo” en Tabla 3.13). La especie arbórea era *Pinus halepensis*. Sin embargo, si consideramos las otras tres transiciones a categorías con un estrato arbóreo espontáneo (cultivo a cultivo abandonado con pinos, cultivo a matorral medianamente denso con árboles y cultivo a matorral denso con árboles) observamos que su frecuencia global aumentó a lo largo de todo el periodo de estudio y que un 10.9% de los cultivos de 1956 había pasado a una de estas tres categorías en 1994.

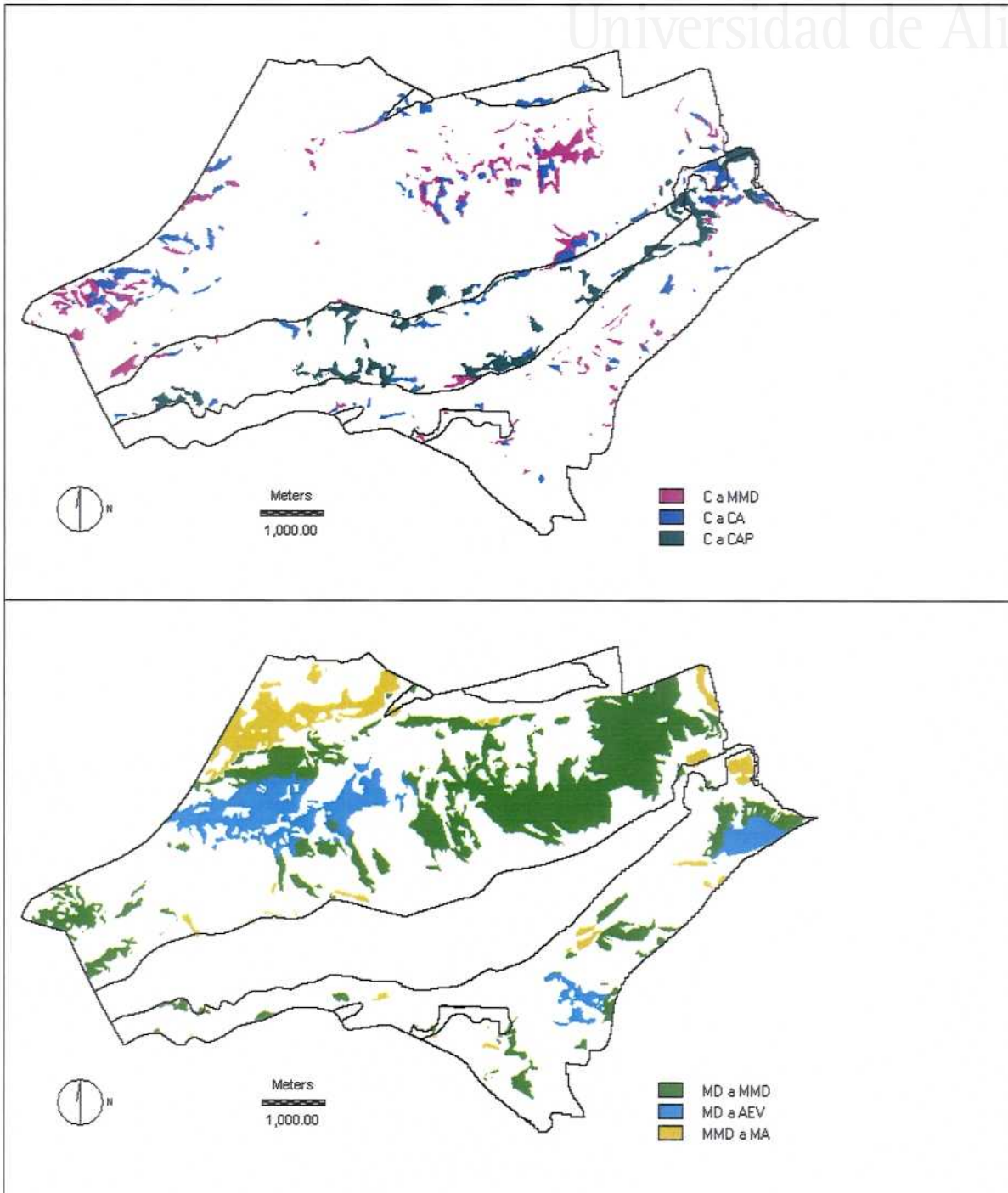
En cuanto a los cultivos abandonados, en los tres subperiodos de estudio, en torno a un 30% se mantuvieron en la misma categoría (Tabla 3.13). Un 13.4% de los cultivos ya abandonados en 1956 seguían en el mismo estadio de evolución en 1994. Sólo en un 0.7% de los cultivos abandonados de 1956 encontrábamos un bosque espontáneo (pinar) en 1994.

Los resultados anteriores indican que la sucesión postcultivo fue generalmente lenta en el área de estudio a lo largo de los casi cuarenta años considerados. Estudiando la regeneración de la cubierta vegetal en bancales abandonados en la solana del Vall de Gallinera, Rodríguez-Aizpeolea et al. (1991) también observaron una lenta recuperación de la vegetación, lo que parece sorprendente dadas las condiciones climáticas del territorio, con un largo periodo de actividad vegetativa y una pluviosidad elevada. Esta baja resiliencia a la perturbación cultivo de la vegetación del área de estudio, podría deberse a varios factores, entre los cuales: la ausencia (por arranque durante siglos) de muchas especies mediterráneas rebrotadoras esclerófilas, o en todo caso de rebrotadoras con alta capacidad de colonización, la lejanía de las fuentes de diásporas para muchas de las zonas colonizables (los pinares cercanos a cultivos abandonados a partir de las cuales podría producirse una colonización por parte de los pinos son escasos, Figura 3.1), la persistencia del pastoreo y/o una alta frecuencia de incendios en la zona.

En general, en el conjunto de la Comunidad Valenciana, se ha observado una baja capacidad colonizadora de las especies mediterráneas esclerófilas de los niveles más

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

maduros en la sucesión. En los terrenos de donde estas especies han desaparecido por cultivo o por arranque, apenas ha habido un aumento de su extensión geográfica desde el abandono cultural, especialmente en ombroclimas seco y semiárido (Vallejo, 1997).



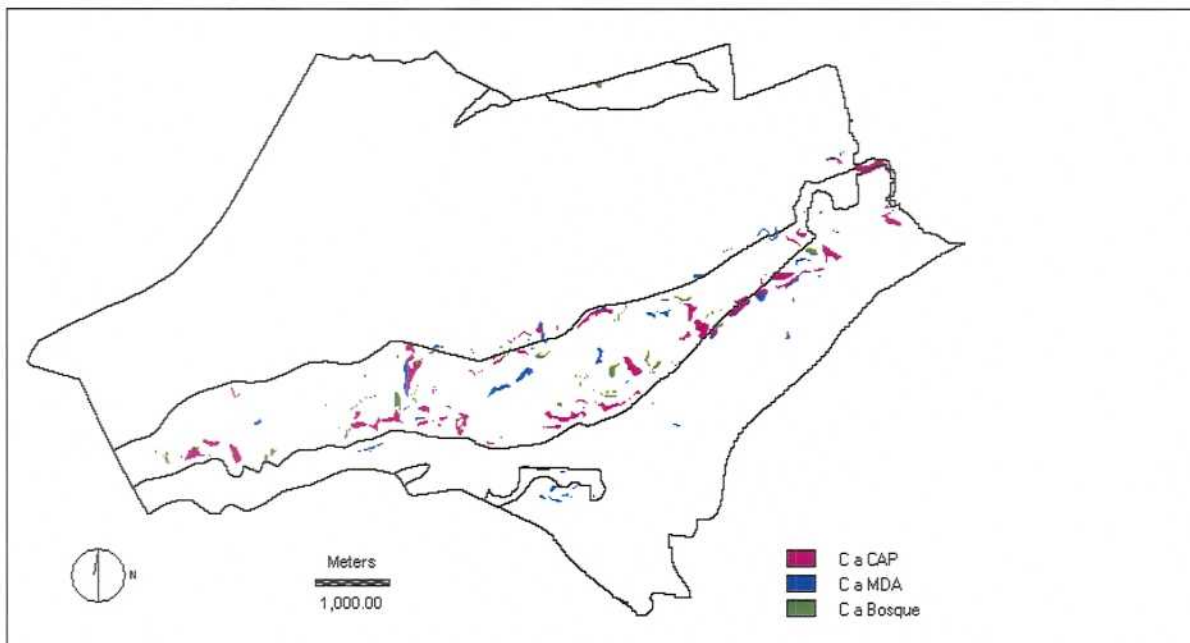
**Figura 3.7** Transiciones agradativas(a) y degradativas (b) más frecuentes en Vall de Gallinera entre 1956 y 1994. C: Cultivo; CA: Cultivo abandonado; CAP: Cultivo abandonado con pinos; MA: Matorral abierto; MMD; Matorral medianamente denso; MD: Matorral denso; AEV: Área de escasa vegetación. Se indican los límites de las dos subzonas.

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Por otra parte, muchos cultivos del municipio que fueron abandonados a partir de los años cincuenta, volvieron a ser explotados en algún momento durante periodos más o menos largos de tiempo, siendo a veces “recuperados” de manera definitiva. Así, la transición de “cultivo abandonado a cultivo” fue bastante frecuente a lo largo de todo el periodo de estudio (Tabla 3.13).

Observamos que la transición a “Cultivo a cultivo abandonado con pinos” ha sido más frecuente en el último subperiodo (Tabla 3.13). Esto podría ser debido a que gran parte de los cultivos abandonados en los últimos años se encontraban en la umbría del valle (Figura 3.6), es decir en la zona ambientalmente más favorable para el desarrollo de la vegetación dentro del municipio y, tal como se describirá en el capítulo 4, la menos sometida a perturbaciones (ausencia de pastoreo, muy baja o nula incidencia del fuego).

El estudio espacial de las transiciones más dinámicas habidas entre 1989 y 1994, es decir las de cultivo a coberturas con un estrato arbóreo espontáneo, muestra que la gran mayoría se produjeron en la umbría de Gallinera (Figura 3.8).



**Figura 3.8** Transiciones más dinámicas en Vall de Gallinera entre 1989 y 1994. C: Cultivo; CAP: Cultivo abandonado con pinos; MDA: Matorral denso con árboles. Se indican los límites de las dos subzonas.

El estudio de estas transiciones con relación al factor exposición mediante la función de selección de recurso muestra que se dieron preferentemente ( $w > 1$ ) en parcelas con exposición Norte u Oeste, tanto entre 1956 y 1994 como en el último subperiodo de

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

estudio (Tabla 3.14). Por el contrario, las transiciones que reflejaron una menor dinámica de la vegetación (“cultivo a cultivo abandonado” y “cultivo a matorral abierto”) se produjeron preferentemente en zona llana o en exposiciones E, S u O, pero nunca en exposición N (Tabla 3.14).

**Tabla 3.14 Índice de selección (w) según la exposición para las transiciones “cultivo a cultivo abandonado” (C/CA), “cultivo a cultivo abandonado con pinos” (C/CAP), “cultivo a matorral abierto” (C/MA), “cultivo a matorral denso con árboles” (C/MDA) y “cultivo a bosque” (C/Bosque).**

Exposición	C/CA		C/CAP		C/MA		C/MDA		C/Bosque	
	56-94	89-94	56-94	89-94	56-94	89-94	56-94	89-94	56-94	89-94
Llano	1.91	1.12	0.31	0.23	0.96	1.70	0.68	0.74	0.17	0.05
NO/N/NE	0.97	0.92	1.55	1.70	0.67	0.39	1.47	1.20	1.68	1.40
NE/E/SE	0.93	0.81	0.68	0.78	1.05	1.20	0.79	0.90	0.71	0.81
SE/S/SO	0.96	1.31	0.43	0.27	1.24	0.86	0.71	0.94	0.34	0.48
SO/O/NO	0.92	0.83	1.78	1.68	1.07	1.73	1.13	1.00	1.74	1.85

## 3.3.1.4 Dinámica de las superficies forestales

Como se ha visto, la categoría forestal en su conjunto pasó de ocupar un 63.2% del municipio en 1956 a un 78.5% en 1994 (Figura 3.3). En el área de estudio esta categoría incluye formaciones muy diversas como son los matorrales (entre los que incluiremos en este análisis a los cultivos abandonados), los bosques mixtos o de pinos, los pinares de repoblación (en sus diferentes estados de desarrollo) y las áreas de escasa vegetación.

Todas estas subcategorías aumentaron su superficie entre 1956 y 1994 aunque sus evoluciones fueron diferentes si las estudiamos por subperiodos (Tabla 3.15).

**Tabla 3.15 Evolución de las subcategorías forestales en superficie ocupada (ha) y en % de la superficie total del municipio.**

Subcategorías forestales	1956		1978		1989		1994		56-94
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
Matorral	3353.7	61.6	3297.0	60.5	3358.7	61.7	3425.5	62.9	+ 2.1
Bosques espontáneos	23.6	0.4	76.5	1.4	54.8	1.0	82.0	1.5	+ 248
Repoblaciones	4.7	0.1	325.1	6.0	783.4	14.4	314.5	5.8	+ 6626.8
Áreas de escasa vegetación	56.8	1.0	256.0	4.7	0.0	0.0	450.9	8.3	+ 693.2
<b>Total Forestal</b>	<b>3438.8</b>	<b>63.1</b>	<b>3954.6</b>	<b>72.6</b>	<b>4196.9</b>	<b>77.1</b>	<b>4272.8</b>	<b>78.5</b>	<b>+ 24.3</b>

El crecimiento global más moderado (+2.1%) fue el de la subcategoría más representada, la de los matorrales, que se extendieron a partir de 1978 tras un ligero retroceso entre 1956 y 1978. En 1994 ocupaban el 63% del área de estudio.



## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Las otras tres subcategorías tuvieron mayores crecimientos globales, aunque en conjunto no llegaron a ocupar en ningún momento más del 15.6% del área.

Los bosques espontáneos aumentaron un 248% entre 1956 y 1994, pero en 1994 seguían ocupando una mínima parte del municipio (un 1.5%).

En cuanto al conjunto de las repoblaciones forestales, que cubrían sólo un 0.1% del municipio en 1956, representaban un 14.4% del mismo en 1989. Entre 1989 y 1994, sin embargo, disminuyeron un 60%. Simultáneamente, se extendieron las áreas de escasa vegetación pasando del 0% al 8.3% del municipio, lo cual sugiere que el fuego fue un factor determinante en la dinámica de usos en este último subperiodo.

Si estudiamos la evolución de los diferentes tipos de matorral (Figura 3.9), observamos que todos aumentaron su superficie entre 1956 y 1994 excepto el matorral denso, que retrocedió fuertemente (-77.5%) y constantemente a lo largo del periodo de estudio, pasando de ocupar un 34.8% de la superficie del municipio en 1956 a sólo un 7.8% en 1994 (Tabla 3.5).

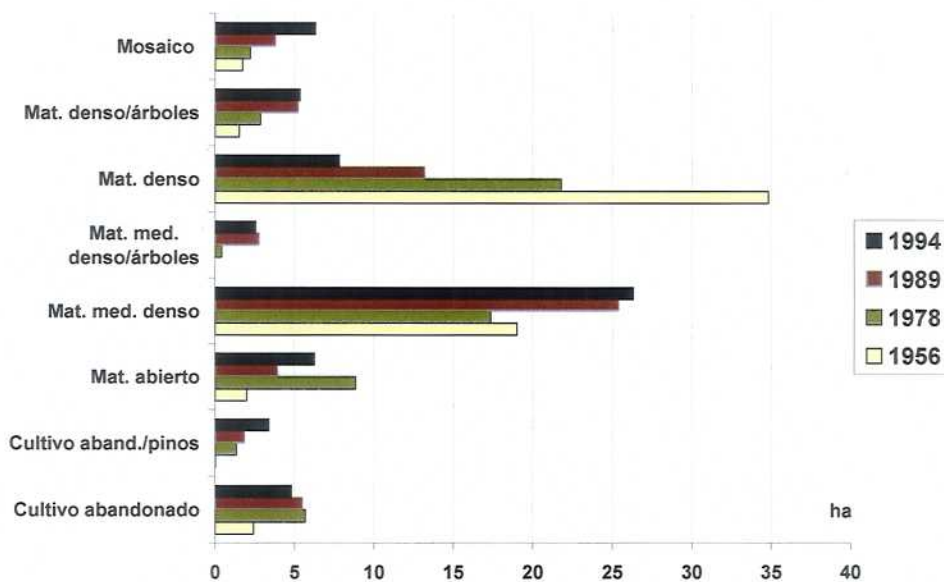


Figura 3.9 Evolución de las categorías de matorral en Vall de Gallinera en superficie ocupada (ha). Mat. med. denso: matorral medianamente denso

En 1956 y en 1978, el matorral denso (MD) y el medianamente denso (MMD) eran, respectivamente, la segunda y tercera cobertura más representada en el municipio, después de los cultivos. Estos matorrales dominaban en los páramos norte y sur, en la sierra de La

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Safor y en la solana del valle, es decir en la subzona marginal, y constitúan una matriz de fondo en la que estaban inmersas áreas de matorral abierto (MA) y de cultivos (Figura 3.1).

Entre 1978 y 1994, MMD se extendió fuertemente (+59.6%). En 1989 pasó a ser la primera cobertura del municipio, ocupando el 25% del mismo, por delante de los cultivos (21%) y de MD (13.5%), respectivamente. En cuanto a MA, aumentó un 198.7% entre 1956 y 1994.

En 1994, MMD y los cultivos eran la primera y segunda cobertura del municipio (ocupando un 27.8% y un 19.4%, respectivamente) y las áreas con escasa vegetación eran la tercera (8.3%), por delante de MD (7.8%), que prácticamente había desaparecido de la solana y del páramo norte (Figura 3.1).

En cuanto a las tres subcategorías de matorral con presencia de árboles (categorías 15, 17 y 19 de la leyenda de usos del suelo), se extendieron fuertemente entre 1956 y 1994 (+636.9%), pasando de ocupar en conjunto un 1.5% del municipio a un 11.33%. Estas coberturas eran más frecuentes en las umbrías del valle y en la orientada hacia el poljé (Figura 3.1), donde el estrato arbóreo estaba principalmente constituido por *Pinus halepensis*, y en la ladera sur de la sierra de la Safor, en el extremo norte del municipio, donde se había extendido un estrato bajo y muy abierto de carrascas (*Quercus ilex subsp. ballota*).

Un estudio más detallado de las evoluciones de ciertas categorías de matorral (Tabla 3.16) permite observar que entre 1956 y 1978, tanto para MA como para MMD, fueron más frecuentes las transiciones de tipo agradativo que las de tipo degradativo: un 68% de MA y un 31% de MMD adquirieron más cobertura. Simultáneamente, un 46.4% de MD se degradó: un 15.5% y un 18.2% del mismo pasó a MA y a MMD, respectivamente.

Entre 1978 y 1989, aumentaron fuertemente las frecuencias de las transiciones a matorral medianamente denso: un 52.6% de MA y un 30% de MD pasaron a esta categoría (Tabla 3.16), lo que supuso una tasa total de 55.4 ha/año. Simultáneamente, sólo 10.4 ha/año pasaban a MD. En el mismo periodo, aumentaron fuertemente las transiciones a matorral denso con árboles (MDA). Esta transición pasó a ser en todos los casos la más frecuente después de la transición a matorral medianamente denso.

Entre 1989 y 1994, se observó una doble dinámica. Por un lado, la frecuencia de las transiciones a MDA siguió siendo alta y, por otro lado, aumentó en los tres subgrupos la

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

frecuencia de las transiciones de tipo degradativo, debido sobre todo al aumento de la transición a área con escasa vegetación.

Entre 1956 y 1994, tanto para MMD como para MD, fueron más frecuentes las transiciones de tipo degradativo (Tabla 3.16). En este periodo, las transiciones degradativas más frecuentes fueron las de “matorral denso a matorral medianamente denso”, “matorral denso a área de escasa vegetación” y “matorral medianamente denso a matorral abierto”, que afectaron la solana de La Safor y los páramos norte y sur del municipio (Figura 3.7) y representaron el 69.6% de las superficies afectadas por un cambio degradativo en la zona entre 1956 y 1994.

**Tabla 3.16 Transición entre tipos de matorral por subperiodos y para todo el periodo de estudio (en % de la superficie del tipo de matorral al inicio del periodo y tasa de cambio en ha/año).**

Transiciones	1956-1978		1978-1989		1989-1994		1956-1994	
	%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año	%	ha/año
<i>De Matorral abierto (MA) a:</i>								
Matorral abierto	10.9	0.6	5.4	2.4	8.9	3.8	6.9	0.2
Matorral medianamente denso	31.4	1.6	52.6	23.4	26.4	11.3	23.5	0.7
Matorral denso	35.1	1.8	4.8	2.1	3.7	1.6	17.8	0.5
Matorral denso con árboles	1.6	0.1	12.8	5.7	14.5	6.2	2.7	0.1
Área de escasa vegetación	0	0	0	0	31.1	13.3	28.1	0.8
<i>Agradación</i>	68.1		70.2		44.6		44	
<i>Degradación</i>	0		0		31.1		28.1	
<i>De Matorral med. denso (MMD) a:</i>								
Matorral abierto	10.9	5.1	12.2	10.5	11.5	31.5	18.0	4.9
Matorral medianamente denso	41.5	19.4	35.7	30.7	55.5	151.8	34.2	9.2
Matorral denso	25.9	12.1	9.6	8.3	0.4	1.1	8.2	2.2
Matorral denso con árboles	5.0	2.3	17.4	15.0	6.3	17.2	8.1	2.2
Área de escasa vegetación	1	0.5	0	0	9.8	26.9	9	2.4
<i>Agradación</i>	30.9		27		6.7		16.3	
<i>Degradación</i>	11.9		12.2		21.3		27	
<i>De Matorral denso (MD) a:</i>								
Matorral abierto	15.5	13.2	3.2	3.4	3.6	5.2	5.6	2.8
Matorral medianamente denso	18.2	15.6	30.0	32.0	41.3	60.5	43.3	21.4
Matorral denso	33.0	28.2	2.3	2.4	0.0	0.1	9.7	4.8
Matorral denso con árboles	2.2	1.9	25.7	27.4	25.1	36.8	5.6	2.8
Área de escasa vegetación	12.7	10.9	0	0	4.8	7.1	14.2	7
<i>Agradación</i>	2.2		25.7		25.1		5.6	
<i>Degradación</i>	46.4		33.2		49.7		63.1	

### 3.3.1.5 Estabilidad del paisaje: Índice Kappa de coincidencia (Kia)

El valor del  $Kia_{global}$  para toda la zona y para el periodo 1956-1994 fue de 0.498 (Tabla 3.17), lo que refleja una dinámica moderada de la distribución espacial de usos. Tal

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

como se ha visto, casi un tercio de la superficie del municipio (un 31.5%) no cambió de categoría de uso entre 1956 y 1994 (Tabla 3.7).

El Kia de la subzona marginal (0.479) muestra el mismo dinamismo moderado, mientras que el de la subzona agrícola (0.824) refleja una mayor estabilidad en la distribución de usos (Tabla 3.17). Como se ha visto, gran parte de los cambios de uso ocurridos en la zona de estudio se han producido en la subzona marginal, mientras que un 68.2% de la subzona agrícola se mantenía estable (Tabla 3.7).

**Tabla 3.17 Evolución del  $Kia_{global}$  por subzonas y para el área total de estudio**

	56-94
Subzona agrícola	0.824
Subzona marginal	0.479
Área Total	0.498

El análisis del Kia por usos (Tabla 3.18) muestra que tanto en las dos subzonas como en el área total de estudio la mayoría de las coberturas fueron más inestables de lo que sugería el  $Kia_{global}$  (los valores de Kia por usos suelen ser inferiores a 0.4).

**Tabla 3.18 Análisis del Kia por usos, para las dos subzonas y para el área total de estudio en el periodo 1956-1994.**

	Subzona agrícola	Subzona marginal	Área Total
Urbano	0.816	0.5	0.81
Cultivo (C)	0.712	0.229	0.452
Cultivo abandonado (CA)	-0.005	0.123	0.111
Cultivo abandonado con pinos (CAP)	0.270	-0.007	0.241
Pinar espontáneo	0.563	-	0.562
Bosque mixto	0.014	0.19	0.039
Matorral abierto (MA)	0.159	0.03	0.035
Matorral medianamente denso (MMD)	0.176	0.235	0.229
Matorral denso (MD)	0.102	0.059	0.056
Matorral denso con árboles (MDA)	0.208	0.308	0.275
Mosaico	0.198	0.914	0.912
Pinar de repoblación	-	-0.021	-0.021
Área de escasa vegetación	-	0.235	0.235
Vegetación ripícola	-	0.729	0.729

Los cultivos fueron moderadamente inestables en el conjunto del área ( $Kia=0.452$ ), bastante inestables en la subzona marginal ( $Kia=0.229$ ) y muy estables en la subzona agrícola ( $Kia=0.712$ ). Todas las categorías de matorral muestran una inestabilidad considerable, tanto por subzonas como en toda el área, especialmente el matorral abierto y el denso (Tabla 3.18). El uso urbano y la vegetación ripícola siempre fueron muy estables.

### 3.3.2 Dinámica de la estructura del paisaje

#### 3.3.2.1 Dinámica de la fragmentación del paisaje

##### *Dinámica de la fragmentación global del paisaje*

El número total de teselas (NT) que conforman el paisaje del área de estudio aumentó un 47.4% entre 1956 y 1994, aunque esta tendencia no fue constante a lo largo de todo el periodo de estudio (Tabla 3.19): entre 1956 y 1978, NT aumentó un 35.3% (7.6 teselas/año); entre 1978 y 1989, aumentó un 14.2% (8.3 teselas/año) y entre 1989 y 1994, disminuyó un 4.7% (-6.8 teselas/año).

El tamaño medio de tesela (TMT, en ha) tuvo, lógicamente, una evolución inversa, disminuyendo un 32% entre 1956 y 1994: decreció un 26% de 1956 a 1978, un 12.5% de 1978 a 1989 y creció un 4.8% de 1989 a 1994. La mayor tesela del paisaje ocupaba en 1956 un 21.2% del área de estudio y un 17.5% en 1994.

Así, de 1956 a 1989 este paisaje tendió a una mayor fragmentación (>NT, < TMT) y esta tendencia se invirtió a partir de 1989. Globalmente, el paisaje de 1994 estaba más fragmentado que el de 1956.

Tabla 3.19 Evolución del Número de teselas (NT), de la Densidad de teselas (DT), en n°teselas/100 ha, y del Tamaño medio de tesela (TMT), en ha, de 1956 a 1994 en el área total de estudio y por subzonas.

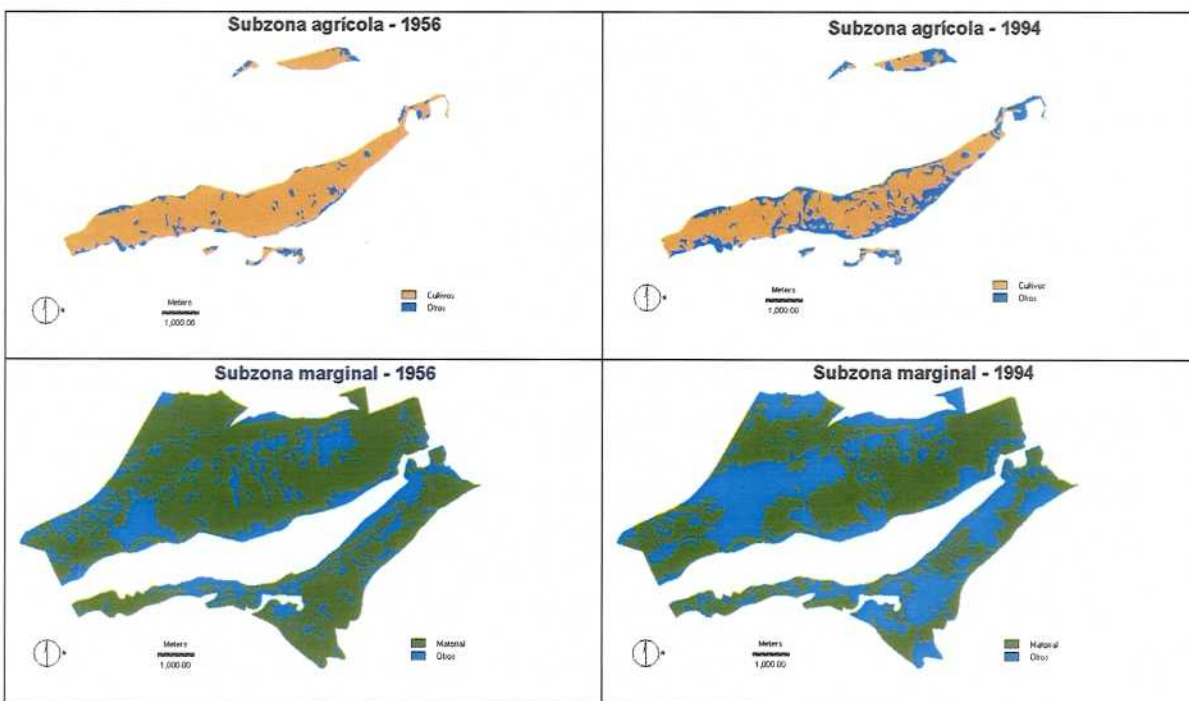
Índices de fragmentación	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
NT	159	212	272	286	507	663	750	703	473	640	731	697
DT	13.7	18.3	23.4	24.6	11.8	15.5	17.5	16.4	8.7	11.8	13.4	12.8
TMT	7.3	5.5	4.3	4.1	8.5	6.5	5.7	6.1	11.5	8.5	7.5	7.8

Observamos que en la subzona marginal se produjo esta misma evolución de la fragmentación (Tabla 3.19): entre 1956 y 1994, NT aumentó un 38.7% y TMT disminuyó un 27.9%. En cambio, en la subzona agrícola, donde el paisaje estaba muy poco fragmentado en 1956 (la mayor tesela ocupaba un 80.4% del área), la fragmentación del paisaje aumentó continuamente entre 1956 y 1994 (NT aumentó un 79.9% y TMT decreció un 44.4%). En 1994, la mayor tesela de esta subzona ocupaba todavía un 60% de la misma.

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

#### *Dinámica de la fragmentación de las principales categorías de usos del suelo*

Los cultivos constituyen la matriz del paisaje en la subzona agrícola, mientras que se distribuyen de forma dispersa en la subzona marginal. En 1956, la matriz de la subzona agrícola estaba muy poco fragmentada (Figura 3.10): una sola tesela representaba un 90.3% de la superficie cultivada de esta subzona. Entre 1956 y 1994, el abandono agrícola se produjo esencialmente por “perforación” de esta matriz, causando un aumento del número de teselas de cultivo y una reducción de TMT en la subzona (+79.9% y -43.8%, respectivamente) y en todo el área (+131.6% y -67.5%, respectivamente) (Tabla 3.20).



**Figura 3.10** Evolución de la matriz del paisaje en la subzona agrícola y en la subzona marginal. (Matorral= matorral abierto + matorral medianamente denso + matorral denso)

En cuanto a la subzona marginal, entre 1956 y 1978 el retroceso de los cultivos se produjo simultáneamente por desaparición y reducción de teselas (NT decreció un 10.5% y TMT un 37%), entre 1978 y 1989 dominó la fragmentación de las zonas cultivadas (NT aumentó un 5.9% y TMT decreció un 39.7%). Finalmente, entre 1989 y 1994, la desaparición y la reducción de los cultivos fueron de nuevo más frecuentes (NT decreció un 2.8% y TMT un 13%).

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

**Tabla 3.20 Evolución del Número de teselas (NT), de la Densidad de teselas (DT), en nºteselas/100 ha, y del Tamaño medio de tesela (TMT), en ha, de 1956 a 1994 en el área total de estudio y por subzonas, para (a) los Cultivos, (b) el Matorral medianamente denso y (c) el Matorral denso.**

**(a) Cultivos**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
NT	19	21	43	44	152	136	144	140	94	90	118	113
DT	1.8	2.3	5.2	5.7	17	27	44.9	51.7	4.9	6.4	10.3	10.8
TMT	54.4	43.4	19.2	17.7	5.9	3.7	2.2	1.9	20.5	15.7	9.7	9.3

**(b) Matorral medianamente denso**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
NT	29	29	23	26	72	77	92	68	71	72	86	63
DT	174.3	83.9	68.9	98.5	7.1	8.4	6.8	4.8	6.9	7.6	6.2	4.4
TMT	0.6	1.2	1.5	1	14.1	11.8	14.7	20.7	14.6	13.2	16.1	22.8

**(c) Matorral denso**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
NT	36	25	19	27	83	77	76	93	81	73	73	85
DT	92.5	125.3	96.4	95.6	4.5	6.6	10.9	23.4	4.3	6.2	10.2	20
TMT	1.1	0.8	1	1.1	22.4	15.2	9.2	4.3	23.4	16.3	9.8	5

En cuanto al matorral medianamente denso (MMD) y al matorral denso (MD), en 1956 ocupaban el 67% de la subzona marginal y sólo 5 teselas (dos de MMD y 3 de MD) representaban el 42.4% de la misma. Estas dos coberturas junto con el matorral abierto (MA) constituían la matriz del paisaje de la subzona marginal (Figura 3.10), que después se redujo fuertemente debido esencialmente al retroceso de MD.

Entre 1956 y 1989, en la subzona marginal, este retroceso de MD se produjo sobre todo por desaparición de teselas (NT y TMT disminuyeron un 8.4% y un 59%, respectivamente). Entre 1989 y 1994, hubo una fragmentación de esta cobertura: NT aumentó un 22% y TMT disminuyó un 53% (Tabla 3.20). Finalmente, esta cobertura estaba más fragmentada en 1994 que en 1956 (NT aumentó un 12% y TMT disminuyó un 80.9%, en la subzona marginal).

En esta misma subzona marginal, MMD tuvo una evolución muy diferenciada según los subperiodos. Entre 1956 y 1978 disminuyó su extensión por desaparición de grandes teselas (TMT disminuyó un 16%), pero aumentó el número total de teselas (NT aumentó un 7%), lo que fue consecuencia de la evolución de muchos cultivos abandonados hacia el estado de matorral. De 1978 a 1989, MMD se extendió fuertemente gracias a la aparición de nuevas teselas y a la extensión de las ya existentes (NT y TMT aumentaron un 19.5% y un 24%, respectivamente). En 1989, esta cobertura era la más extendida en el área de estudio (Tabla 3.5). Entre 1989 y 1994, NT disminuyó un 26%, pero la cobertura siguió

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

extendiéndose y TMT aumentó un 41.3%, es decir que muchas teselas debieron agregarse formando manchas mayores. Se ha visto que este gran avance del matorral medianamente denso fue debido en parte a la dinámica de la vegetación postcultivo (Tabla 3.13), pero también a la degradación de formaciones de mayor cobertura como el matorral denso (Tabla 3.16). Estas transiciones degradativas fueron muy probablemente causadas por el fuego. En 1994, el matorral medianamente denso estaba finalmente menos fragmentado que en 1956 (NT disminuyó un 5.6% y TMT aumentó un 46.7%) y su TMT (20.7 ha) era muy superior al TMT medio de la subzona marginal (6.1 ha). En 1956, las dos mayores teselas de matorral medianamente denso representaban el 51.6% de la superficie total de esta cobertura. En 1994, una sola representaba el 67.4% de la superficie cubierta por la misma.

#### 3.3.2.2 Dinámica de la heterogeneidad espacial

Si consideramos todo el área de estudio, tanto la riqueza del paisaje, medida con el número de categorías de usos (NC), como su diversidad normalizada global (Eg) aumentaron a lo largo del periodo de estudio (Tabla 3.21): un 35.3% y un 41%, respectivamente. Entre 1956 y 1989, Eg aumentó un 39.6%, pero se mantuvo muy estable entre 1989 y 1994 (+1.4%).

En cuanto a la diversidad normalizada local (E<sub>l</sub>), es decir la heterogeneidad espacial a pequeña escala, también aumentó entre 1956 y 1994 (+25%), aunque en menor medida que Eg. Aumentó un 37.5% entre 1956 y 1989, pero decreció posteriormente (-9.1%), lo cual indica que en los últimos años se redujo la variabilidad de coberturas existente en torno a la mayoría de píxeles de este paisaje, es decir que se perdió “microdiversidad”.

El índice de dominancia (Do) disminuyó a lo largo del periodo de estudio (-47%), aunque tendió a estabilizarse en los últimos años (Tabla 3.21).

**Tabla 3.21 Evolución de la Riqueza del paisaje (NC), del Índice de Diversidad normalizada global (Eg), del Índice de Dominancia (Do) y del Índice de Diversidad normalizada local (E<sub>l</sub>) de 1956 a 1994, en el área total de estudio y por subzonas.**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
NC	13	14	20	21	17	21	22	23	17	22	22	23
Eg	0.22	0.37	0.42	0.45	0.53	0.72	0.73	0.74	0.53	0.7	0.74	0.75
Do	0.78	0.63	0.58	0.55	0.47	0.28	0.28	0.26	0.47	0.3	0.26	0.25
E <sub>l</sub>	0.06	0.08	0.1	0.1	0.09	0.11	0.12	0.1	0.08	0.09	0.11	0.1



## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Así, este paisaje era más diverso en 1994 que en 1956 y no estaba dominado por ninguna cobertura; es decir que se tendió hacia un paisaje en el cual cada vez más usos se encontraban en proporciones más similares. Los tres usos más representados en 1956 (cultivos, matorral medianamente denso y matorral denso) ocupaban un 89% del área total, mientras que en 1994 los 3 usos más representados (cultivos, matorral medianamente denso y área de escasa vegetación) sólo ocupaban un 54% de la misma.

Entre 1956 y 1994 aparecieron algunas coberturas (uso industrial, varias categorías de repoblación con pinos) y se extendieron otras (cultivos abandonados, mosaico, área de escasa vegetación), incrementándose la diversidad del paisaje. Esta evolución fue debida, en gran medida, al abandono escalonado de los cultivos a lo largo de todo el periodo de estudio, que fue generando teselas en diferentes estadios sucesionales. Las transiciones de “cultivo a cultivo abandonado” o de “cultivo a matorral” se mantuvieron frecuentes para los tres subperiodos de estudio (Tabla 3.13). Un 24.5% de las superficies repobladas de 1989, un 18.4% de los matorrales de 1994 y un 9% del área de escasa vegetación de 1994 eran cultivos o cultivos abandonados en 1956.

La estabilización de la diversidad global y la disminución de la diversidad local que se han observado entre 1989 y 1994 sugieren que en los últimos años se ha entrado en una nueva fase en la evolución de la heterogeneidad espacial de este paisaje. Como se ha dicho, la extensión del “área de escasa vegetación” y la reducción de las superficies repobladas sugieren que el fuego ha causado esta alteración en la dinámica del paisaje. La sorprendente extensión de la cobertura “roca” apunta en este mismo sentido, ya que es una consecuencia de la destrucción de la cubierta vegetal que deja al descubierto afloramientos rocosos previamente disimulados y que podría haber sido causada por el fuego.

Esta misma evolución de las diversidades global y local se observó en la subzona marginal:  $E_g$  aumentó un 37.7% entre 1956 y 1989, pero se mantuvo muy estable posteriormente (+1.4%, entre 1989 y 1994);  $E_l$  aumentó un 33% entre 1956 y 1989, pero disminuyó un 16.7% entre 1989 y 1994. En esta subzona,  $D_o$  disminuyó considerablemente (-44.7%) entre 1956 y 1994. Los dos usos más representados en 1956 (matorral denso y medianamente denso) ocupaban un 67.2% de la subzona, mientras que los más representados en 1994 (matorral medianamente denso y área de escasa vegetación) sólo ocupaban un 43.5% de la misma.

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

Las diferentes evoluciones que se observan para la diversidad global ( $E_g$ ) y la microdiversidad ( $E_l$ ) en el último subperiodo, muestran que los estudios de heterogeneidad espacial están determinados por la selección de la escala de observación, tal como han señalado otros autores (Mandelbrot, 1983). En este caso, la observación a escala de pixel ha permitido detectar un proceso incipiente de pérdida de diversidad del paisaje que no es todavía identificable a menor escala.

En la subzona agrícola, tanto  $E_g$  como  $E_l$  aumentaron constantemente entre 1956 y 1994 (un 104.5% y un 66.7%, respectivamente), mientras  $D_o$  disminuía (-29.5%). En este caso, se partía de un paisaje muy poco diverso y fuertemente dominado por los cultivos en el que la aparición de nuevas coberturas, como consecuencia del abandono agrícola, supuso importantes aumentos de la heterogeneidad espacial.

Es interesante observar que el análisis de la evolución de la diversidad global del paisaje ( $E_g$ ) efectuado sobre el conjunto del área de estudio a partir de categorías principales de uso (Tabla 3.22, Tabla 3.23) muestra un aumento global entre 1956 y 1994:  $E_g$  aumentó entre 1956 y 1989, pero disminuyó a partir de 1989. Este resultado sugiere de nuevo que la dinámica del paisaje de estudio se ha visto alterada en los últimos años.

**Tabla 3.22 Correspondencia entre la leyenda de usos del suelo y las categorías principales de uso.**

Categorías principales	Categorías de la leyenda de usos del suelo
Cultivo	4
Cultivo abandonado	18, 19
Matorral	13, 14, 15, 16, 17, 20, 21
Bosque (espontáneo y/o repoblación)	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
Otros	1, 2, 3, 12, 22, 23

**Tabla 3.23 Evolución del Índice de Diversidad normalizada global ( $E_g$ ) de 1956 a 1994 en el área total de estudio.**

	1956	1978	1989	1994
$E_g$	0.3	0.36	0.39	0.35

#### 3.3.2.3 Índice de Contagio y Densidad de límite

Considerando todo el área de estudio, observamos que en 1956 el valor del índice de Contagio ( $C_o=0.67$ ) reflejaba un paisaje con un grado medianamente alto de agregación entre teselas de una misma categoría de uso (Tabla 3.24).

Entre 1956 y 1989,  $C_o$  disminuyó un 19.6%, es decir, que las teselas de una misma clase estaban cada vez más dispersas entre sí. En consecuencia, aumentó la densidad de

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

límite (DL) entre clases (+33.9%). Esta evolución está ligada al aumento de la fragmentación del paisaje. Entre 1989 y 1994, en cambio, Co aumentó ligeramente (+0.2%) y DL disminuyó (-10%), reflejando la disminución de la fragmentación del paisaje que se produjo en este subperiodo.

Globalmente, entre 1956 y 1994, Co disminuyó un 19.5% y DL aumentó un 20.3%.

**Tabla 3.24 Evolución del Índice de Contagio (Co) y de la Densidad de Límite (DL), en m/ha, de 1956 a 1994, en el área total de estudio y por subzonas.**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
<b>Co</b>	0.85	0.76	0.73	0.71	0.66	0.56	0.54	0.55	0.67	0.57	0.541	0.542
<b>DL</b>	38.1	58	79.1	87.6	88	100	110.1	94.5	78.5	92.1	105.1	94.4

Observamos la misma evolución en el caso de la subzona marginal, por subperiodos y a lo largo de todo el periodo estudiado: Co disminuyó un 16.7% y DL aumentó un 7.3% entre 1956 y 1994.

En la subzona agrícola, el paisaje de 1956 se caracterizaba por un alto grado de agregación entre teselas (Co=0.85) y una DL baja (38.1). Co disminuyó constantemente entre 1956 y 1994 (-17%) y DL aumentó constantemente (+130%).

**Tabla 3.25 Evolución del Índice de Contagio (Co) de 1956 a 1994, en el área total de estudio y por subzonas, para los Cultivos (C), el Matorral abierto, (MA) el Matorral medianamente denso (MMD) el Matorral denso (MD) y el Matorral denso con árboles (MDA).**

	Subzona agrícola				Subzona marginal				Área Total			
	56	78	89	94	56	78	89	94	56	78	89	94
<b>C</b>	0.93	0.90	0.93	0.92	0.64	0.60	0.58	0.58	0.80	0.80	0.83	0.84
<b>MA</b>	0.74	0.66	0.61	0.63	0.58	0.73	0.67	0.70	0.58	0.72	0.66	0.69
<b>MMD</b>	0.59	0.59	0.60	0.63	0.71	0.64	0.71	0.81	0.71	0.64	0.69	0.80
<b>MD</b>	0.62	0.62	0.61	0.59	0.75	0.74	0.62	0.61	0.75	0.73	0.62	0.60
<b>MDA</b>	0.63	0.61	0.59	0.63	0.69	0.63	0.63	0.60	0.66	0.62	0.61	0.60

El estudio de la evolución de Co por usos (Tabla 3.25) muestra que, tanto en la subzona marginal como en toda el área, el grado de agregación de las teselas del matorral denso y del matorral denso con árboles disminuyó a lo largo de todo el periodo de estudio. En cambio, las teselas del matorral medianamente denso tendieron a estar más agregadas a partir de 1978. Este resultado sugiere que el aumento de Co observado entre 1989 y 1994 en la subzona marginal y en el área total está asociado a la evolución de la configuración espacial del matorral medianamente denso.

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

En la subzona agrícola, el valor de  $C_0$  disminuyó o se mantuvo estable entre 1956 y 1994 para todas las coberturas estudiadas, excepto para el matorral medianamente denso cuyas teselas tendieron a estar más agregadas (Tabla 3.25).

#### 3.3.2.4 Dimensión fractal

La variabilidad de la dimensión fractal ha sido baja entre 1956 y 1994, tanto en el área total ( $F_{tot}$ ) como en las dos subzonas ( $F_{margi}$  y  $F_{agri}$ ) (Tabla 3.26).

Por otra parte,  $F_{tot}$ ,  $F_{margi}$  y  $F_{agri}$  se han mantenido dentro de un rango estrecho de valores (1.23-1.336). Dado que el valor de la dimensión fractal puede oscilar entre 1 y 2, entre los perímetros de mancha más simples y los más complejos, este rango refleja la baja complejidad que caracteriza la mayoría de los perímetros de las teselas de este paisaje. Este resultado es probablemente debido al alto grado de influencia que ha tenido el hombre en la configuración del mismo. Generalmente, las teselas de las coberturas ligadas a la actividad humana tienen formas poco complejas, es decir dimensiones fractales bajas (Krummel et al. 1987; Turner y Ruscher, 1988).

**Tabla 3.26 Evolución de la Dimensión fractal global y de la dimensión fractal por usos, de 1956 a 1994, en el área total de estudio y por subzonas.**

	1956	R <sup>2</sup>	1978	R <sup>2</sup>	1989	R <sup>2</sup>	1994	R <sup>2</sup>	56-94
<b>F área total (F<sub>tot</sub>)</b>	1.317	0.95	1.303	0.95	1.336	0.96	1.299	0.96	-1.42
Urbano (Fu)	1.05	0.90	1.08	0.97	1.13	0.97	1.15	0.93	8.86
Cultivo (Fc)	1.38	0.97	1.359	0.97	1.357	0.96	1.34	0.96	-2.96
Cultivo abandonado (Fca)	1.24	0.91	1.32	0.93	1.37	0.93	1.334	0.95	7.56
Bosque de pinos (Fp)	1.09	0.93	1.16	0.91	1.13	0.92	1.28	0.93	16.73
Matorral abierto (Fa)	1.21	0.94	1.309	0.95	1.26	0.98	1.25	0.94	3.35
Matorral medianam. Denso (Fmd)	1.32	0.96	1.306	0.96	1.38	0.96	1.39	0.97	5.76
Matorral denso (Fd)	1.366	0.96	1.368	0.97	1.31	0.96	1.27	0.96	-6.88
Matorral denso/árboles	1.40	0.92	1.38	0.94	1.42	0.95	1.329	0.95	-5.20
<b>F subzona marginal (F<sub>margi</sub>)</b>	1.319	0.97	1.292	0.96	1.302	0.97	1.274	0.97	-2.04
Cultivo (Fc)	1.333	0.97	1.285	0.97	1.291	0.96	1.284	0.96	-3.63
Matorral abierto (Fma)	1.262	0.94	1.316	0.96	1.249	0.98	1.209	0.96	-4.18
Matorral median. denso (Fmmd)	1.317	0.97	1.327	0.98	1.367	0.96	1.330	0.97	1.00
Matorral denso (Fmd)	1.379	0.97	1.337	0.98	1.337	0.96	1.255	0.97	-9.03
<b>F subzona agrícola (F<sub>agri</sub>)</b>	1.230	0.97	1.237	0.97	1.273	0.97	1.274	0.97	0.56

$F_{tot}$  disminuyó moderadamente entre 1956 y 1994 (-1.42%), aunque no de forma continuada: disminuyó entre 1956 y 1978, aumentó entre 1978 y 1989 y disminuyó de nuevo entre 1989 y 1994 (Tabla 3.26). Finalmente, los perímetros de las teselas eran algo

## 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

menos complejos en el paisaje de 1994 que en el de 1956.  $F_{\text{margi}}$  tuvo la misma evolución. En cambio,  $F_{\text{agri}}$  aumentó constantemente entre 1956 y 1994.

Entre 1956 y 1989 la complejidad de los perímetros siempre fue más alta en la subzona marginal que en la agrícola ( $F_{\text{margi}} > F_{\text{agri}}$ ), pero en 1994 se había igualado en las dos subzonas (Tabla 3.26).

Si calculamos la dimensión fractal por usos en toda el área, encontramos mayores variabilidades a lo largo del periodo de estudio (Tabla 3.26) así como un rango global más amplio de valores para  $F$  (del 1.05 del uso urbano en 1956 al 1.42 del matorral denso con árboles en 1989).

La dimensión fractal del uso urbano ( $F_u$ ) fue la más baja a lo largo de todo el período, como era de esperar con una cobertura totalmente generada por el hombre. La dimensión fractal más alta correspondió al matorral denso con árboles entre 1956 y 1989 y al matorral medianamente denso entre 1989 y 1994 (Tabla 3.26). El matorral denso con árboles se desarrolló mayoritariamente en las zonas menos afectadas por la actividad humana (partes más altas de la umbría de Gallinera; umbría orientada hacia el poljé de La Llacuna y sierra de La Safor) (Figura 3.1): sólo un 21% de estos matorrales de 1994 eran cultivos o cultivos abandonados en 1956.

Sorprendentemente, la dimensión fractal de los cultivos ( $F_c$ ) alcanzó generalmente valores entre los más altos y la del bosque espontáneo de pinos ( $F_p$ ) entre los más bajos. En realidad, la actividad humana ha determinado, de manera más o menos directa, la configuración espacial de la mayoría de las coberturas de este paisaje. Así, los pinares espontáneos se han desarrollado a menudo sobre terrazas de cultivo abandonadas, lo que explicaría que  $F_p$  no sea muy alta: un 64% de los bosques de pinos de 1994 eran cultivos o cultivos abandonados en 1956.

En la subzona marginal, la cobertura con mayor dimensión fractal en 1956 era el matorral denso, que formaba una matriz muy digitada por la inmersión de teselas de otros usos en la misma (Figura 3.1). El retroceso de esta categoría supuso la desaparición de esta matriz y una nueva configuración espacial de la cobertura:  $TMT$ ,  $Co$  y  $F_{mca}$  disminuyeron a lo largo de todo el periodo. Así, de 1956 a 1978, la disminución de  $F_{\text{margi}}$  (-2%) se debió probablemente a la disminución de las dimensiones fractales del matorral denso y también de los cultivos.

Entre 1978 y 1989,  $F_{\text{margi}}$  aumentó ligeramente (+0.8%), lo cual fue probablemente debido al aumento de la dimensión fractal del matorral medianamente denso ( $F_{mcm}$ , +3%),

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

que, al extenderse, pasó a constituir una nueva matriz con un perímetro cada vez más complejo.

Entre 1989 y 1994, disminuyó la dimensión fractal del matorral medianamente denso y  $F_{\text{margi}}$  también disminuyó (-2.2%). La extensión del matorral medianamente denso condujo, como se ha visto, a un aumento del tamaño medio de tesela y del grado de agregación de sus teselas, llegándose a un menor número de teselas, más grandes y con perímetros menos complejos, por absorción de muchas de las teselas de otras coberturas inmersas en esta matriz de matorral (Figura 3.1).

En este último subperiodo, disminuyeron las dimensiones fractales de todas las coberturas en la subzona marginal (Tabla 3.26). Esto podría estar reflejando la intervención de un factor espacial simplificador de la forma de las teselas. Este factor podría ser el fuego, que, como se ha dicho, parece haber actuado significativamente en este paisaje en los últimos años.

## 3.4 CONCLUSIONES

Entre 1956 y 1994 se ha producido en el área de estudio un proceso de abandono de cultivos espacialmente heterogéneo, que ha afectado en mayor medida a la subzona marginal, menos apta para el uso agrícola. Como consecuencia de este proceso, la distribución espacial de los usos del suelo se ha visto considerablemente modificada en el municipio: la superficie agrícola se ha reducido un 45.5%, mientras que la forestal ha aumentado un 24.3%. Se ha tendido, por otra parte, a una concentración de los cultivos en la subzona agrícola.

Se ha observado una evolución muy lenta de la vegetación en el municipio durante el periodo de estudio: sólo una tercera parte del área ha experimentado cambios de cobertura de tipo agradativo, mientras que en otra tercera parte las coberturas se han degradado y en el resto se han mantenido estables. La subzona agrícola se ha mantenido bastante estable. En la subzona marginal, en cambio, han dominado las transiciones de tipo degradativo, lo que sugiere la intervención frecuente de alguna perturbación (pastoreo y/o fuego). Es destacable, en particular, la lentitud de la sucesión postcultivo a lo largo de las cuatro décadas consideradas: el desarrollo de un estrato arbóreo espontáneo sobre antiguos

### 3. Cambios en los usos del suelo y en la estructura del paisaje

cultivos ha sido poco frecuente en el área, mientras que sí ha sido común el mantenimiento del cultivo abandonado en esta misma categoría de uso.

Entre 1989 y 1994, se han observado dos tendencias opuestas en la dinámica de la vegetación en el área de estudio. Por un lado, ha aumentado la frecuencia de las transiciones a coberturas con un estrato arbóreo espontáneo, especialmente en las zonas ambientalmente más favorables para el desarrollo de la vegetación. Y, por otro lado, en la subzona marginal, se han extendido los matorrales de más baja cobertura y el área de escasa vegetación, en detrimento del matorral denso y de las superficies repobladas. Estas transiciones degradativas sugieren que en los últimos años el fuego ha debido ser la principal perturbación responsable del lento desarrollo de la cubierta vegetal.

Los principales descriptores del paisaje se han modificado considerablemente a lo largo del periodo de estudio en las dos subzonas consideradas, reflejando que estos paisajes están en un periodo de transición o reajuste cuya duración es difícil precisar. Esta dinámica de la estructura del paisaje está asociada a los cambios habidos en la distribución espacial de los usos del suelo en este territorio en las últimas décadas, es decir esencialmente al proceso de abandono agrícola.

Tanto en la subzona marginal como en la subzona agrícola, entre 1956 y 1994, han aumentado la fragmentación, la diversidad (global y local), el grado de dispersión entre las teselas y la densidad de límite entre tipos de cobertura. En este periodo, la dimensión fractal del paisaje ha disminuido globalmente en la subzona marginal y ha aumentado en la subzona agrícola. Mientras en el caso de esta subzona se ha mantenido la evolución de los indicadores del paisaje a lo largo de todo el periodo de estudio, en la subzona marginal han disminuido la fragmentación, la microdiversidad y el grado de dispersión entre las teselas entre 1989 y 1994. Esta alteración de la evolución del paisaje está asociada a la dinámica espacial de la cobertura más extendida en la subzona marginal, el matorral medianamente denso, que se atribuye, a su vez, a una mayor incidencia del fuego en dicha subzona.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



## **4 CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE INCENDIOS (1976-1999). INTERACCIÓN CON LOS CAMBIOS DE USOS DEL SUELO Y LA DINÁMICA DEL PAISAJE**

### **4.1 INTRODUCCIÓN**

En la mayoría de los países mediterráneos europeos la evolución socioeconómica de las últimas décadas ha conducido a un despoblamiento rural muy importante que ha supuesto una fuerte disminución del grado de aprovechamiento agroganadero de estos territorios (González-Bernáldez, 1989; Baudry y Bunce, 1991; Debussche y Lepart, 1992; Farina, 1991; Etienne et al. 1998). Simultáneamente, los bosques han dejado prácticamente de explotarse (para recogida de leña, producción de carbón, etc.). En los campos de cultivo abandonados, se han desarrollado, por sucesión secundaria, diversas formaciones de matorral o de bosque. Por otra parte, en muchas regiones, se han llevado a cabo plantaciones forestales. Todo ello ha causado generalmente un aumento de la cantidad de combustible presente en estos sistemas, lo que, unido a la creciente presencia humana en las zonas forestales (que tienden a convertirse en espacios dedicados al ocio), ha causado un aumento del riesgo de incendios (Thirgood, 1981; Moreno, 1989; Naveh, 1990b; Rego, 1997; Di Castri, 1998). Así, en décadas recientes, muchos ecosistemas mediterráneos se han caracterizado por una alta incidencia de los incendios forestales y por el aumento de las superficies quemadas (Le Houérou, 1987; Vélez, 1998; Prieto, 1993; Vázquez, 1996; Moreno et al. 1998) y el fuego se ha convertido en un elemento esencial de las políticas ambientales de la mayoría de los países Mediterráneos europeos (Moreno, 1989; Delattre, 1993).

El número de incendios y las superficies quemadas han aumentado desde principios de la década de los setenta en el conjunto de la Península Ibérica (Vázquez, 1996) y también en la Comunidad Valenciana (Vallejo y Alloza, 1998). Esta región es una de las más afectadas por los incendios en España y en toda la cuenca Mediterránea (Moreno et al. 1998; Vallejo y Alloza, 1998; Pausas y Vallejo, 1999). Según lo destacado en el marco del proyecto *Restauración de la Cubierta Vegetal en las zonas afectadas por Incendios*

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

*Forestales de la Comunidad Valenciana* (Vallejo, 1997), esto se debe a la confluencia de diversos factores:

- la existencia de formaciones vegetales con una composición y una estructura favorecedoras de la progresión del fuego (gran abundancia de plantas xerófilas y esclerófilas, con bajo contenido en agua)
- una meteorología adversa en gran parte del territorio (largo periodo de sequía estival coincidiendo con altas temperaturas)
- una alta incidencia de incendios por rayos
- una topografía muy compleja que favorece la propagación del fuego y dificulta su extinción
- un uso cultural del fuego fuertemente arraigado, tanto en la sociedad rural como en la urbana
- el abandono de los usos tradicionales en el área rural, como consecuencia de los cambios socioeconómicos

El fuego, como fenómeno con una dimensión espacial, está sujeto tanto a factores estructurales (fuentes de ignición, tipo de vegetación, condiciones climáticas, uso del territorio, red de comunicaciones) como a factores espaciales (Vázquez, 1996). La probabilidad de que un determinado lugar del paisaje se vea afectado por un incendio, es decir su susceptibilidad al fuego, depende no sólo de las características de ese lugar sino también de las de los lugares adyacentes (Chou et al. 1990; Davis y Barrows, 1994). El comportamiento de un fuego está influido tanto por las características topográficas y fisiográficas de un paisaje como por la configuración espacial de los diferentes tipos de coberturas, es decir de combustibles, que lo conforman (Turner y Romme, 1994).

Las interacciones entre la estructura del paisaje, y más concretamente entre su heterogeneidad espacial, y el comportamiento de las perturbaciones han sido extensamente estudiadas en ecología del paisaje (Romme, 1982; Turner, 1987, 1989; Turner et al. 1989; Turner y Dale, 1991; Mladenoff et al. 1993; Baker, 1993; Turner y Romme, 1994). En el caso del fuego, se ha considerado generalmente que una mayor homogeneidad del paisaje favorecería la propagación del incendio (Wiens et al. 1985; Knight, 1987), aunque también se ha observado lo contrario (Turner, 1989).

No se ha elaborado todavía una teoría general que relacione el grado de heterogeneidad espacial de un paisaje con la tasa de propagación de las perturbaciones.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

Para Morvan et al. (1995), no puede existir una correlación universal entre la tasa de propagación del fuego y la heterogeneidad del paisaje. Según Turner (1987), la heterogeneidad de un paisaje favorecerá o frenará la propagación de una perturbación en función de diferentes factores entre los cuales destacan el tipo y escala de la perturbación, la configuración espacial de los elementos en el paisaje, las características de estos elementos con respecto a la perturbación (por ejemplo, la inflamabilidad en el caso del fuego) y las diferencias entre teselas en relación a estas características. En realidad, la heterogeneidad de un paisaje es subjetiva, ya que depende de la escala de observación y del tipo de clasificación escogido para describir el territorio. Un paisaje puede ser, por ejemplo, considerado heterogéneo desde un punto de vista botánico, pero bastante homogéneo en cuanto a la inflamabilidad.

Los incendios tienen, a su vez, una reconocida influencia sobre la estructura del paisaje. Es sabido que cambios en el régimen de incendios pueden conducir a una modificación importante de los tipos de vegetación y/o de su distribución espacial (Zedler et al. 1983; Turner et al. 1994; Turner y Romme, 1994; Trabaud y Galtié, 1996; Davis, 1998; Kitzberger y Veblen, 1999). Un fuego puede aumentar o disminuir la heterogeneidad del paisaje, dependiendo de la escala de observación, de la escala de actuación de la perturbación y de nuestra clasificación del territorio (Sousa, 1984; Pickett y White, 1985; Fox y Barry, 1987; Malanson, 1987; Turner y Dale, 1991; Forman, 1997; Farina, 1998). En muchos paisajes mediterráneos, la alta frecuencia de fuegos alcanzada en los últimos años ha favorecido la aparición de grandes áreas quemadas fuertemente interconectadas, y, en consecuencia, la disminución de la fragmentación y diversidad del paisaje (Lasanta-Martinez, 1988; Debussche et al. 1987; Vos, 1993). Estos cambios pueden favorecer, de manera retroactiva, la incidencia de los grandes incendios. Se establece entonces el denominado ciclo de fuego (Loucks, 1970).

En el contexto mediterráneo, muchos autores han estudiado los cambios en los usos del suelo y en el paisaje que han afectado los ecosistemas en décadas recientes (Farina, 1991; Fernández Ales et al. 1992; Vos, 1993; Papanastasis y Kazaklis, 1998; Moreira et al. 2001a). Por otra parte, diferentes estudios analizan la evolución reciente del régimen de incendios en estos sistemas, relacionándola con los cambios en el modelo de aprovechamiento del territorio (Rego, 1992; Vélez, 1993; Moreno et al. 1998; Díaz-Delgado, 2000). Son menos frecuentes los trabajos que analizan desde un punto de vista

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

espacial las interacciones entre estructura del paisaje y régimen de incendios (Davis y Barrows, 1994; Trabaud y Galtié, 1996; Vázquez, 1996; Mouillot, 2000; LUCIFER, 2001). Esto se debe, en muchos casos, a la dificultad de obtener datos georeferenciados que permitan reconstruir las historias espaciales de usos y de incendios en estas regiones para periodos de tiempo razonablemente largos (Trabaud y Galtié, 1996).

En este capítulo, se pretende entender en qué modo los cambios de usos y de estructura del paisaje ocurridos en la zona de estudio a partir de los años cincuenta (capítulo 3) han afectado al régimen de incendios y cómo, a su vez, los fuegos han influido en el mosaico paisajístico en este municipio.

En un primer momento, se ha estudiado el régimen de incendios en base a información estadística desde el año 1973 al año 1994. También se ha reconstruido la incidencia espacial de algunos de estos incendios utilizando fotografías aéreas, imágenes de satélite e información documental y de campo, elaborándose, finalmente, un mapa de incendios del municipio para el periodo (1976-1994). En base a este mapa y a la información cartográfica generada en el capítulo 3, se ha estudiado el comportamiento espacial del fuego según los tipos de cobertura, la topografía y la historia previa de incendios, y se han analizado las interacciones entre los cambios de usos y de paisaje y los incendios.

Las hipótesis de trabajo en este capítulo han sido:

1. La distribución espacial de los fuegos no es aleatoria. Tanto sus puntos de inicio como la dinámica de su propagación están determinados por la configuración espacial del paisaje. Por un lado, las posibles fuentes de ignición de origen humano no suelen distribuirse aleatoriamente por el territorio y, por otro lado, la propagación del fuego estaría condicionada (entre otros factores) por la distribución espacial de los diferentes tipos de combustible presentes en el paisaje.

2. Los cambios en la distribución espacial de los usos del suelo, es decir en la estructura del paisaje, que se han producido en el área de estudio en las últimas décadas han influido en el régimen de incendios. La disminución de la presión agroganadera sobre el territorio ha conducido a un aumento de la cantidad de combustible presente en el mismo y a una mayor incidencia de los grandes fuegos.

3. El fuego ha sido un factor principal en la dinámica reciente del paisaje de esta zona promoviendo una pérdida de fragmentación y de heterogeneidad espacial. Esta

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

evolución hacia un paisaje espacialmente más homogéneo estaría causando un riesgo creciente de grandes incendios.

## 4.2 MÉTODOS

La caracterización del régimen de incendios en el área de estudio se ha realizado a partir de las bases de datos de incendios de la provincia de Alicante para el periodo 1973-1994 y de los correspondientes partes de incendios (Direcció Territorial d'Alacant, Unitat Forestal, Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana).

Algunos de los principales descriptores de un régimen de incendios son la frecuencia (y recurrencia), el tamaño y la distribución espacial (Pickett y White, 1985).

La frecuencia suele expresarse en número medio de fuegos por periodo de tiempo y la recurrencia (inversa de la frecuencia) en términos del tiempo medio de retorno entre fuegos. El tamaño puede expresarse de diferentes maneras. En este trabajo hemos utilizado la superficie quemada total por periodo de tiempo, la superficie quemada anual media y el tamaño medio de incendio. Hemos estudiado también la distribución de tamaño de los incendios. Estos descriptores se han calculado para el periodo 1973-1994, pero también para los tres subperiodos determinados a partir de las fechas de elaboración de los mapas de usos del suelo mediante fotografía aérea, es decir 1973-1978, 1979-1989 y 1990-1994 (capítulo 3).

En cuanto a la distribución espacial de los incendios, sólo ha podido estudiarse para algunos de los fuegos acontecidos en el área entre 1976 y 1994, a partir del mapa de incendios elaborado en el marco de este estudio.

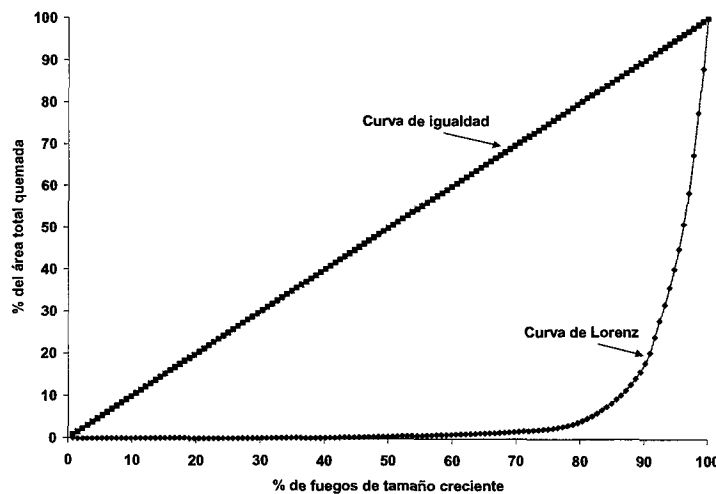
### *Distribución de tamaño de los incendios*

Hemos estudiado la distribución de tamaño de los incendios mediante la representación del número de fuegos con respecto al tamaño, para todo el periodo de estudio y para cada subperiodo. También hemos estudiado la proporción de área quemada según el tamaño de los incendios mediante la curva de Lorenz y la representación de los tamaños de incendio con respecto al mayor fuego (Díaz-Delgado, 2000).

La curva de Lorenz representa el porcentaje del área total quemada en función del porcentaje del número de fuegos de tamaño creciente. Es pues una curva de frecuencia acumulada en la que se comparan, en este caso, los porcentajes de dos series de datos de

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

tipo ordinal. La curva de Lorenz muestra el grado de concentración de una variable o la desigualdad de una variable, en este caso el tamaño del fuego. La línea que recorre la diagonal se denomina línea de igualdad, de forma que cuanto menor sea la distancia de la curva a ésta, más repartida estará la distribución de la variable (Figura 4.1). Esta curva ha sido utilizada por diferentes autores para cuantificar la desigualdad en la distribución de variables de interés ecológico (Weiner y Thomas, 1986; Bendel et al. 1989; Díaz-Delgado, 2000).



**Figura 4.1** Curva de Lorenz y línea de igualdad

En la curva de los tamaños de incendio con respecto al mayor fuego, se representa el porcentaje del área quemada por cada fuego más todos los de tamaño inferior (eje Y) en función de su tamaño relativo (su tamaño respecto al del mayor fuego). El tamaño del mayor fuego del periodo es el 100% en el eje X.

#### ***Mapa de incendios***

No existía una cartografía de incendios del área de estudio para el conjunto del periodo de tiempo considerado en este trabajo (1956-1994). A partir de la información estadística y georeferenciada existente, se ha realizado un mapa de incendios del municipio para el periodo 1976-1994 (Figura 4.2). Los perímetros de los incendios se delimitaron sobre las fotografías aéreas correspondientes y fueron después trasladados al mapa topográfico al 1:25.000 según el método expuesto en el capítulo 3. Posteriormente, los polígonos delimitados fueron digitalizados e importados al SIG IDRISI.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

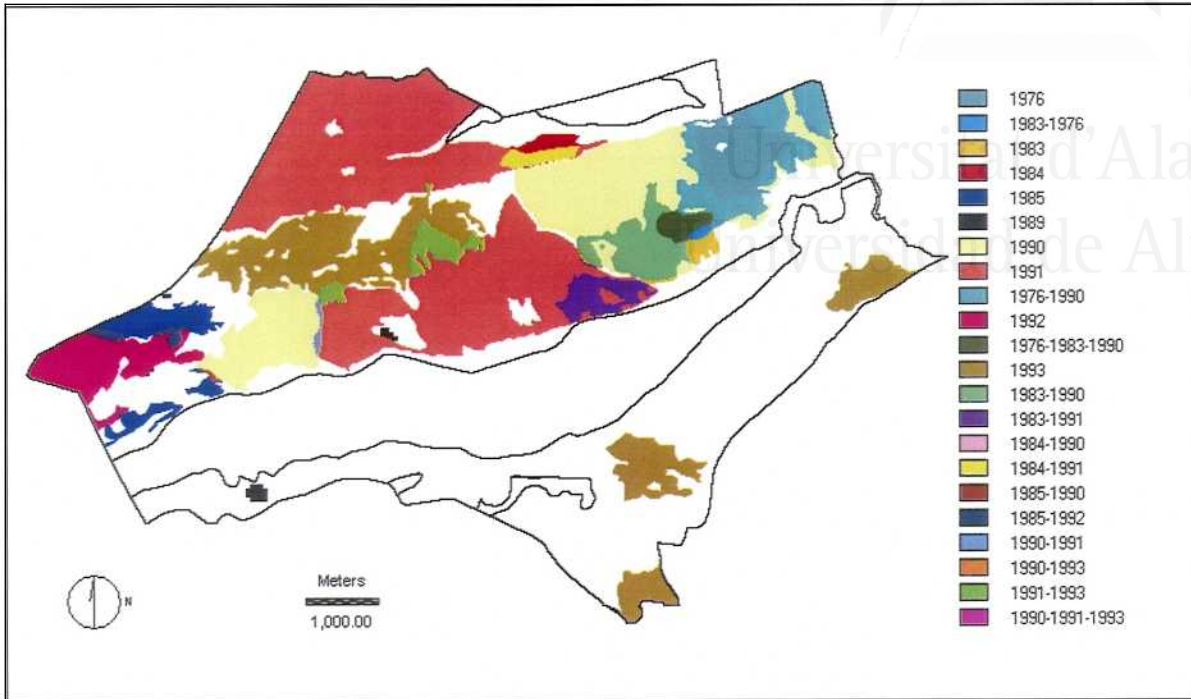


Figura 4.2 Mapa de incendios de Vall de Gallinera (1976-1994). Se indican los límites de las dos subzonas.

Las fuentes utilizadas para la elaboración del mapa de incendios han sido las siguientes:

- fotos aéreas (1978, 1984, 1985, 1986, 1989, 1994)
- representación cartográfica de los incendios de la provincia de Alicante (periodo 1993-1995) a 1:50.000 (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana)
- mapa de zonas incendiadas (periodo 1987-1994) al 1:200.000 (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana)
- delimitación de incendios mayores de 15 ha sobre imágenes de satélite Landsat-5 TM (periodo 1984-1993) a una escala aproximada de 1:91.000 y que cubren parcialmente la zona de estudio (Viedma, Departament de Termodinàmica, Universitat de València)
- base de datos de incendios forestales de la provincia de Alicante (1973-1994) (Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana)
- partes de incendios forestales (ICONA, 1973-1988; Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, 1989-1994).
- informes de los incendios forestales de Lorcha y Vall de Gallinera (1991) y de Lorcha (1993) realizados por el CEAM
- comunicaciones personales de vecinos del municipio y de los agentes forestales Andrés Hiliarte y Juan Molina.

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

- trabajo de campo (Cillero, 1996; Duguy 1996, 1997)

El mapa de incendios muestra que todos los incendios cartografiados se produjeron en la subzona marginal (Figura 4.2) y que, dentro de esta subzona, la gran mayoría de los fuegos afectaron a la subunidad más septentrional, compuesta por la solana del valle de Gallinera, el páramo septentrional de la zona y la solana de la sierra de La Safor (Figura 2.1), y que denominaremos “Solana” a partir de ahora.

Muchos de los pequeños y medianos incendios habidos en la zona no han podido cartografiarse por producirse sobre zonas recientemente afectadas por un gran incendio (lo que hacía imposible su visualización en las fotos aéreas o en las imágenes de satélite) o por falta de datos precisos para su ubicación, por lo que en gran parte de la zona la frecuencia real de incendios debió ser más alta que la estimada a partir del mapa de incendios elaborado.

#### ***Incidencia de fuegos en relación a los usos del suelo y a variables topográficas***

Hemos utilizado la función de selección de recurso presentada en el capítulo 3 para estudiar la incidencia de los fuegos cartografiados y que han afectado a la subunidad Solana en función de los usos presentes en el paisaje en el momento del incendio y de las variables topográficas de las áreas quemadas. Tanto para 1976 como para 1991, aparecen dos teselas quemadas, prácticamente contiguas, en la Figura 4.2. Estas teselas se han considerado pertenecientes a un único fuego en cada caso. En cuanto a las teselas quemadas en 1990, las dos más orientales también se han considerado como un sólo incendio (1990a) y la tesela más occidental como otro incendio (1990b). En el caso de los años 1985 y 1989, también aparecen varias teselas quemadas en la Solana y se ha estudiado el comportamiento de la más grande.

#### ***Comportamiento crítico autoorganizado de los fuegos (Self-organized Critical Behavior)***

A pesar de la complejidad de los procesos de inicio y propagación del fuego, se ha observado que para un amplio rango de ambientes, la incidencia del fuego presenta una relación potencial con el área quemada (Malamud et al. 1998; Ricotta et al. 1999). Una distribución frecuencia-área que obedezca a una relación potencial se asocia a una dinámica fractal (invariable con la escala), es decir a un sistema denominado de comportamiento crítico autoorganizado (*Self-organized Critical Behavior*), que exhiben



## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

procesos como los terremotos o las avalanchas (Bak et al. 1988; Bak y Tang, 1989; Noever, 1993).

La independencia respecto a la escala se manifiesta en una distribución de tamaños que obedece a una relación hiperbólica del tipo:

$$N(S>s) \propto s^{-\tau} \quad (1)$$

donde N es el número de eventos (p.e.j. fuegos) con un tamaño S superior al umbral s y  $\tau$  es el exponente de escala.

Para relacionar la incidencia de los fuegos de nuestra área de estudio con su tamaño, se ha utilizado la relación hiperbólica log-log transformada:

$$\log N(S>s) = \log k - \tau \log s \quad (2)$$

donde log k es una constante que representa una medida del nivel regional de incidencia del fuego y  $\tau$  es el valor de la pendiente en el modelo lineal ajustado.

Un valor de  $\tau > 1$  indica que los fuegos pequeños contribuyen mayoritariamente al área quemada. Al contrario, un valor de  $\tau < 1$  indica una mayor importancia de los grandes incendios en la superficie quemada total.

Así, para todos los incendios registrados en la zona entre 1973 y 1996 por los servicios forestales, hemos estudiado la relación entre el tamaño de incendio (S) y el número N de fuegos de tamaño superior a S.

#### ***Dinámica de los usos del suelo y susceptibilidad al fuego del paisaje***

Hemos estudiado la relación entre la distribución de los usos del suelo y la susceptibilidad al fuego del paisaje mediante dos planteamientos.

Por una parte, hemos estimado, para cada fecha de estudio, un Índice de acumulación de combustible del paisaje (Ico) y, por otra parte, un Índice de susceptibilidad al fuego (Isus).

En el primer caso, hemos asumido que se puede atribuir un valor de referencia (v) a cada categoría de uso (i) según la acumulación de combustible esperable en la misma (Moreira et al. 2001b). Este valor ( $v_i$ ) se multiplica por la superficie ocupada por el uso en el paisaje ( $\text{área}_i$ ) y la suma para todos los usos presentes proporciona el Índice de acumulación de combustible del paisaje (Ico):

$$Ico = \sum v_i \text{área}_i$$

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

No disponíamos de datos de acumulación de biomasa ni de grado de humedad para los diferentes usos presentes en el área de estudio, pero unas observaciones de campo detalladas han permitido clasificarlos según su carga de combustible aproximada utilizando los modelos de combustible definidos por el ICONA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1990) para los montes del Levante español (Tabla 4.1). El valor de la mediana del rango de cantidad de combustible proporcionado por estos modelos se ha utilizado como valor (v) de referencia para cada uso.

**Tabla 4.1 Clasificación de los usos del suelo según los modelos de combustible del ICONA (1990) y cantidad de combustible correspondiente, en materia seca (t/ha).**

Categoría de usos del suelo	Modelo de combustible	Cantidad de combustible
Urbano	-	0
Industria	-	0
Minería	-	0
Roca	-	0
Agua	-	0
Cultivo	-	0
Área de escasa vegetación	1	1-2
Cultivo abandonado	1	1-2
Cultivo abandonado/Pinos	2	5-10
Matorral abierto	5	5-8
Matorral medianamente denso	5	5-8
Matorral medianamente denso /árboles	5	5-8
Mosaico	5	5-8
Matorral denso	6	10-15
Plantación de pinos abierta	4	23-35
Plantación de pinos medianamente densa	4	23-35
Matorral denso/ árboles	7	10-15
Plantación de pinos densa	7	10-15
Vegetación ripícola	9	7-9
Pinar abierto	9	7-9
Pinar denso	9	7-9
Bosque espontáneo de pinos	9	7-9
Bosque espontáneo mixto	9	7-9

A las coberturas sin vegetación y a los cultivos en uso, se les ha atribuido una carga de 0 t/ha de combustible (Tabla 4.1). Los cultivos abandonados y las áreas de escasa vegetación se han clasificado como pastizales del tipo 1 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1990), debido a la dominancia de las herbáceas y a la baja cobertura de las especies leñosas arbustivas. En cuanto a la vegetación ripícola, se ha clasificado como modelo 9, por ser el que correspondía a la formación boscosa con la menor cantidad de combustible.

Para evaluar el Índice de susceptibilidad al fuego del paisaje (Isus) en cada fecha considerada, hemos utilizado los datos reales de incidencia espacial del fuego, es decir los

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

valores del índice de selección ( $w$ ). En este caso, el valor de referencia ( $v$ ) de cada categoría de uso es su índice de selección medio para el periodo (1976-1994), que se habrá calculado anteriormente. Este valor se ha multiplicado, en cada fecha, por la superficie ocupada por el uso y la suma para todos los usos presentes en el paisaje ha proporcionado el Índice de susceptibilidad al fuego del paisaje ( $I_{sus}$ ).

Los índices obtenidos, ( $I_{co}$ ) e ( $I_{sus}$ ), se han estandarizado en todos los casos dividiéndolos por el valor del índice de 1956 correspondiente, es decir que los índices de 1956 siempre tendrán valor 1.

## 4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.3.1 Caracterización del régimen de incendios

#### 4.3.1.1 Características principales

El régimen de incendios del área de estudio se ha caracterizado por una gran variabilidad interanual entre 1973 y 1996: el número de incendios anual varió entre 1 y 18 y la superficie quemada anual entre 0.65 y 2592 ha (Figura 4.3).

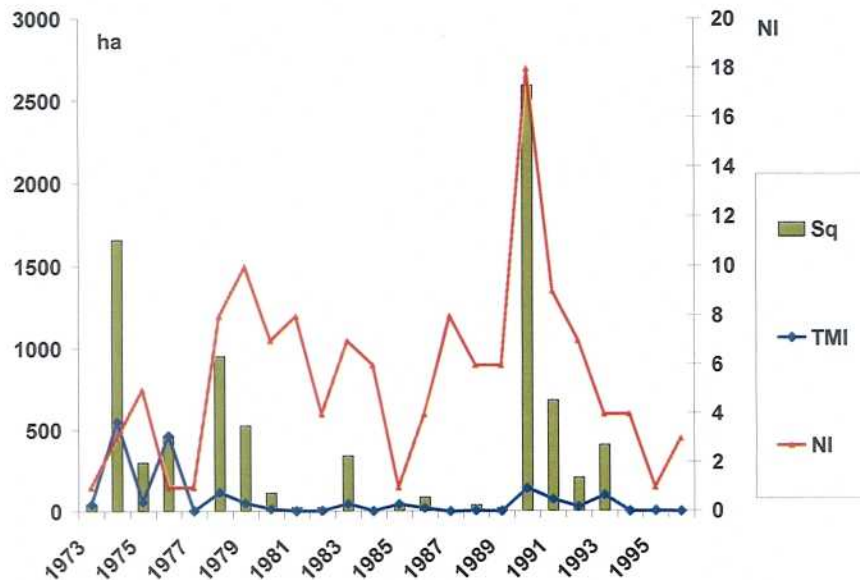


Figura 4.3 Número de incendios (NI), tamaño medio de incendio en ha (TMI) y superficie quemada en ha (Sq), en Vall de Gallinera (1973-1996).

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

La relación entre las condiciones meteorológicas y la incidencia del fuego es conocida (Chandler et al. 1983; Viegas y Viegas, 1994). La Figura 4.4, que muestra la precipitación total anual (mm) en la estación de Pego y el área quemada anual (ha) en Vall de Gallinera para el periodo 1973-1996, sugiere que la variabilidad del régimen de incendios en el municipio de estudio en las últimas décadas está relacionada con la gran variabilidad del régimen de precipitaciones. No hay que olvidar, sin embargo, el carácter en parte aleatorio del inicio del fuego.

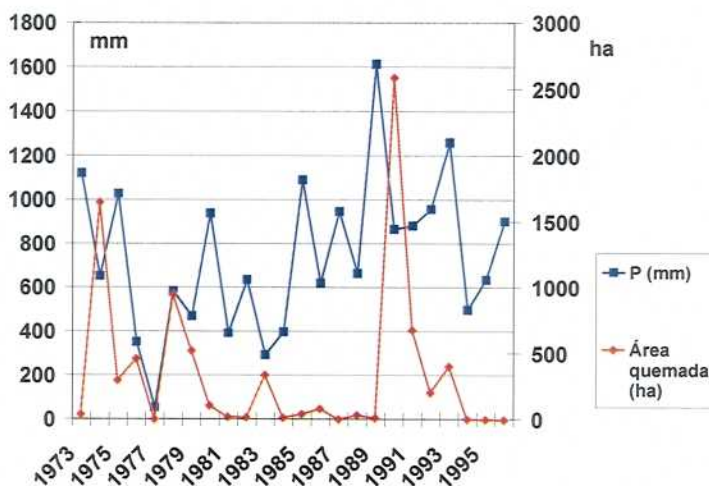


Figura 4.4 Precipitación total anual en mm (P) en la estación de Pego y área quemada anual (ha) en Vall de Gallinera para el periodo 1973-1996.

En la Figura 4.4 se observa que los picos de área quemada aparecieron, en general, en años de disminución de la precipitación total anual sucesivos a un año con pico de precipitación. La correlación entre el área anual quemada y la precipitación total del año anterior es significativa ( $r=0.686$ ,  $p=0.01$ ).

Como es sabido, la cantidad y el estado del combustible influyen decisivamente en el inicio y propagación del fuego (Pyne, 1984; Trabaud, 1989). Si disminuye la precipitación anual tras uno o varios años muy húmedos, el paisaje se caracterizará por grandes acumulaciones de combustible cuyo grado de humedad bajará de manera importante en los meses más secos y calurosos del año, provocando una gran susceptibilidad del paisaje al fuego. Esta susceptibilidad será mayor cuanto más seco sea el periodo estival del año en cuestión. Así, cinco de los seis picos de área quemada registrados en el área de estudio (Figura 4.4) se produjeron en años cuya precipitación estival (mayo a septiembre) fue inferior a la precipitación estival media de (1973-1996).

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

La estacionalidad de los incendios fue muy marcada entre 1973 y 1996: el 51.5% de los incendios se produjo en verano y el 74% entre abril y octubre (Figura 4.5).

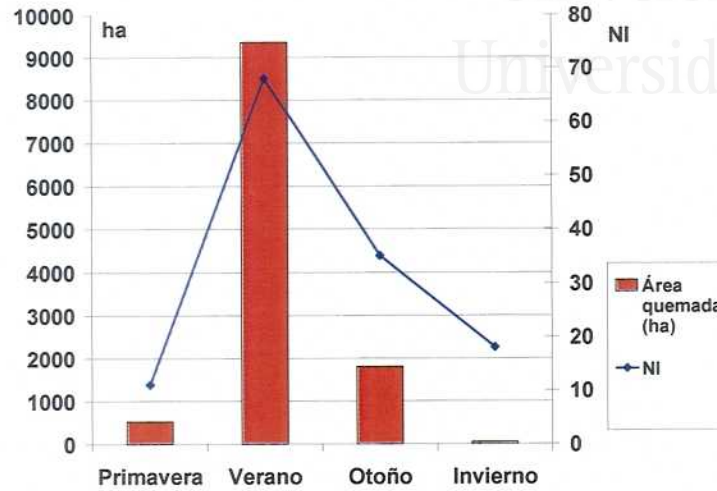


Figura 4.5 Área quemada (ha) y número de incendios (NI) en Vall de Gallinera para el periodo (1973-1996) según la estación del año.

Si estudiamos el régimen de incendios por subperiodos de tiempo, observamos una gran variabilidad ínter periodo para la mayoría de los indicadores calculados (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 : Caracterización del régimen de incendios en Vall de Gallinera entre 1973 y 1994 y por subperiodos.

	1973-1978	1979-1989	1990-1994	1973-1994
Número de incendios	19	67	42	128
Frecuencia (Nº Incendios/año)	3.2	6.1	8.4	5.8
Recurrencia o Intervalo medio de fuego (años)	0.3	0.16	0.12	0.17
Superficie quemada total - Sqt (ha)	3417.3	1225.5	3890.3	8533.1
Superficie quemada anual media - Sqa (ha)	569.5	111.4	778	387.9
Rango de sup. quemada anual (ha)	5 - 1655	6 - 525	5.8 - 2592	5 - 2592
Sqt/ Superficie subzona marginal (%)	79.8	28.6	90.8	199.2
Sqa/ Superficie subzona marginal (%)	13.3	2.6	18.2	9.1
Tamaño medio de incendio-TMI (ha)	179.9	18.3	92.6	66.7
Rango de tamaños de incendio (ha)	1.5 - 1250	0.02 - 500	0.01 - 1100	0.01 - 1250

Los valores de las relaciones (Sqt/Sup. subzona marginal) y (Sqa/Sup. subzona marginal), que aparecen en la Tabla 4.2, nos indican que en el primer subperiodo la superficie quemada total fue equivalente a más de las tres cuartas partes de la subzona marginal (79.8%), quemándose anualmente un 13.3% de esta subzona. Entre 1979 y 1989, se quemó una superficie equivalente a algo más de una cuarta parte de la subzona marginal (28.6%) y anualmente un 2.6% de la misma, lo cual debió permitir la recuperación de la

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

cubierta vegetal en buena parte de la subzona. Entre 1990 y 1994, se quemó una superficie equivalente al 90.8% de la subzona marginal y anualmente un 18.2% de la misma. El municipio de estudio, y especialmente la subzona marginal, se han visto pues sometidos a un régimen de fuegos muy intenso en las últimas décadas. En buena parte de la subzona marginal se alcanzaron altas frecuencias de incendio al final del periodo de estudio. Esto apoyaría la suposición formulada en el capítulo 3 según la cual el fuego sería una de las causas de la lenta evolución de la vegetación en la subzona marginal, convirtiéndose, sin duda, en los últimos años, en un factor esencial de la dinámica de este paisaje.

##### ***Tamaños de incendio***

La frecuencia de incendios fue alta entre 1973 y 1994 (5.8 incendios/año). Además, aumentó a lo largo de todo el periodo de estudio (Tabla 4.2).

El primer subperiodo se caracterizó por la menor frecuencia anual de incendios y por el menor número total de incendios, pero también por el mayor tamaño medio de incendio (TMI=179.9 ha), es decir por una especial incidencia de los grandes incendios. En el presente estudio, hablaremos de gran incendio para tamaños iguales o superiores a la 500 ha. Los dos mayores fuegos representaron el 50.8% de la superficie quemada en este subperiodo. En número de fuegos, los más abundantes fueron los incendios medianos, con tamaños entre 50 y 500 ha (Figura 4.6). Estos representaron un 47.4% del número total de incendios y quemaron un 46.9% de la superficie quemada.

En el segundo subperiodo, aumentaron fuertemente la frecuencia y el número de incendios, pero el TMI disminuyó un 89.8%, hasta un valor de 18.3 ha. La superficie quemada anual media se redujo un 80.4%. La Figura 4.6 muestra que en este subperiodo dominaron los fuegos pequeños, con tamaños inferiores a las 50 ha. Estos incendios representaron el 91% del total de incendios, pero sólo quemaron el 13% de la superficie quemada en este periodo. Entre estos incendios fueron abundantes los muy pequeños ( $\leq 1$  ha) que representaron el 33% del número total de incendios (Figura 4.6). Los fuegos de más de 50 ha sólo representaron el 9% del número total de incendios de este subperiodo, pero quemaron el 87% de la superficie quemada.

Por último, en el tercer subperiodo se alcanzó la máxima frecuencia anual de incendios (8.4) y volvió a aumentar el TMI, aunque se mantuvo inferior al del primer subperiodo. La superficie quemada anual media alcanzó su máximo valor (778 ha). Entre

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

1990 y 1994, se produjo un gran número de fuegos pequeños (el 76.2% de los incendios eran de menos de 50 ha), entre los cuales muchos eran muy pequeños (54.8% de los incendios eran de 1 ha o menos), pero también fueron bastante frecuentes los incendios de cien o más hectáreas (21.4% de los incendios) y 3 fuegos superaron incluso las 900 ha (Figura 4.6). Estos 3 fuegos quemaron el 65% de la superficie total quemada.

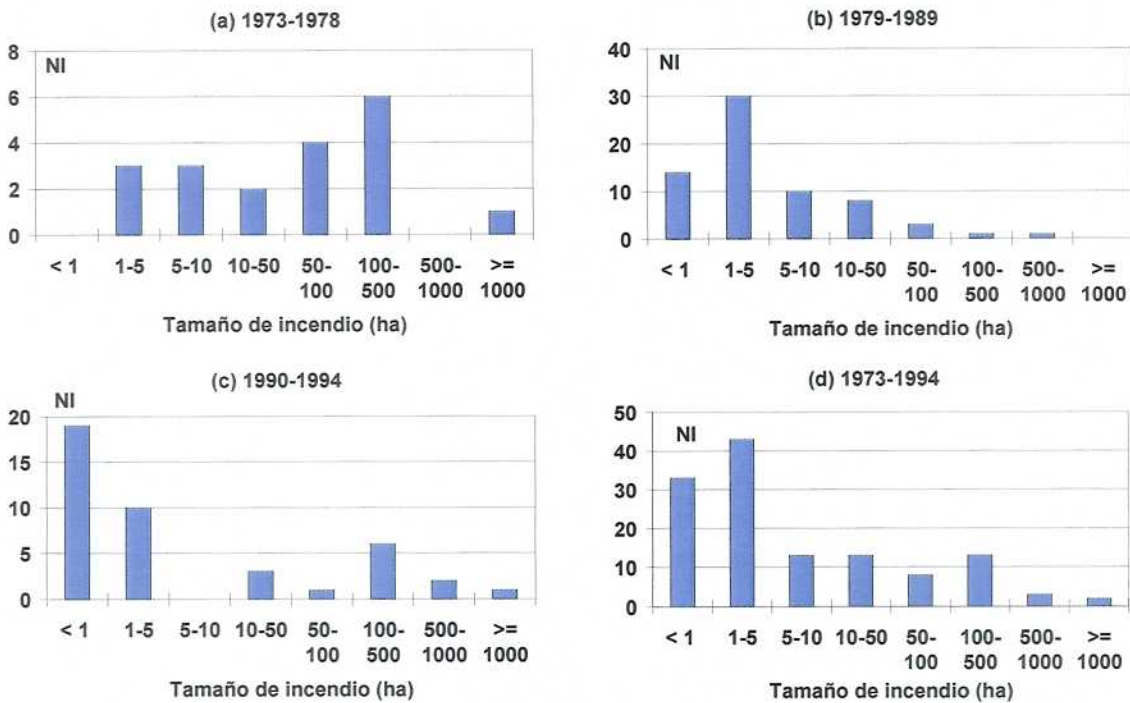


Figura 4.6 Distribución del número de incendios (NI) ocurridos en Vall de Gallinera según su tamaño (ha) para los diferentes subperiodos de tiempo y para todo el periodo de estudio.

La curva de Lorenz (Figura 4.7) muestra que la distribución del tamaño de los incendios a lo largo del periodo de estudio fue muy desigual (la curva se aleja mucho de la línea de igualdad). El 80% de los fuegos del periodo sólo quemó un 4.3% del área quemada total (Figura 4.7), es decir que un 20% de los fuegos quemó el 95.7% restante de esta área.

La curva de tamaños de incendio con respecto al mayor fuego (Figura 4.7), muestra, en el punto A, que en torno a un 32% del área quemada fue debida a fuegos de 400 ha o menos (la superficie de un fuego de 400 ha equivale a un 32% de la del máximo fuego). En el punto B, observamos que un 49% del área quemada fue debida a fuegos mayores de 625 ha (50% del máximo fuego).

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

Queda patente la alta incidencia que han tenido los grandes fuegos en el área de estudio en las últimas tres décadas. Esto también ha sido observado por otros autores estudiando la incidencia de incendios en diferentes zonas de España (Vázquez y Moreno, 1995; Piñol et al. 1998).

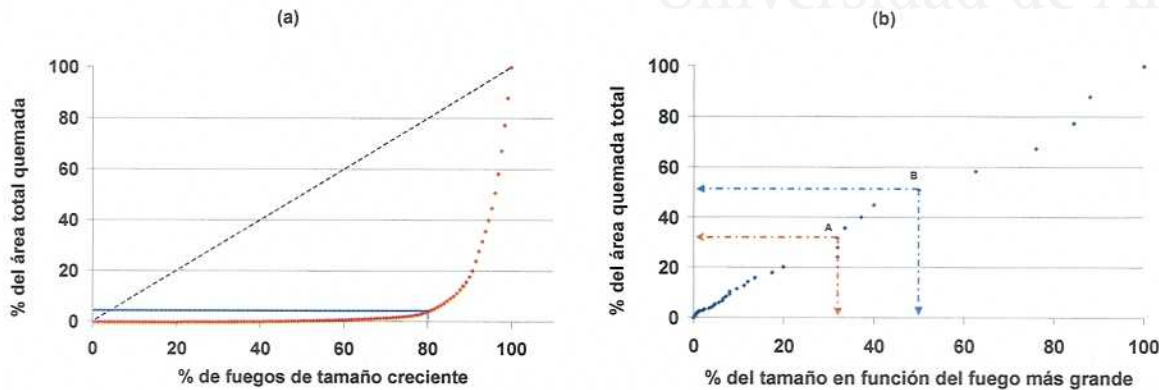


Figura 4.7 Distribución del tamaño de los incendios en Vall de Gallinera (1973-1994):

(a) Curva de Lorenz (la línea recta representa la curva de igualdad)

(b) Curva de tamaños de incendio con respecto al mayor fuego

#### 4.3.1.2 Dinámica espacial de los incendios

El estudio de la dinámica espacial de los grandes incendios habidos en la zona de estudio se ha realizado en base al mapa de incendios (Figura 4.2). A partir de este mapa se ha generado en IDRISI el mapa de frecuencia de incendios del área de estudio (Figura 4.8).

Entre 1976 y 1994, más de la mitad de la subzona marginal (57.5%) se vio afectada por algún incendio (Tabla 4.3). En la subunidad Solana, se quemó un 77.4% de la superficie. Casi las dos terceras partes (64.9%) de esta subunidad se quemaron al menos una vez entre 1976 y 1994 (Tabla 4.3 y Figura 4.8), lo que equivale a una recurrencia de incendios de unos 19 años. Un 11.7% de la Solana se quemó al menos dos veces. El 14.9% de esta superficie se quemó con un intervalo entre los dos fuegos igual o inferior a tres años y el 84.7% con un intervalo igual o inferior a siete años (Tabla 4.4). Un 0.8% de la Solana se quemó al menos tres veces (Figura 4.8). Como se ha visto, muchos incendios pequeños y medianos no han podido ser cartografiados, por lo que la frecuencia de incendios debió ser más alta en gran parte de la Solana. Muchos puntos de la misma pudieron verse afectados por 4 incendios en 19 años, lo que correspondería a una frecuencia media de un fuego cada 4.75 años. Sirva de referencia el ejemplo de Cataluña



4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

donde las recurrencias más altas contabilizadas para incendios de más de 30 ha, en el periodo 1975-1995, fueron de 4 años (CREAF, 1997).

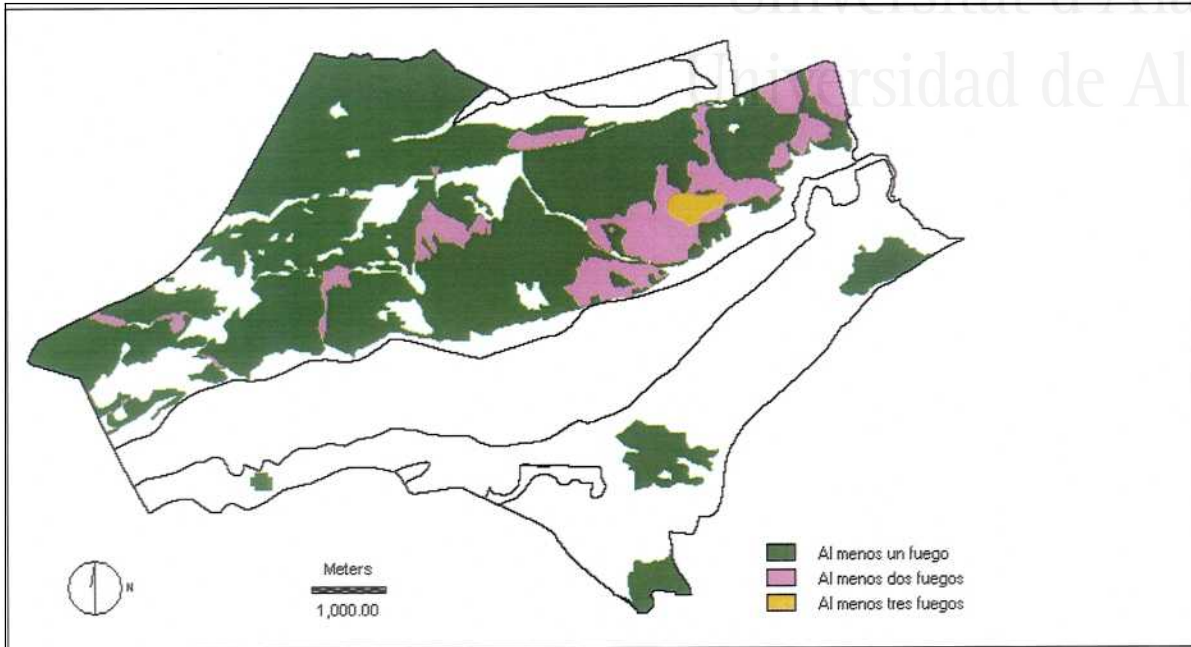


Figura 4.8 Mapa de frecuencia de incendios de Vall de Gallinera (1976-1994). Se indican los límites de las dos subzonas.

Tabla 4.3 Distribución del área quemada durante el periodo (1976-1994) según la frecuencia de incendios en la subzona marginal y en la Solana.

Número de fuegos (1976-1994)	Subzona marginal		Subunidad "Solana"	
	Área (ha)	Área/Sup. marginal (%)	Área (ha)	Área/Sup. solana (%)
1	2093.3	48.9	1927.9	64.9
2	346.2	8.1	346.2	11.7
3	23.0	0.5	23.0	0.8
<i>Total área quemada</i>	<i>2462.6</i>	<i>57.5</i>	<i>2297.1</i>	<i>77.4</i>
<i>Área no quemada</i>	<i>1821.7</i>	<i>42.5</i>	<i>672.6</i>	<i>22.7</i>
<i>Total</i>	<i>4284.3</i>	<i>100</i>	<i>2969.7</i>	<i>100</i>

Tabla 4.4 Distribución de las superficies quemadas más de una vez en la Solana entre 1976 y 1994 en % del área quemada de cada frecuencia de incendios (FI) y según el intervalo (en años) entre fuegos consecutivos.

FI	≥ 2 fuegos								≥ 3 fuegos	
	1	2	3	5	6	7	8	14	7 y 7	1 y 2
Años										
%	1.4	13.4	0.06	0.5	0.02	35.1	14.2	35.4	99.7	0.3

Teniendo en cuenta que la mayoría de los incendios cartografiados fueron intencionados según los partes de incendios forestales consultados (ICONA, 1973-1988; Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, 1989-1994), la

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

ubicación mayoritaria de estos incendios en la subunidad Solana esta asociada a la acción humana. Vall de Gallinera es uno de los municipios con mayor intencionalidad en la provincia de Alicante: de 121 incendios iniciados entre 1973 y 1995 en el municipio, un 40.5% se consideraron causados por el hombre. Entre estos fuegos, un 75.5% fueron intencionados y un 24.5% fueron causados por negligencias (quemadas agrícolas, trabajos forestales, quema de basuras, etc.). El factor humano es pues esencial a la hora de diseñar las políticas de prevención y control de incendios en este paisaje, tal como ocurre en gran parte de los sistemas mediterráneos (Folch, 1996).

#### *Incidencia de incendios y usos del suelo*

En primer lugar, se han reclasificado los mapas de usos del suelo mediante una leyenda simplificada de usos (Tabla 4.5). Para cada fuego, hemos considerado que en cada punto se quema el uso que aparece cartografiado en ese punto en el mapa de usos simplificado más inmediatamente anterior al incendio, excepto si se ha producido algún otro fuego entre la fecha del mapa de usos de referencia y el fuego considerado. Este caso sólo se ha presentado para el área afectada por los fuegos de 1991 y de 1993, en la cual se ha considerado que el fuego de 1993 quemó la categoría “área de escasa vegetación” que había generado el fuego de 1991.

**Tabla 4.5 Superficie quemada (ha) y porcentaje sobre la superficie total quemada, por categorías de uso, para el periodo (1976-1994).**

Categoría de Uso	Categorías en la leyenda de usos (Tabla 3.2)	Sup. quemada (ha)	%
Cultivos	4	97.04	3.40
Cultivos abandonados	18, 19	102.84	3.60
Bosques espontáneos	5, 6	2.80	0.10
Matorral	13, 14, 15, 16, 17, 20	2173.62	76.15
Replantaciones	7, 8, 9, 10, 11	400.05	14.01
Roca	22	3.32	0.12
Área de escasa vegetación	21	73.56	2.58
Vegetación ripícola	12	0.96	0.03
Otros	1, 2, 3, 23	0.32	0.01

Para el fuego de 1976, no disponíamos de mapa de usos inmediatamente anterior, por lo que hemos utilizado el mapa de usos simplificado de 1978 sustituyendo la tesela de “área de escasa vegetación”, correspondiente a la zona quemada por el fuego de 1976, por la cubierta “matorral”. Pensamos que lo más probable es que gran parte del área quemada por el fuego de 1976 en la Solana estuviera cubierta por matorral.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

El matorral fue la cobertura globalmente más afectada por el fuego entre 1976 y 1994, representando un 76.15% de la superficie total quemada en este periodo (Tabla 4.5). Además, esta cobertura fue también la más quemada en cada uno de los fuegos cartografiados (Figura 4.9). Estos resultados son similares a los de otros autores que también han estudiado el comportamiento del fuego según las coberturas en ecosistemas mediterráneos (Díaz-Delgado, 2000; Mouillot, 2000).

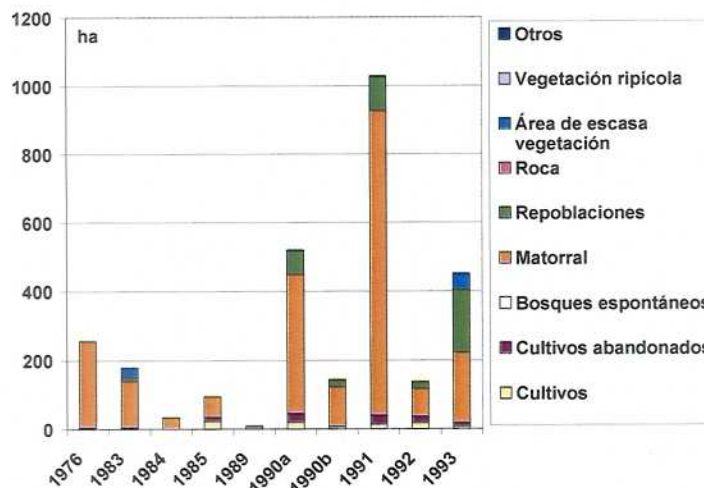


Figura 4.9 Distribución del área quemada por cada fuego cartografiado, por categorías de uso, durante el periodo (1976-1994).

El estudio del comportamiento de estos fuegos respecto de los diferentes usos del suelo mediante el índice de selección ( $w$ ) muestra que los matorrales fueron una cobertura siempre “preferida” ( $w > 1$ ) por el fuego en todo el área de estudio y casi siempre en la Solana (Tabla 4.6).

Entre el resto de coberturas presentes en el área de estudio, las más “naturales” (bosque espontáneo, vegetación ripícola) y las que acumulan menor cantidad de combustible (roca, área de escasa vegetación, otros), fueron casi siempre claramente evitadas por los incendios, alcanzando valores medios de ( $w$ ) muy bajos, tanto en todo el área como en la Solana (Tabla 4.6).

En cuanto a los cultivos, fueron evitados por todos los fuegos en el área de estudio, pero considerando la subunidad Solana, fueron preferentemente quemados por tres fuegos. Dentro del área de estudio, la mayor parte de las superficies agrícolas hacían parte de una matriz muy homogénea situada en la subzona agrícola y difícilmente “atacable” por un fuego (Figura 3.10). En la Solana, en cambio, las zonas agrícolas eran pequeñas y estaban

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

inmersas en una matriz de matorral (Figura 3.1), que se quemó preferentemente y desde la cual se propagaría más fácilmente el fuego hacia las zonas cultivadas.

**Tabla 4.6** Valor del índice de selección ( $w$ ) para cada fuego cartografiado, valor medio de  $w$  ( $w_{med}$ ) y desviación estándar ( $w_{Std}$ ), por categoría de uso, (a) en el área total y (b) en la subunidad "Solana". abd: abandonado; esp: espontáneo; Área es. veg.: área de escasa vegetación; Veg. rip: vegetación ripícola.

(a)												
	1976	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993	$w_{med}$	$w_{Std.}$
Cultivo	0.06	0.06	0.00	0.92	0.35	0.18	0.22	0.07	0.64	0.08	0.26	0.30
Cultivo abd.	0.05	0.27	0.00	1.99	0.45	0.67	0.17	0.34	2.06	0.41	0.64	0.76
Bosque esp.	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00	0.08	0.00	0.00	0.05	0.13
Matorral	1.69	1.41	1.87	1.16	1.58	1.42	1.47	1.58	1.53	1.24	1.50	0.21
Replac.	0.00	1.02	0.02	0.00	0.23	0.92	0.97	0.67	1.13	3.29	0.83	0.98
Roca	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.21	0.00	0.00	0.04	0.09
Área es.veg.	0.00	3.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.48	0.37	1.01
Veg. rip.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.69
Otros	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.11
(b)												
	1976	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993	$w_{med}$	$w_{Std.}$
Cultivo	0.14	0.14	0.00	2.20	3.27	0.63	0.75	0.23	2.35	0.40	1.01	1.16
Cultivo abd.	0.05	0.30	0.00	2.17	0.00	0.97	0.25	0.50	3.38	0.94	0.86	1.11
Bosque esp.	0.00	0.83	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.32	0.00	0.00	0.17	0.30
Matorral	0.69	1.06	1.40	0.87	1.01	1.10	1.14	1.23	1.45	0.83	1.08	0.24
Replac.	0.00	2.65	0.05	0.00	0.51	0.74	0.78	0.54	0.98	3.44	0.97	1.16
Roca	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.77	0.79	0.00	0.00	0.16	0.33
Área es.veg.	0.00	1.76	0.00	0.00	0.00	----	----	0.00	0.00	0.41	0.31	0.66
Veg. rip.	0.00	0	0	0	0	1.15	0.00	0	0.00	0.00	0.12	0.36
Otros	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.22

En toda el área, sólo tres fuegos (1983, 1992 y 1993) quemaron las repoblaciones de modo preferente (Tabla 4.6). En la Solana, sólo los incendios de 1983 y de 1993 quemaron preferentemente esta cobertura. Podría esperarse una mayor preferencia del fuego hacia estas formaciones y, más específicamente, hacia los pinares más jóvenes, que se han clasificado como modelo de combustible 4 (Tabla 4.1), que se caracteriza por una gran continuidad horizontal y vertical del combustible (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-ICONA,1990). Sin embargo, las repoblaciones no dejaban de ser una cobertura minoritaria en comparación con los matorrales (un 2.3% de la superficie de la Solana en 1978 y un 17.8% en 1989; frente a un 71.1% y a un 70.1%, respectivamente, para los matorrales). Por ello, el inicio del fuego era menos susceptible de producirse en estas zonas, que, por otra parte, debieron verse beneficiadas, por una vigilancia preferente contra los incendios.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

Los resultados obtenidos muestran que el fuego no afectó generalmente a las diferentes categorías de usos en proporción a su abundancia real en el territorio de estudio ( $w$  diferente de 1), confirmándose la hipótesis 1 de este capítulo. El matorral fue casi siempre la cobertura preferida por el fuego. En el marco del proyecto LUCIFER, se ha observado que los tipos de hábitat preferidos por el fuego varían de un paisaje a otro, por lo que se ha supuesto que estas preferencias serían una característica de cada paisaje y estarían ligadas tanto a la estructura de los diferentes hábitats presentes en cada paisaje como a su distribución espacial en los mismos.

***Incidencia de incendios y topografía***

La Tabla 4.7 muestra que, considerando toda el área de estudio, tanto el rango de altitud entre 400 y 600 m como el rango entre 600 y 800 m, se vieron preferentemente afectados por cinco de los diez fuegos cartografiados. Las altitudes inferiores a los 200 m sólo fueron preferidas por el fuego 1990a. Estas altitudes se situaban en el extremo oriental del barranco de Gallinera (Figura 2.5) y en ellas se encontraban pinares espontáneos. Las altitudes superiores a los 800 m fueron afectadas preferentemente por el fuego de 1991; éstas eran las laderas Sur de la Sierra de La Safor (Figura 2.1). Globalmente, el rango de 600 a 800 m fue preferentemente afectado por el fuego ( $w_{med}=1.27$ ).

Las pendientes entre 10% y 15% fueron las preferidas por un mayor número de incendios (Tabla 4.7). Las zonas con pendiente inferior al 5% (mayoritariamente bancales de cultivo) y las zonas con pendiente superior al 30% sólo fueron claramente preferidas por dos y un fuego, respectivamente. Globalmente, fueron evitadas ( $w_{med}=0.84$  y  $0.60$ , respectivamente).

Las exposiciones entre los  $135^\circ$  y los  $270^\circ$ , es decir el rango (SE/S/O), fueron quemadas de modo preferente por seis de los diez fuegos cartografiados. Globalmente, el rango  $135^\circ$ - $180^\circ$  (SE/S) fue el único claramente preferido por el fuego ( $w_{med}=1.25$ ). Los rangos  $270^\circ$ - $315^\circ$  (O/NO) y  $315^\circ$ - $360^\circ$  (NO/N) fueron claramente evitados por el fuego ( $w_{med}=0.72$  y  $w_{med}=0.83$ , respectivamente). Las laderas de exposición Sur del municipio estaban generalmente cubiertas por matorrales que, como se ha visto, han sido el combustible preferido por los fuegos en las últimas décadas. Entre las laderas de exposición Norte encontramos una mayor diversidad de coberturas; en el caso de la umbría del valle de Gallinera, gran parte de la ladera ha sido aterrizada y tradicionalmente

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

cultivada. Esta distribución de la vegetación, que encontramos en este área de estudio y que es consecuencia tanto de gradientes ambientales como de la intervención antrópica, ha sido observada en otros paisajes mediterráneos y determinaría en gran medida el modelo espacial de propagación de los incendios (Mouillot, 2000).

**Tabla 4.7 Valor del índice de selección (w) para cada fuego cartografiado, valor medio de w (wmed) y desviación estándar (wStd), en el área total, según clases (a) de altitud, (b) de pendiente (Pend.) y (c) de exposición (Exp.).**

(a)

Altitud (m)	1976	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993	wmed	wStd.
< 200	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	2.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.85
200-400	1.22	2.12	0.00	0.00	0.13	1.06	0.01	0.52	0.00	0.00	0.50	0.73
400-600	1.49	1.20	0.50	1.61	0.88	1.37	1.70	0.74	0.70	0.65	1.08	0.44
600-800	0.11	0.00	2.70	0.75	1.95	0.41	0.60	1.44	2.35	2.41	1.27	1.02
800-1000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.19	0.00	0.00	0.42	1.32
> 1000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.29	0.00	0.00	0.53	1.67

(b)

Pend. (%)	1976	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993	wmed	wStd.
0-5	0.60	0.54	0.85	1.06	0.28	1.01	0.93	0.75	1.23	1.15	0.84	0.30
5-10	1.11	1.38	1.09	1.07	0.57	0.90	0.91	1.28	1.01	0.96	1.03	0.22
10-15	2.02	1.56	1.54	0.73	3.12	1.25	1.70	1.21	0.36	0.65	1.41	0.79
15-30	2.02	1.57	0.60	0.43	7.70	1.18	0.80	0.86	0.03	0.51	1.57	2.23
> 30	0.40	0.00	0.00	0.00	4.66	0.48	0.00	0.01	0.00	0.45	0.60	1.44

(c)

Exp. (°)	1976	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993	wmed	wStd.
0-45	0.56	0.27	2.13	1.13	1.05	0.63	0.58	0.47	1.39	1.02	0.92	0.55
45-90	1.52	0.76	0.26	0.89	1.50	0.98	1.14	0.87	1.22	1.24	1.04	0.38
90-135	1.62	1.53	0.38	0.94	0.64	1.56	1.42	1.32	0.84	0.96	1.12	0.43
135-180	1.96	2.62	0.66	1.21	0.63	1.48	1.12	1.85	0.30	0.70	1.25	0.73
180-225	1.19	1.30	0.87	0.80	0.51	1.45	1.75	1.32	0.34	1.11	1.06	0.43
225-270	0.53	1.55	0.09	1.04	1.24	0.97	1.26	1.41	0.38	1.45	0.99	0.50
270-315	0.17	0.33	0.30	1.13	1.21	0.36	0.26	0.65	1.86	0.97	0.72	0.55
315-360	0.37	0.05	1.90	0.93	1.96	0.20	0.06	0.39	1.87	0.60	0.83	0.79

### ***Incidencia de incendios y frecuencia de fuegos***

La Tabla 4.3 mostraba que un 48.9% de la subzona marginal había sido quemada por al menos un fuego entre 1976 y 1994. Esta frecuencia de incendio es la única que, en esta subzona, afectó a cualquier clase de altitud, de pendiente y de exposición (Tabla 4.8).

Para las tres clases de frecuencia existentes en la zona (al menos uno, dos y tres fuegos, respectivamente), la mayor parte de la superficie quemada en la subzona marginal se encontraba entre los 400 y los 600 m, sobre pendientes inferiores al 10% y en exposición S/SO (180-225°), para frecuencias de al menos 1 fuego, o en exposición E/SE (90-135°), para frecuencias de al menos 2 o 3 fuegos (Tabla 4.8). Estas zonas se situaban

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

principalmente en la Solana del municipio, en la que se produjeron la mayoría de fuegos, tal como mostraba el mapa de incendios (Figura 4.2).

**Tabla 4.8 Distribución de las áreas afectadas por las diferentes frecuencias de incendios en la subzona marginal durante el periodo (1976-1994) e índice de selección (w), según clases (a) de altitud, (b) de pendiente y (c) de exposición.**

(a)

Altitud (m)	Frecuencia de incendios (1976-1994)											
	0 fuegos			al menos 1 fuego			al menos 2 fuegos			al menos 3 fuegos		
	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w
< 200	14.48	0.75	1.87	4.64	0.22	0.55	0.88	0.25	0.63	0.00	0.00	0.00
200-400	300.05	15.56	0.80	127.32	6.08	0.31	108.44	31.32	1.62	0.04	0.17	0.01
400-600	963.19	49.95	1.02	993.03	47.44	0.97	174.13	50.29	1.03	22.88	99.5	2.03
600-800	616.82	31.99	1.14	824.59	39.39	1.41	62.76	18.13	0.65	0.08	0.35	0.01
800-1000	33.84	1.75	0.54	142.80	6.82	2.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
> 1000	0.00	0.00	0.00	0.76	0.04	2.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

(b)

Pend. (%)	Frecuencia de incendios (1976-1994)											
	0 fuegos			al menos 1 fuego			al menos 2 fuegos			al menos 3 fuegos		
	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w
0-5	925.31	47.98	1.01	935.83	44.71	0.94	112.52	32.50	0.68	10.28	44.70	0.94
5-10	620.82	32.19	0.86	843.63	40.31	1.08	153.04	44.21	1.19	9.96	43.30	1.16
10-15	242.09	12.55	1.16	248.41	11.87	1.09	58.00	16.75	1.54	2.64	11.48	1.06
15-30	122.92	6.37	1.63	63.52	3.03	0.77	22.36	6.46	1.65	0.12	0.52	0.13
> 30	17.24	0.89	2.52	1.60	0.08	0.22	0.28	0.08	0.23	0.00	0.00	0.00

(c)

Exp. (°)	Frecuencia de incendios (1976-1994)											
	0 fuegos			al menos 1 fuego			al menos 2 fuegos			al menos 3 fuegos		
	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w	Área (ha)	Área (%)	w
0-45	497.46	25.80	1.15	343.73	16.42	0.73	40.40	11.67	0.52	2.28	9.91	0.44
45-90	136.56	7.08	0.89	163.93	7.83	0.98	32.96	9.52	1.19	1.20	5.22	0.65
90-135	281.89	14.62	0.91	415.17	19.83	1.23	83.64	24.16	1.50	5.64	24.52	1.52
135-180	154.72	8.02	0.87	263.57	12.59	1.37	60.16	17.38	1.89	4.20	18.26	1.98
180-225	345.73	17.93	0.97	482.65	23.06	1.25	78.96	22.81	1.24	5.16	22.43	1.21
225-270	115.32	5.98	0.78	195.73	9.35	1.22	26.40	7.63	0.99	3.52	15.30	1.99
270-315	148.76	7.71	0.94	123.52	5.90	0.72	11.32	3.27	0.40	0.84	3.65	0.45
315-360	247.85	12.85	1.30	104.84	5.01	0.50	12.36	3.57	0.36	0.16	0.70	0.07

Las tres clases de frecuencia muestran una preferencia por exposiciones en el rango 90°-270° (E/S/O). Sin embargo, no coinciden en su preferencia en cuanto a la altitud (Tabla 4.8), lo que sugiere que los fuegos cartografiados no han mostrado una tendencia hacia la agregación espacial. Esto se ve confirmado por el estudio de su comportamiento en relación a la frecuencia de incendios del territorio en el momento de cada fuego (Tabla 4.9).

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

**Tabla 4.9 Valor del índice de selección (w) para cada fuego cartografiado en el área total, según la frecuencia de incendios en el momento del incendio.**

	1983	1984	1985	1989	1990a	1990b	1991	1992	1993
<b>0 fuegos</b>	0.89	1.08	1.09	1.11	0.61	1.10	1.13	1.40	1.42
<b>Al menos 1 fuego</b>	3.27	0.00	0.00	0.00	4.29	0.12	0.54	0.29	0.33
<b>Al menos 2 fuegos</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	9.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Al menos 3 fuegos</b>	0.00	-	-	-	-	-	0.00	0.00	0.00

La mayoría de fuegos ha preferido las zonas que no habían sido quemadas, o en todo caso no quemadas desde 1976 (Tabla 4.9). El estudio de la distribución de las áreas quemadas más de una vez en la Solana según el intervalo entre fuegos consecutivos indicaba este mismo resultado (Tabla 4.4).

En otros estudios de este tipo se ha observado, por el contrario, una tendencia hacia la concentración espacial de los incendios, tanto en el chaparral californiano (Chou y Minnich, 1990) como en ecosistemas de la Península Ibérica (Vázquez, 1996) o de otros países mediterráneos europeos (Mouillot, 2000; LUCIFER, 2001).

El resultado discrepante obtenido en el presente estudio podría ser en parte debido al bajo número de fuegos que han podido cartografiarse para el periodo considerado. Una reconstrucción espacial exhaustiva de los incendios que cubriera un periodo de tiempo más largo mostraría, sin duda, un mayor grado de solapamiento entre fuegos.

Por otra parte, varios autores han observado que el grado de solapamiento entre fuegos en un paisaje determinado disminuye al aumentar el tiempo que necesitan las comunidades vegetales para acumular cantidades notables de combustible (Minnich, 1983; Vázquez, 1996). Es posible que las altas frecuencias de incendios alcanzadas en gran parte de la Solana en la década de los noventa (Tabla 4.2) hayan disminuido la capacidad de recuperación tras el fuego de muchas de las formaciones vegetales presentes en esta subunidad, es decir su tasa de acumulación de combustible a lo largo de la sucesión postincendio. Esto explicaría que la distribución espacial de los fuegos estuviera bastante condicionada por la historia reciente de incendios. El hecho que las zonas de mayor altitud (>800 m) nunca se hayan visto afectadas por más de un gran fuego en los 19 años del periodo de estudio (Tabla 4.8) se debería, precisamente, a que la evolución de la vegetación sería más lenta en estas zonas con condiciones climatológicas más limitantes.

Las zonas nunca quemadas tuvieron una ubicación muy preferente en altitudes inferiores a los 200 m, en pendientes superiores al 15% y en exposición Norte (Tabla 4.8).



## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

**Comportamiento crítico autoorganizado (o dinámica fractal) de los fuegos**

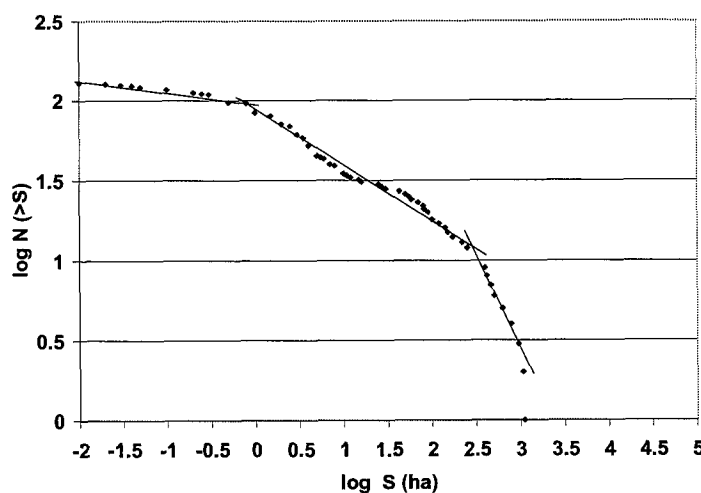
Utilizando las bases de datos de incendios para el periodo 1973-1996, se ha representado el número de fuegos ( $N$ ) de tamaño superior a ( $S$ ) como función de ( $S$ ) en un espacio log-log (Figura 4.10). En el rango de tamaños  $0 < \log S < 2.5$  ( $1 \text{ ha} < S < 316.2 \text{ ha}$ ), los datos se ajustan a una relación del tipo:

$$\log(N) = \log k - \tau \log(S),$$

según el modelo de ecuación (2) presentado en la metodología, con  $\tau = 0.336$ ,  $\log k = 1.828$  y  $R^2 = 0.848$ .

Un valor de  $\tau$  inferior a la unidad nos confirma que los grandes incendios son los que contribuyeron mayoritariamente al área quemada entre los años 1973 y 1996.

Una distribución frecuencia-área de este tipo, es decir que obedece a una relación potencial del tipo (1) en la metodología, se asocia a una dinámica fractal, es decir a la presencia de estructuras que se mantienen similares para diferentes escalas de observación. Se habla de sistema de comportamiento crítico autoorganizado (Bak et al. 1988).



**Figura 4.10** Distribución acumulativa frecuencia-área de los fuegos del periodo 1973-1996 (el número de fuegos  $N$  de tamaño superior a  $S$  se representa como función de  $S$  en un espacio log-log).

En los dos extremos del rango de tamaños para el cual los incendios se ajustan a la regresión log-log citada, los fuegos más pequeños y los más grandes obedecieron a otras relaciones potenciales, de tal manera que el número de incendios de menos de 1 ha y de más de 316 ha es menor al que sería esperable según la regresión log-log citada. En el caso de los incendios más pequeños, es muy probable que los servicios forestales no registraran

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

todos los ocurridos. En cuanto a los grandes incendios, suelen tener tiempos de retorno largos, es decir bajas frecuencias, y es normal que se registraran pocos a lo largo de un periodo de observación relativamente corto (24 años). Es posible que trabajando con un periodo de tiempo más largo observáramos un comportamiento fractal de los fuegos del área de estudio a lo largo de un rango de tamaños mayor. Por otra parte, se considera que los sistemas naturales no son fractales estrictos, sino fractales “suelos” (Hastings y Sugihara, 1994), que únicamente tienen un comportamiento fractal para un rango determinado, cuyos límites (o umbrales) inferior y superior vienen determinados por las características del sistema considerado (Avnir et al. 1997).

Según la teoría de la jerarquía ecológica, en paisajes estructurados jerárquicamente, la heterogeneidad espacial del paisaje respondería a modelos diferentes para diferentes escalas (Kotliar y Wiens, 1990; Holling, 1992) y los mecanismos de las perturbaciones serían diferentes para cada nivel jerárquico (Rykiel, 1985). Así, los límites detectados en el presente estudio (1 y 316 ha) podrían corresponder a las zonas de cambio de las interacciones estructura-proceso que en este paisaje determinan la propagación del fuego.

En el caso del límite superior, por ejemplo, ciertas macrodiscontinuidades en la distribución espacial del combustible podrían estar limitando la propagación de los grandes incendios. Si calculamos una superficie media de tesela a partir de las cuatro teselas más grandes del mapa de incendios (Figura 4.2) obtenemos 344.4 ha y esta superficie es de 303 ha si consideramos las cinco teselas más grandes del mapa. El límite superior del comportamiento fractal del fuego en la zona (316 ha) está comprendido entre estos dos valores.

La Figura 4.11 muestra que muchos de los perímetros de los grandes fuegos habidos en el municipio coincidieron con líneas de ruptura en el territorio originadas por una discontinuidad en el combustible (pista forestal de la Solana, zona recientemente quemada) y/o por un cambio brusco de alguna variable topográfica. Así, las dos teselas del incendio más oriental ocurrido en 1990 (1990a) limitan al norte con las líneas de cresta de la Solana o con la pista forestal y, al sur, con el barranco de la rambla Gallinera. La tesela más occidental de 1990a limita, al oeste, con el profundo barranco de les Moles. En cuanto al fuego de 1991, la tesela más septentrional limita al norte o con la línea de cresta de la solana o con la de la sierra de la Safor y, al sur, con la pista forestal. La tesela más meridional de este mismo incendio limita al este y al oeste con los perímetros de los fuegos

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

de 1990, que coinciden con barrancos de la Solana. Al sur, limita con el barranco de la Gallinera. Finalmente, la propagación del fuego de 1993 debió verse frenada al alcanzar los perímetros de las zonas quemadas en 1990 y en 1991.

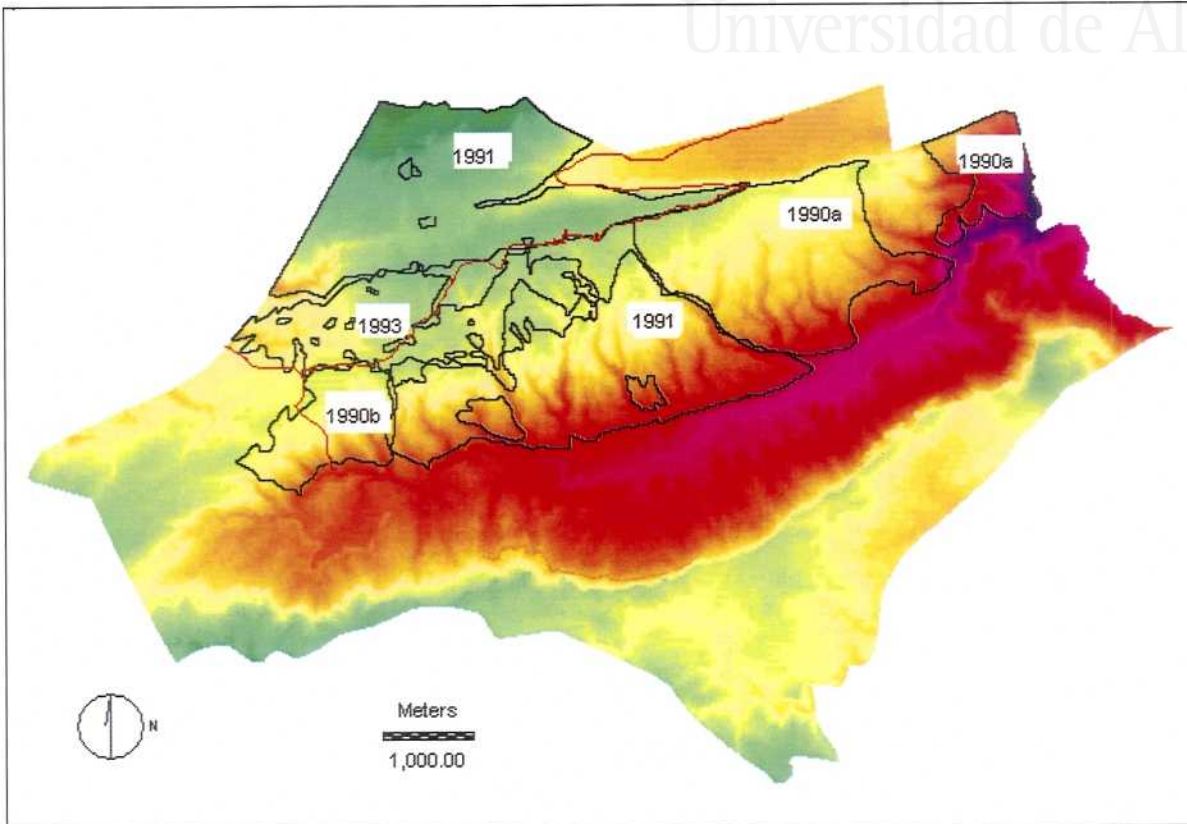


Figura 4.11 Perímetros de los fuegos de 1990, 1991 y 1993 en la Solana de Vall de Gallinera sobrepuestos al modelo digital del terreno. Las líneas rojas corresponden a la pista forestal.

En el marco del proyecto LUCIFER, se estudió el comportamiento crítico autoorganizado de los fuegos en ocho diferentes áreas de estudio, incluida la de este trabajo (Ricotta et al. 2001). En todos los casos, los incendios mostraron una dinámica fractal a lo largo de un rango de tamaños de amplitud variable, aunque siempre relativamente estrecho (de 1.5 a 3.5 ordenes de magnitud en tamaño) y limitado por unas inflexiones bruscas en la distribución frecuencia-área. Estos resultados condujeron a proponer la idea que los fuegos grandes podrían caracterizarse por alguna diferencia cualitativa que se manifestaría al superarse un determinado umbral de tamaño.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

**4.3.2 Interacciones entre los cambios de usos del suelo, la dinámica del paisaje y el régimen de incendios en la subunidad Solana**

El estudio de la dinámica de los usos del suelo en el área de estudio (capítulo 3) ha mostrado que, entre 1956 y 1978, dominaron las superficies de matorral que experimentaron transiciones de tipo agradativo (Tabla 3.16). En cambio, a partir de 1978 dominaron las transiciones degradativas. Por otra parte, el estudio del régimen de incendios ha indicado que la incidencia de los grandes fuegos ha sido alta en esta área desde los años 70, viéndose afectada casi exclusivamente la subunidad Solana. Estos resultados sugieren que el fuego, y más concretamente el aumento del número de grandes incendios, ha alterado la dinámica del paisaje en el área de estudio, y más concretamente en la subunidad Solana, en décadas recientes.

Como se ha expuesto en la metodología, hemos intentado entender la evolución de la susceptibilidad al fuego del paisaje a lo largo del periodo de estudio mediante los Índices de acumulación de combustible (Ico) y de susceptibilidad al fuego (Isus) (Tabla 4.10). El estudio de la evolución de estos índices entre 1956 y 1994 para la subunidad Solana ha ayudado a interpretar las interacciones habidas entre la dinámica de los usos del suelo, del paisaje y el fuego.

**Tabla 4.10 Evolución del Índice de acumulación de combustible (Ico) y del Índice de susceptibilidad al fuego (Isus) en la Solana.**

	1956	1978	1989	1994	(1956-1994)
Ico	1	0.929	1.254	0.874	- 12.6
Isus	1	0.942	0.998	0.930	-7

***Evolución 1956-1978***

A lo largo de los años cincuenta, sesenta y setenta, el declive de la ganadería (capítulo 2) y el importante abandono de zonas de cultivo (capítulo 3) debieron conducir a un aumento de la cantidad de combustible presente en el área de estudio, en general, y en la Solana, en particular. Entre 1956 y 1978, un 33.4% de las superficies cultivadas del municipio pasaron a la categoría forestal y un 61.1% de los cultivos ya abandonados en 1956 pasaron a categorías forestales más maduras (Tabla 3.13). En este mismo periodo, un 68.1% de la superficie de matorral abierto y un 30.9% de la de matorral medianamente denso sufrieron transiciones agradativas (Tabla 3.16). Sin embargo, tanto el índice de

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

acumulación de combustible (Ico) como el índice de susceptibilidad al fuego (Isus) disminuyeron en la Solana (Tabla 4.10).

Probablemente, a principios de los 70, debió alcanzarse una alta continuidad del combustible en las laderas Sur que conforman la Solana, que estaban mayoritariamente cubiertas por matorral (Figura 3.1). Estas zonas son, como se ha visto, preferentemente afectadas por el fuego, tanto por el tipo de cobertura (Tabla 4.6) como por su orientación (Tabla 4.7). La susceptibilidad al fuego de este paisaje debió ser muy alta en ese momento. Además, la propagación del fuego debió verse muy facilitada por el aumento de la proporción de elementos del paisaje susceptibles de propagar el fuego, según lo observado por Turner (1989). La subunidad Solana se vio efectivamente afectada por grandes incendios en la década de los 70 (Figura 4.2). Estos fuegos debieron causar entonces una fuerte disminución de Ico, llegando a un valor más bajo de este índice en 1978 que en 1956.

Por otra parte, el abandono agrícola incesante y los incendios iban generando teselas en diferentes estadios sucesionales, fomentando una mayor fragmentación y diversidad del paisaje (Tabla 3.19 y Tabla 3.21). El fuego da lugar a un mosaico de estadios sucesionales, de teselas quemadas y no quemadas y de teselas quemadas con diferentes intensidades (Trabaud y Galtié, 1996). Como ya se ha comentado, la susceptibilidad al fuego de un paisaje depende no solamente del combustible presente en el mismo sino también de su distribución espacial (Turner y Dale, 1991; Turner y Romme, 1994). Una gran fragmentación y diversidad de las clases de combustible presentes en un paisaje puede dificultar la propagación del fuego (Knight, 1987; Turner, 1989).

La disminución de la cantidad de combustible y la fragmentación creciente habrían hecho este paisaje menos susceptible al fuego a finales de los 70.

#### ***Evolución 1978-1989***

Como se ha visto, entre 1978 y 1989 dominaron los fuegos pequeños y medianos (Figura 4.6), lo que permitió la recuperación y/o el desarrollo de la cubierta vegetal tanto en zonas que se habían quemado recientemente como en los antiguos cultivos. En este subperiodo, un 27.6% de los cultivos y un 59.4% de los cultivos abandonados del municipio pasaron a categoría forestal (Tabla 3.13) y las categorías de matorral con presencia de un estrato arbóreo se extendieron (Figura 3.9). Por otra parte, en los años 80,

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

se llevaron a cabo muchas repoblaciones forestales con *Pinus halepensis* en la Solana. Todo ello explica el fuerte incremento (+ 35%) de Ico (Tabla 4.10).

La fragmentación y la diversidad del paisaje siguieron aumentando (Tabla 3.19 y Tabla 3.21). Podemos pensar, en acuerdo con Turner et al. (1994), que la heterogeneidad de un paisaje es una función del área quemada y, más concretamente, de la relación entre el área de la tesela creada por el incendio y el área total del paisaje. Cuanto mayor sea el valor de esta relación (entre 0 y 1) menor será la heterogeneidad del paisaje post-incendio. La superficie de la subunidad Solana es de 2969.7 ha. Por otra parte, si consideramos como una cobertura única la matriz de matorral abierto, matorral medianamente denso y matorral denso que dominaba la Solana en 1989, obtenemos un tamaño medio de tesela de 117.3 ha. El tamaño medio de incendio entre 1978 y 1989 fue muy inferior, de 18.3 ha (Tabla 4.2), lo que sugiere que el fuego, sin duda combinado con el abandono escalonado y continuo de los cultivos, habría promovido un aumento de la heterogeneidad espacial del paisaje.

A pesar del aumento de la fragmentación global del paisaje, el índice de susceptibilidad al fuego (Isus) aumentó un 6%. Teniendo en cuenta la definición de este índice, este resultado se explica por la extensión de las superficies de matorral (coberturas altamente preferidas por el fuego) y del matorral medianamente denso (MMD), en particular, cuya superficie aumentó un 46.2%. Por otra parte, en el área marginal, el tamaño medio de tesela del MMD y el grado de agregación entre teselas aumentaron un 24.6% (Tabla 3.20) y un 11% (Tabla 3.25), respectivamente.

Tanto el aumento de la cantidad de combustible presente en el paisaje como la dinámica espacial del matorral medianamente denso, debieron causar la reaparición de los grandes incendios a principios de los 90. En general, cuando la proporción de un determinado tipo de cobertura aumenta por encima de un valor umbral, un mayor número de manchas tienden a estar altamente conectadas entre si (Gardner et al. 1987) y esto puede permitir que los fuegos afecten áreas más extensas (Turner et al. 1989).

#### ***Evolución 1989-1994***

Los grandes fuegos reaparecieron efectivamente en la Solana a principios de los 90 (Figura 4.6). En el mapa de usos del suelo de 1989, no aparecía la cobertura “área de escasa vegetación” (Figura 3.1), mientras que en 1994 representaba un 10% de la Solana.

## 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

En base al mapa de incendios (Figura 4.2), observamos que un 18% de la Solana se había quemado entre 1976 y 1989, pero un 77.4% entre 1976 y 1994 (Tabla 4.3).

El tamaño medio de incendio (92.6 ha) aumentó respecto al del subperiodo anterior (Tabla 4.2) y superó el tamaño medio de tesela de la matriz de matorral de la Solana (76.6 ha), que había disminuido. En estas circunstancias, el fuego debió contribuir a la pérdida de microdiversidad (Tabla 3.21) y a la disminución de la fragmentación del paisaje (Tabla 3.19), que se han observado para este subperiodo. En 1994, la diversidad global del paisaje de la subzona marginal era sólo ligeramente más alta que la de 1989 (Tabla 3.21).

El matorral abierto y el medianamente denso se extendieron entre 1989 y 1994 llegando a ocupar el 48.4% de la superficie de la Solana, pero el matorral denso se redujo (Figura 3.9). Las superficies repobladas se redujeron un 71%. Ico disminuyó de nuevo en este subperiodo.

También disminuyó el índice de susceptibilidad al fuego (Tabla 4.10), a pesar de la extensión del matorral medianamente denso, cuyo tamaño medio de tesela aumentó un 40.8% (Tabla 3.20). Hay que tener en cuenta que la relación entre perturbación y estructura del paisaje está muy determinada por las características de los componentes del paisaje con respecto a la perturbación (por ejemplo, la inflamabilidad y la combustibilidad en el caso del fuego) y las diferencias entre teselas en relación a estas características (Turner, 1987). En el último subperiodo, una superficie creciente de la Solana tendió a caracterizarse por una frecuencia creciente de incendios y también por una degradación creciente de la vegetación, como indica la disminución del Índice de acumulación de combustible. Por otra parte, en las teselas de matorral medianamente denso, de tamaño creciente, el aumento de la distancia a las fuentes de semillas y el bajo dinamismo de los procesos regenerativos de la vegetación observado en la Solana (capítulo 3), debieron contribuir a limitar el desarrollo de la cubierta vegetal. En consecuencia, a mediados de los 90, muchas partes de la Solana se caracterizaban por una muy baja susceptibilidad al fuego derivada de una falta de combustible, lo que explicaría, por ejemplo, que no se produjeran grandes fuegos en el año 1994 en esta área, a pesar de una meteorología muy adversa que favoreció la producción de grandes incendios en la Comunidad Valenciana y, en general, en la toda Península Ibérica. Los registros de incendios consultados muestran que no se produjeron grandes fuegos en el municipio entre los años 1994 y 2000. El mayor fuego en este periodo fue de 17 ha y un 69% de los fuegos fueron de menos de 0.5 ha. En agosto del 2001, sin

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

embargo, un fuego causado por una negligencia quemó 440 ha en la Solana. Es probable que en ese momento, la vegetación hubiese alcanzado de nuevo un desarrollo notable en las grandes manchas de matorral de la Solana, por lo que la susceptibilidad al fuego de este paisaje debía ser, de nuevo, bastante alta.

Finalmente, el paisaje de la Solana, menos fragmentado y con una menor microdiversidad en 1994 que en 1989, era, sin embargo, menos susceptible al fuego, contrariamente a lo que ocurría en el paisaje de 1989 respecto al de 1978. Las interacciones entre la estructura del paisaje y la incidencia del fuego son complejas. La susceptibilidad al fuego de un paisaje tendría dos componentes: la probabilidad de ignición y la de propagación (Franklin y Forman, 1987). Podemos pensar que una fragmentación creciente del paisaje aumenta la probabilidad de ignición (accidental o intencionada), asociada por ejemplo a la contigüidad a las carreteras, pistas u otras vías de acceso, pero que esta misma fragmentación frenará la propagación de los fuegos que se inicien. Esto habría sucedido entre 1978 y 1989, cuando se produjeron abundantes fuegos pequeños. Por el contrario, en un paisaje poco fragmentado y homogéneo, la probabilidad de ignición sería más baja, pero la propagación del fuego se vería facilitada por la continuidad espacial del combustible, siempre que este estuviera presente en cantidad suficiente.

En síntesis, los resultados anteriores sugieren que los grandes cambios habidos en el mosaico paisajístico del municipio en las últimas décadas, principalmente causados por el abandono agrícola, han favorecido una mayor incidencia de los grandes incendios en la subunidad Solana a partir de los años setenta, confirmándose la hipótesis 2 planteada al inicio de este capítulo. El aumento de la frecuencia de incendios en esta subunidad ha conducido, a su vez, a una extensión de las superficies de matorral de baja cobertura (matorral abierto y matorral medianamente denso), conformadas por manchas cada vez mayores y más agregadas, lo cual ha promovido, entre 1989 y 1994, un paisaje menos fragmentado y más homogéneo, en el cual se ha visto facilitada la propagación del fuego. A partir de 1994, una cantidad insuficiente de combustible en el paisaje habría frenado temporalmente este “ciclo de fuego” (Loucks, 1970; Turner et al. 1989), observado por otros autores en paisajes mediterráneos (Díaz-Delgado, 2000; Mouillot, 2000). Parece probable que esta tendencia hacia una homogeneización del paisaje se mantenga en el futuro. Según Turner (1987), cuanto más homogéneo es el medio, más se acentúa el efecto homogeneizador de las perturbaciones.



#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

Así, a pesar de que el paisaje del área de estudio (y el de la subunidad Solana, en particular) estén más fragmentados y sean más diversos en 1994 que en 1956, los resultados anteriores sugieren que la hipótesis 3 planteada en este capítulo puede verificarse a medio-largo plazo. Conviene matizar que una homogeneización creciente del paisaje aumentaría el riesgo de grandes incendios siempre y cuando la cantidad de combustible presente en el sistema fuera suficiente para permitir la propagación del fuego.

Estos resultados subrayan la importancia de las escalas espacial y temporal en los estudios de dinámica del paisaje. Haciendo referencia a los principios de la ecología del paisaje (Turner, 1987), recordemos que la relación entre estructura espacial y procesos ecológicos no se limita a una única escala espacial o temporal y que la comprensión de los procesos a una escala determinada se beneficia de la observación de los mismos a escalas mayores y menores. Según Lewis et al. (1996), hemos de examinar siempre lo que ocurre a escalas mayores de la considerada a fin de comprender el contexto. En el caso del estudio de la dinámica del paisaje, suelen ser necesarias investigaciones a largo plazo y el uso de escalas temporales insuficientes puede llevar a interpretaciones erróneas (Wiens, 1989).

#### 4.4 CONCLUSIONES

Los grandes cambios habidos en el modelo de aprovechamiento del territorio de estudio en las últimas décadas (abandono continuado de los cultivos y fuerte disminución de la actividad ganadera) han conducido a un aumento de la cantidad de combustible presente en el sistema a principios de los años setenta, lo que ha causado una alteración del régimen de incendios. En el periodo 1973-1994, este régimen ha sido muy variable y se ha caracterizado por una alta incidencia de los grandes fuegos. La variabilidad del régimen de incendios se ha asociado con la del régimen de precipitaciones, pero también indica que el paisaje de estudio está en una fase de reajuste en cuanto a las interacciones estructura-proceso, tal como indicaba la gran variabilidad de los descriptores del paisaje. Al final del periodo de estudio, se han alcanzado frecuencias de fuegos muy altas (de un fuego cada 4 o 5 años) en muchos puntos de la Solana.

El inicio y la propagación del fuego no se han producido generalmente de manera aleatoria en el área de estudio. La mayoría de fuegos se han producido en la Solana y han afectado preferentemente a las superficies de matorral, altitudes entre los 400 m y los 600

#### 4. Régimen de incendios, dinámica de los usos del suelo y del paisaje

m, pendientes del 5% al 15% y exposiciones Sur. No se ha observado una tendencia a la concentración espacial entre los incendios cartografiados. La mayoría han sido provocados por el hombre y a esto se debe su ubicación mayoritaria en la Solana.

Los fuegos del área de estudio presentan una dinámica fractal, invariable con la escala, para un rango de tamaños que va de la hectárea a las 316 hectáreas. La dinámica de los fuegos de tamaño superior podría estar condicionada por las macrodiscontinuidades en la distribución espacial del combustible.

A partir de los años setenta, los incendios se han convertido en un factor motor principal de la dinámica del paisaje en la subunidad Solana, interactuando con el proceso de abandono agrícola. Hasta finales de los años ochenta, la interacción de los dos factores causó un aumento de la fragmentación y de la heterogeneidad espacial de este paisaje. A partir de 1989, en cambio, la extensión del matorral medianamente denso y la disminución de la fragmentación de esta cobertura, promovidas por el fuego, han alterado la dinámica del paisaje provocando una disminución incipiente de su fragmentación y de su microdiversidad, lo que a su vez ha facilitado la propagación de los incendios. La evolución del paisaje de estudio observada en los últimos años sugiere que su homogeneidad aumentará a medio-largo plazo causando un riesgo creciente de grandes incendios.

## **5 EFECTOS DE LA HISTORIA DE USOS DEL SUELO Y DE INCENDIOS SOBRE LA VEGETACIÓN DESPUES DEL FUEGO**

### **5.1 INTRODUCCIÓN**

En la cuenca Mediterránea, los paisajes han sido tradicionalmente objeto de una transformación intensa por parte del hombre (Le Houérou, 1981; Naveh, 1994). La vegetación natural o bien ha desaparecido en las zonas que se han dedicado tradicionalmente al cultivo o al pastoreo, o bien ha sido intensamente explotada (carboneo, leña). La evolución del modelo de aprovechamiento del territorio ha ido conformando un mosaico paisajístico complejo, generalmente muy fragmentado, y cuya conservación depende, para algunos autores, de la incidencia periódica de perturbaciones (Naveh, 1994).

A lo largo del siglo XX, y en mayor medida a partir de los años cincuenta y sesenta, en el Mediterráneo europeo ha tenido lugar un éxodo rural masivo que ha causado profundos cambios en la distribución espacial de los usos del suelo. Las zonas de menor productividad han dejado de cultivarse y el pastoreo extensivo se ha reducido drásticamente. En los campos abandonados se han desarrollado, por sucesión secundaria, formaciones arbustivas o bosques. En muchas zonas se han llevado a cabo repoblaciones forestales. Estos cambios han provocado, en la mayoría de estos sistemas, un notable aumento de la carga de combustible y del número y tamaño de los incendios, de tal manera que la frecuencia de fuegos ha aumentado en muchas zonas. El fuego ha tendido pues a convertirse en los últimos años en un factor principal en la dinámica de estos paisajes (capítulo 4).

El papel del fuego como componente principal en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas de tipo mediterráneo ha sido ampliamente reconocido (Ahlgren y Ahlgren, 1960; Specht, 1969; Di Castri et al. 1981; Moreno y Oechel, 1994). Se acepta generalmente que el fuego es un factor selectivo en la evolución de la vegetación en estos sistemas (Naveh, 1975a, 1990b; Christensen, 1993). Después del fuego, muchas de las comunidades vegetales de tipo mediterráneo tienden a regenerarse rápidamente por reaparición de la mayoría de especies presentes antes del incendio, según el proceso de

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

autosucesión (Hanes, 1971; Trabaud, 1983a, 1994). Se considera que existen dos grandes tipos de especies en cuanto a su estrategia regenerativa después del fuego: las especies de reproducción vegetativa obligada (rebrotadoras obligadas), que rebrotan generalmente con eficacia a partir de sus órganos subterráneos pero con un establecimiento de plántulas a partir de semillas muy bajo y las especies de reproducción sexual obligada (germinadoras obligadas), que se reinstalan exclusivamente por germinación de semilla. Un tercer grupo de especies, las rebrotadoras facultativas (Keeley, 1986), pueden tanto germinar como rebrotar después de un incendio.

Definimos la resiliencia como la capacidad de los ecosistemas para retornar a las condiciones previas a la perturbación (Pimm, 1984, citado en Terradas, 1987; Fox y Fox, 1986). La resiliencia de las comunidades vegetales al fuego depende de muchos factores relacionados entre ellos (clima, substrato, historia de usos, parámetros físicos del fuego, etc.), pero muy especialmente de la proporción existente antes del fuego entre especies rebrotadoras y especies germinadoras (Westman y O'Leary, 1986). Las comunidades dominadas por especies rebrotadoras suelen ser más resilientes al fuego que las dominadas por germinadoras (Trabaud y Lepart, 1981; Keeley, 1986; Caturla et al. 2000), cuya reinstalación tras el fuego es más azarosa y más lenta (Oechel, 1990; Abad et al. 1997).

Muchos estudios han analizado la dinámica de la regeneración vegetal postincendio en los ecosistemas mediterráneos en sus diferentes aspectos: estrategias de regeneración (Keeley y Zedler, 1978; Malanson y Trabaud, 1988; Moreno y Oechel, 1991a, 1991b; López-Soria y Castell, 1992; Papió, 1994); dinámica de la cobertura y la diversidad de especies (Trabaud y Lepart, 1981; Keeley y Keeley, 1981; Arianoutsou, 1984; Keeley, 1992; Ferran, 1996; Pérez, 1997; Bautista, 1999); dinámica de la acumulación de biomasa y nutrientes (Specht, 1969; Arianoutsou, 1984; van Wilgen et al. 1990; Carreira et al. 1992; Clemente et al. 1996; Abad et al. 1997) y configuración espacial de la vegetación (Davis et al. 1989; Rice, 1993; Schwilk et al. 1997; Ne'eman et al. 1992; Faraco, 1998; Quintana, 1999; Bautista, 1999).

El efecto del régimen de incendios sobre la respuesta de la vegetación al fuego también ha sido estudiado por muchos autores. En general, se admite que diferentes regímenes de incendios pueden promover diferentes comunidades vegetales (Kruger, 1983; Binkley, 1993) y en particular que las variaciones en la frecuencia y en el intervalo de tiempo entre incendios producen efectos distintos sobre las poblaciones de las distintas

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

especies (Zedler et al. 1983; Fox y Fox, 1986; Trabaud, 1990, 1991a, 1991b; Ferran et al. 1998), repercutiendo sobre la estructura y organización de la vegetación (Keeley y Zedler, 1978; Keeley, 1992; Díaz-Delgado, 2000). La hipótesis del intervalo de fuego plantea incluso que la variación del tiempo de retorno entre fuegos es la causa principal de cambios en la comunidad vegetal (Bond y van Wilgen, 1996). Algunos autores han observado que un sólo fuego puede modificar también la estructura, la composición florística y la configuración espacial de una formación (Faraco, 1998; Quintana, 1999).

Pocos trabajos han explorado, en cambio, el efecto de la historia de usos anterior al fuego sobre la vegetación postincendio (Abad et al. 1997; Pérez, 1997; LUCIFER, 2001) y, en particular, la interacción entre esta historia de usos y la de incendios.

Los objetivos de este capítulo han sido: 1) estudiar si áreas que habían sido sometidas a diferentes historias de usos desde los años cincuenta y cuya vegetación era diferente en el momento del fuego (por efecto de estas distintas historias de usos) se caracterizaban por una vegetación también diferente, seis y ocho años después del incendio, y 2) analizar el efecto que diferentes historias de incendios, y diferentes frecuencias de fuegos en particular, pueden tener sobre la vegetación, explorando la interacción entre este factor y la historias de usos. La vegetación ha sido caracterizada tanto por variables florísticas y de estructura, como por su composición florística y su configuración espacial.

Las hipótesis subyacentes a este estudio son: 1) la historia de usos previa al fuego determina la vegetación en los primeros estadios de la sucesión postincendio y 2) el aumento de la frecuencia de incendios influye a medio plazo sobre la vegetación. Este efecto depende de la historia de usos, en la medida en que esta puede determinar diferencias en la estructura y composición florística de las formaciones vegetales.

Este análisis de los efectos de las historias de usos y de incendios sobre la dinámica postincendio de la vegetación busca una mejor comprensión de la evolución reciente de este paisaje, afectado por grandes cambios de usos y por un número creciente de fuegos en las últimas décadas (capítulos 3 y 4), y podría contribuir a una mejora de la gestión de este territorio en el contexto actual de un alto riesgo de incendios.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

## 5.2 MÉTODOS

## 5.2.1 Selección de las parcelas de muestreo

El muestreo de la vegetación se realizó en mayo y junio de 1999. Los dos grandes incendios más recientes en la Solana del área de estudio eran en ese momento los de 1991 y 1993 (Figura 4.2). Estos fuegos se solaparon en algunas zonas. Se decidió seleccionar dos grupos de parcelas, uno en la zona quemada por última vez en 1991 (ocho años antes del muestreo) y otro en la zona quemada por última vez en 1993 (seis años antes del muestreo). Hablaremos, en este capítulo, del grupo de parcelas de 1991 y del grupo de 1993.

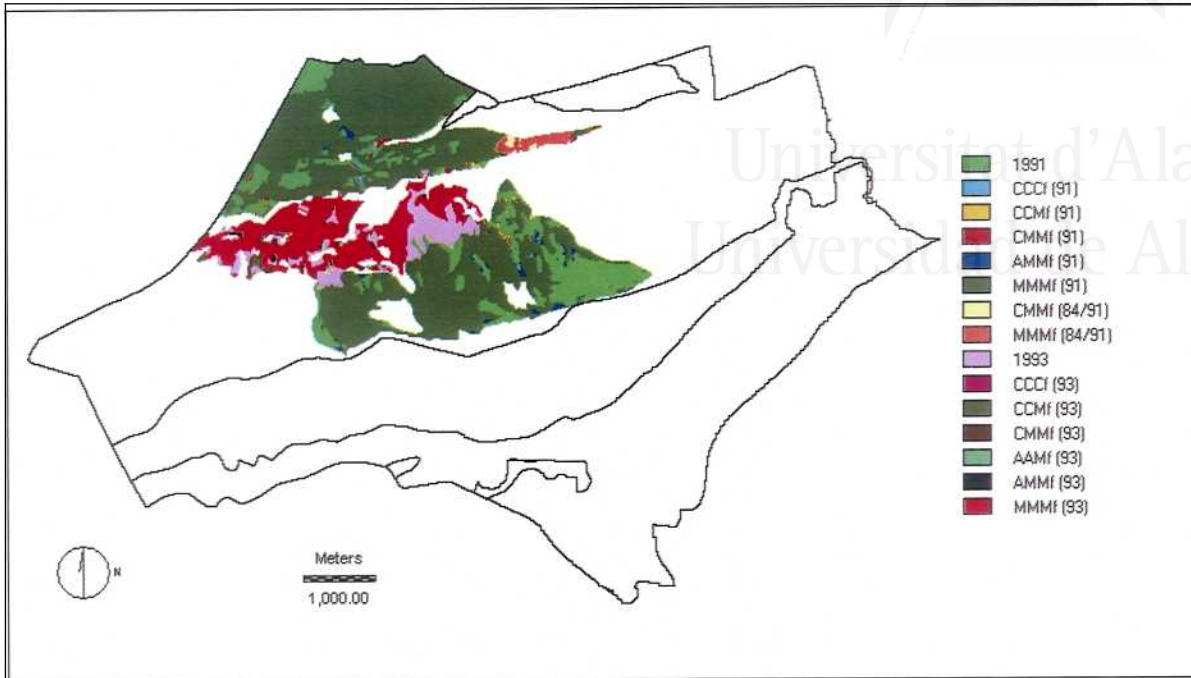
La combinación en IDRISI de los tres mapas de usos del suelo del área de estudio anteriores a los dos fuegos seleccionados, es decir los de 1956, 1978 y 1989 (Figura 3.1), con el fin de obtener un mapa de la historia de usos para el periodo (1956-1989) habría generado un número de clases excesivo para las posibilidades de este SIG. En consecuencia, en cada uno de estos mapas se seleccionaron únicamente las áreas afectadas por los fuegos de 1991 y/o 1993 dentro de la Solana. Por otra parte, se simplificó la leyenda original de usos del suelo (Tabla 3.2) y con la nueva leyenda (Tabla 5.1) se reclasificaron los mapas de usos de las zonas incendiadas seleccionadas.

**Tabla 5.1 Correspondencia entre la leyenda original de usos del suelo y la leyenda simplificada.**

Nueva leyenda de usos	Categorías de la leyenda original de usos del suelo
Cultivo (C)	4
Cultivo abandonado (A)	17, 18, 19
Matorral (M)	12, 13, 14, 15, 16
Bosque espontáneo	5, 6
Pinar de repoblación	7, 8, 9, 10, 11
Área quemada	21
Roca	22
Otros	1, 2, 3, 20, 23

A partir de la combinación de estos tres mapas reclasificados se obtuvo el mapa de la historia de usos en el periodo (1956-1989) para las zonas afectadas por los fuegos de 1991 y/o 1993 en la Solana. Este mapa se combinó, a su vez, con el de incendios (Figura 4.2) para generar el mapa de la historia de usos y de incendios de esta mismas zonas (Figura 5.1).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación



**Figura 5.1** Mapa de la historia de usos (1956/1978/1989) y de la historia de incendios (1976-último fuego) de las zonas incendiadas en 1991 y/o 1993 en la Solana del área de estudio. Sólo se detalla la historia de usos en el caso de las categorías seleccionadas para el muestreo de vegetación. C: Cultivo; A: Cultivo abandonado; M: Matorral/Matorral con árboles; f: fuego. Se indican los límites de las dos subzonas.

Entre las categorías de este mapa se seleccionaron las más frecuentes, buscándose tanto áreas nunca cultivadas como áreas anteriormente cultivadas y abandonadas en diferentes momentos respecto del último fuego. Para cada historia de usos seleccionada, se consideraron las diferentes historias de incendios presentes en el mapa, obteniéndose finalmente una serie de categorías de historia de usos/historia de incendios.

Cada una de estas categorías se distribuía en la imagen en diferentes teselas entre las cuales debían seleccionarse aquellas en las que se ubicarían las parcelas de estudio de 20 x 5 m. Por un lado, las coordenadas UTM del perímetro de las teselas seleccionadas debían ser localizadas en el campo con la ayuda de un GPS GeoExplorer II, de la casa Trimble, cuya precisión era de 5 metros CEP<sup>1</sup>, con corrección diferencial y con una base a menos de 500 km. Por otro lado, el tamaño del píxel de las imágenes utilizadas en IDRISI era de 20 x 20 m. Se optó por fijar la superficie mínima de tesela seleccionable en 200 x 200 m, equivalente a un cuadrado de 10 x 10 píxeles.

<sup>1</sup> Una precisión de 5 metros CEP, o Circular Error Probable, significa que al menos el 50% de los datos medidos se sitúan dentro de un círculo de 5 m de radio.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Dado el relieve abrupto que caracterizaba muchas zonas de la Solana del municipio de estudio, en el proceso de selección de las teselas también se tomó en cuenta el grado de accesibilidad a las zonas de muestreo.

**Tabla 5.2 Categorías de historia de usos/historia de incendios seleccionadas para el muestreo de vegetación. C: Cultivo; A: Cultivo abandonado; M: Matorral/Matorral con árboles.**

Grupo 1993		Grupo 1991	
Usos (1956/1978/1989)	Fuegos (1976-1993)	Usos (1956/1978/1989)	Fuegos (1976-1991)
AMM	1993	AMM	1991
AAM	1993	-	-
AAM	1991-1993	-	-
CMM	1993	CMM	1991
CCM	1993	CMM	1984-1991
CCC	1993	CCM	1991
MMM	1993	CCC	1991
MMM	1991-1993	MMM	1991
MMM	1990-1993	MMM	1984-1991

Finalmente, en las teselas seleccionadas en el mapa y correctamente localizadas en el campo mediante el GPS, se delimitaron las parcelas de estudio. En total se seleccionaron treinta y una parcelas en la zona quemada por última vez en 1993 (seis años antes del muestreo) y treinta y tres en la quemada por última vez en 1991 (ocho años antes del muestreo), con al menos tres réplicas por cada categoría de historia de usos/historia de incendios, excepto en el caso de la categoría (AAM $_{ff}$ ) para la que sólo pudieron delimitarse dos réplicas (Tabla 5.3).

Todas las parcelas se localizaron dentro de la subunidad Solana definida en el capítulo 3, es decir en la zona del municipio más afectada por los incendios, en altitudes entre los 580 y los 700 m.s.n.m., excepto para dos parcelas situadas a 345 m.s.n.m. (Tabla 5.3). Todas las parcelas estaban situadas en el piso Mesomediterráneo inferior, con un ombroclima seco/subhúmedo.

En cada grupo de parcelas, diferenciamos las parcelas nunca cultivadas de las anteriormente cultivadas, abandonadas antes o después de 1978.

En ambos grupos, las parcelas nunca cultivadas están cubiertas por matorrales densos generalmente dominados por la aulaga (*Ulex parviflorus*), el brezo (*Erica multiflora*), la estepa negra (*Cistus monspeliensis* L.) y el romero (*Rosmarinus officinalis*). Estas formaciones corresponden a matorrales calcícolas del *Rosmarino-Ericion* que representan etapas seriales degradadas del *Rubio-Quercetum rotundifoliae* (Pérez Badia, 1995).



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Las parcelas abandonadas antes de 1978 corresponden generalmente, en ambos grupos, a aulagares o a jarales de *Cistus albidus* L. y/o de *Cistus monspeliensis* en los que el brezo se encuentra de forma dispersa. *Cistus salviifolius* L. es a menudo bastante abundante en las parcelas del grupo de 1993.

En las parcelas abandonadas después de 1978 del grupo de 1993, encontramos un matorral bajo y generalmente abierto con *Ulex parviflorus* y/o diversas especies de *Cistus* en el que abundan los hemicriptófitos (*Convolvulus arvensis* L., *Leontodon taraxacoides* (Vill.) Mérat, *Sanguisorba minor* Scop., *Hypericum perforatum* L.) y los terófitos (*Desmazeria rigida* (L.) Tutin, *Mycropus erectus* L., *Avena sterilis* L.). En estos dos grupos de especies herbáceas, encontramos muchas especies características de comunidades ruderales y arvenses. En cambio, en el grupo de 1991, las parcelas abandonadas después de 1978 son generalmente jarales de *Cistus monspeliensis*, aunque *Ulex parviflorus* alcanza mayores coberturas que *Cistus monspeliensis* en dos parcelas.

Para cuatro de las historias de usos seleccionadas pudieron encontrarse parcelas de referencia en zonas no quemadas entre 1976 y 1994 (). Sin embargo, estas parcelas no son verdaderas parcelas control y no pueden servir para comparaciones estrictas ya que no estaban situadas junto a las parcelas de muestreo y no es seguro que su vegetación fuera la misma en el momento del fuego.

Hay que señalar que en algunas parcelas del presente estudio pudieron detectarse con seguridad perturbaciones ocurridas entre el último fuego y el momento del muestreo, en cuyo caso esta información se tomó en cuenta en la interpretación de los resultados. Así, en el año anterior al muestreo, tanto las parcelas nunca cultivadas del grupo de 1993 (MMMf) como cuatro de las cinco parcelas nunca cultivadas de referencia se vieron sometidas a un desbroce parcial del matorral. Por otra parte, dos de las cuatro parcelas más recientemente abandonadas del grupo de 1993 (CCCf) fueron intensamente pastoreadas en los años anteriores al muestreo (Tabla 5.3).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

**Tabla 5.3 Características de las parcelas muestreadas del grupo de 1993 (a), del grupo de 1991 (b) y de las parcelas nunca quemadas (c), con indicación de la historia de usos (1956/1978/1989) identificada con fotografía aérea y de la historia de incendios (1976-último fuego). C: Cultivo; A: Cultivo abandonado; M: Matorral/Matorral con árboles; \*: operaciones de aclareo en los años anteriores al muestreo; f: fuego; N°: número de la parcela; Pend: pendiente; Orient: Orientación.**

## (a) Último fuego 1993

	Historia de usos (1956, 1978, 1989) y de fuegos (1976-1994)						N°	Altitud (m.s.n.m.)	Pend (%)	Orient	
	1956	1978	1989	1990	1991	1993					
<b>Abandonadas antes de 1978</b>	A	M	M			f	55	584	<5	W-NW	
	A	M	M			f	56	584	"	N	
	A	M	M			f	78	614	"	W	
	A	M	M			f	79	614	"	W	
	A	A	M			f	57	658	<5	NE	
	A	A	M			f	58	658	"	NE	
	A	A	M			f	36	630	"	E	
	A	A	M			f	37	630	"	E	
	A	A	M		f	f	38	660	<5	W	
	A	A	M		f	f	39	660	"	NW	
	C	M	M			f	33	600	<5	NE	
	C	M	M			f	47	600	"	NW	
	C	M	M			f	48	600	"	NW	
	<b>Abandonadas después de 1978</b>	C	C	M			f	29	600	<5	W
		C	C	M			f	30	600	"	W
C		C	M			f	54	600	"	W	
<b>Pastoreo</b>	C	C	C			f	31	615	llano	-	
	C	C	C			f	32	615	"	-	
	C	C	C			f	50	580	"	-	
<b>Pastoreo</b>	C	C	C			f	51	580	"	-	
<b>Nunca cultivadas</b>	M	M	M*			f	34	635	45	S-SW	
	M	M	M*			f	35	635	45	S-SW	
	M	M	M*			f	66	638	55	SE	
	M	M	M*			f	67	645	50	SE	
	M	M	M		f	f	16	620	20	S	
	M	M	M		f	f	17	625	25	S	
	M	M	M		f	f	18	615	20	E	
	M	M	M		f	f	61	620	45	E	
	M	M	M		f	f	62	630	45	E	
	M	M	M		f	f	63	620	45	E	
	M	M	M		f	f	82	620	25	SE	

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

## (b) Último fuego 1991

Historia de usos (1956, 1978, 1989) y de fuegos (1976-1994)	Historia de usos (1956, 1978, 1989) y de fuegos (1976-1994)					Nº	Altitud (m.s.n.m.)	Pend (%)	Orient
	1956	1978	1984	1989	1991				
Abandonadas antes de 1978	A	M		M	f	76	600	<5	S-SW
	A	M		M	f	77	600	"	S
	A	M		M	f	52	345	"	S-SE
	A	M		M	f	53	345	"	S
	C	M		M	f	23	660	llano	-
	C	M		M	f	24	660	"	-
	C	M		M	f	25	680	<5	E-SE
	C	M		M	f	26	680	"	E-SE
	C	M		M	f	73	700	"	SE
	C	M		M	f	74	700	"	SE
	C	M	f	M	f	3	645	<5	S
	C	M	f	M	f	4	655	"	S
	C	M	f	M	f	7	660	"	S
	C	M	f	M	f	8	670	"	S
Abandonadas después de 1978	C	C		M	f	10	650	<5	S
	C	C		M	f	11	650	"	S
	C	C		M	f	69	615	"	S
	C	C		M	f	70	700	"	S-SE
	C	C		M	f	75	700	"	SE
	C	C		C	f	71	685	<5	E-NE
	C	C		C	f	72	685	"	E-NE
	C	C		C	f	68	695	"	NE
Nunca cultivadas	M	M		M	f	14	655	40	S-SW
	M	M		M	f	15	655	35	S-SW
	M	M		M	f	21	665	30	S-SE
	M	M		M	f	22	665	20	S-SE
	M	M		M	f	104	700	20	E
	M	M		M	f	105	700	10	E
	M	M		M	f	106	700	15	E
	M	M	f	M	f	1	650	10	S
	M	M	f	M	f	2	650	10	S
	M	M	f	M	f	5	660	20	S-SW
M	M	f	M	f	6	665	20	SW	

## (c) Parcelas de referencia no quemadas durante el periodo (1976-1994)

Historia de usos (1956, 1978, 1989)	Historia de usos (1956, 1978, 1989)			Nº	Altitud (m.s.n.m.)	Pend (%)	Orient
	1956	1978	1989				
Abandonadas antes de 1978	C	M	M	89	660	<5	E-SE
	C	M	M	90	660	llano	-
Abandonadas después de 1978	C	C	M	109	605	15	S
	C	C	M	110	605	10	N
	C	C	C	107	580	<5	SW
	C	C	C	108	580	"	W-SW
Nunca cultivadas	M	M	M*	91	660	20	N
	M	M	M*	92	660	15	N
	M	M	M*	93	685	45	S
	M	M	M	94	685	45	S
	M	M	M*	95	685	45	S

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

### 5.2.2 Diseño experimental

Las parcelas de muestreo fueron de  $100 \text{ m}^2$  ( $20 \times 5 \text{ m}$ ), divididas longitudinalmente en los  $2.5 \text{ m}$  por una cuerda que sirvió de eje de la parcela (Figura 5.2). Se contabilizaron e identificaron las especies presentes en cada rectángulo de  $1 \text{ m}^2$  ( $A_1, A_2, A_3$ ), en los  $13.75 \text{ m}^2$  ( $B+C$ ), en los  $50 \text{ m}^2$  ( $B+C+D$ ) y en los  $100 \text{ m}^2$ , sucesivamente. El número de especies en un área de  $1 \text{ m}^2$  correspondió a la media de los valores de los tres rectángulos.

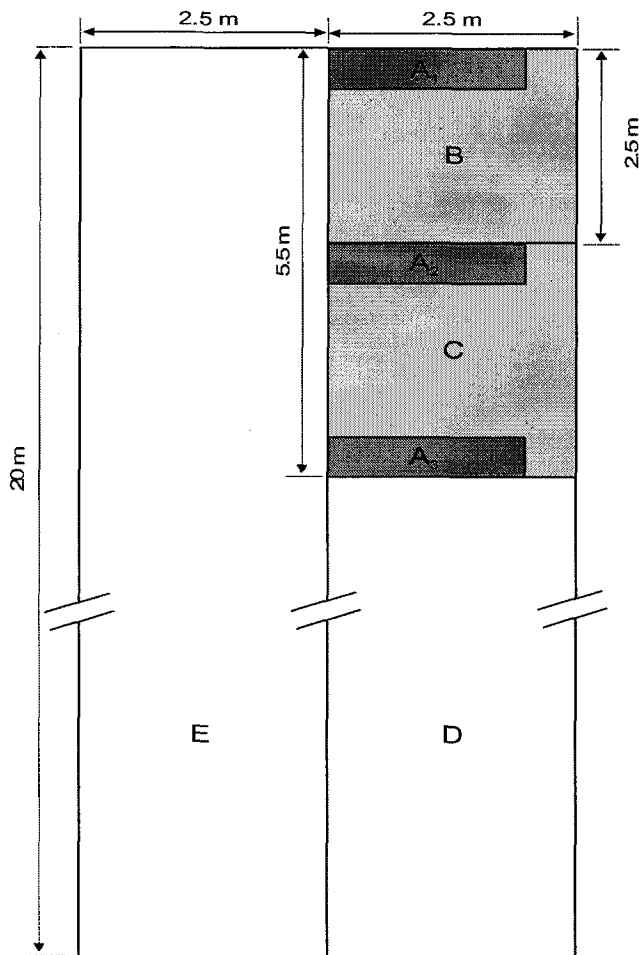


Figura 5.2 Esquema de la parcela de muestreo de la vegetación.

A partir del área de  $13.75 \text{ m}^2$  se anotaron como nuevas aquellas especies que representaban incorporaciones respecto a la lista de especies de la superficie de muestreo inmediatamente anterior. La nomenclatura de las especies corresponde a la de la Flora dels Països Catalans (de Bolòs et al. 1990) excepto en el caso de la especie *Quercus ilex subsp. ballota*, anteriormente citada.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En los tres rectángulos de 1 m<sup>2</sup> se estimaron las coberturas (proyección vertical) de todas las especies presentes, así como la cobertura general, la de herbáceas, la de leñosas y la de piedras (> 20 cm) y afloramientos, respectivamente, según la siguiente escala: 1=0-0.25%; 2=0.25-1%; 3=1.1-3%; 4=3.1-5%; 5=5.1-10%; 6=10.1-15%; 7=15.1-20%; 8=20.1-30%; 9=30.1-40%; 10=40.1-50%; 11=50.1-60%; 12=60.1-70%; 13=70.1-80%; 14=80.1-90%; 15=90.1-100%. Para la asignación de los valores de cobertura se utilizó una plantilla de referencia en la que se habían representado las superficies correspondientes a cada índice. Así, para cada una de estas variables de cobertura, se obtuvieron tres valores por parcela. Estos tres valores se convirtieron a porcentaje de cobertura asignándoseles el valor medio del intervalo de cobertura al que pertenecían. La media de los tres porcentajes así obtenidos fue el valor de la variable que se atribuyó a la parcela considerada. En la estimación de la cobertura de leñosas se incluyeron las especies arbóreas de los antiguos cultivos. En la mayoría de las parcelas antiguamente cultivadas muestreadas, estas especies, cuando existían, eran poco abundantes (una o dos especies, máximo) y alcanzaban bajas coberturas.

Posteriormente, las especies se clasificaron según su forma vital o biotipo (Raunkjaer, 1934) y según su estrategia regenerativa más frecuente después del fuego a fin de estudiar la riqueza específica y la cobertura correspondientes a cada uno de estos grupos. El concepto de forma vital/biotipo integra las características biológicas de los organismos y los atributos ligados a las estrategias vitales (Tatoni et al. 1994), por lo que se considera que el estudio de la distribución de las especies entre biotipos, o espectro biológico, es un componente esencial en el estudio de la sucesión (Huston y Smith, 1987, citado en Tatoni et al. 1994).

La estrategia regenerativa postincendio predominante de las especies (Anejo II) se determinó mediante observaciones de campo propias y de otros autores (Abad, com.pers.; Fernández, com. pers.; Romo, com. pers.; Trabaud, com. pers.) y mediante fuentes bibliográficas (Trabaud, 1987; Cucó, 1987; Papió, 1994; Vallejo, 1997; Ferran, 1996; Caturla et al. 2000). Se distinguieron tres categorías de plantas según su patrón de respuesta al fuego: las especies germinadoras, las rebrotadoras y las germinadoras-rebrotadoras o rebrotadoras facultativas (*sensu* Keeley 1986). En estas últimas especies coexisten ambos patrones de respuesta. La clasificación finalmente obtenida recoge el comportamiento de cada especie en nuestras parcelas de estudio, cuando éste ha podido ser

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

observado, o el más frecuentemente observado según las fuentes consultadas (Anejo II). Esta clasificación no es rígida ya que muchas de las especies consideradas pueden presentar diferentes estrategias regenerativas postincendio predominantes para diferentes zonas de estudio, lo cual está sin duda asociado a diferentes regímenes de perturbaciones.

Por último, se ha contabilizado en cada parcela el número de especies pertenecientes a la familia de las papilionáceas (de Bolòs et al. 1990), especies potencialmente fijadoras de nitrógeno. Varios autores han señalado la gran riqueza en estas especies leguminosas en diferentes ecosistemas mediterráneos en los primeros años tras el fuego: en las “phrygas” (formaciones de matorral bajo) de Grecia (Papanastasis, 1977; Papavassiliou y Arianoutsou, 1993) o en pinares quemados del centro de la Península Ibérica (Faraco et al. 1993; Pérez, 1997), por ejemplo. Se ha hipotetizado incluso que la vegetación postincendio podría ser rica en especies fijadoras de nitrógeno atmosférico gracias a la alta competitividad de las mismas en ambientes en los que se ha producido una pérdida de nutrientes (Ballini y Bonin, 1995; Arianoutsou y Thanos, 1996). Sin embargo, se ha observado también que la riqueza de estas especies puede disminuir con relativa rapidez durante la sucesión postincendio al tiempo que aumenta la de otras especies, como las compuestas o las gramíneas (Pérez, 1997).

En muchas parcelas se alcanzaron valores importantes de la cobertura de afloramientos (de hasta un 49% en una de las réplicas de la categoría de parcelas más antiguamente abandonadas del grupo de 1993). Los afloramientos no debieron tener una gran incidencia en el desarrollo de la cobertura de las especies arbustivas y arbóreas, aunque sí pudieron limitar la cobertura de las especies herbáceas. Por ello, se calcularon las coberturas de herbáceas sin restar los afloramientos, pero también restándolos (Anejo V). Para una determinada historia de usos, la diferencia entre ambos cálculos nunca fue significativa excepto en dos casos: el de las parcelas nunca cultivadas y quemadas en 1991 y 1993 y el de las nunca cultivadas y quemadas en 1984 y 1991. Por otra parte, el nuevo cálculo no alteró las tendencias generales observadas para la variable cobertura de herbáceas. Por ello, en la interpretación de los resultados, se han utilizado los valores de la cobertura de herbáceas sin transformar aunque en algunos casos se ha tomado en cuenta la existencia de una alta cobertura de afloramientos.

### 5.2.3 Tratamiento de los datos

En un primer momento, se exploraron las relaciones multivariadas existentes entre las principales variables florísticas y de estructura de la vegetación consideradas mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP) (Dale, 1975; Orloci, 1980; Greig-Smith, 1983). Tanto para el grupo de 1993 como para el de 1991, se realizaron varias ordenaciones del conjunto de las parcelas junto con las parcelas nunca quemadas, por un lado, y de las parcelas de un sólo fuego, por otro lado, utilizando diferentes combinaciones de las variables. Se seleccionaron después los análisis más consistentes y que conducían a la mejor discriminación de las parcelas.

También se ha recurrido al ACP para intentar discriminar las parcelas de cada uno de los dos grupos de estudio según la abundancia de las especies en las formaciones vegetales. Esta abundancia se estimó a partir de las coberturas específicas.

Posteriormente, para las variables florísticas y de estructura de la vegetación, así como para la composición florística de las formaciones vegetales estudiadas, se exploraron los efectos de los factores historia de usos (F1) e historia de incendios (F2). Tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991, la mayoría de las variables florísticas y de estructura pudieron ajustarse a la condición de normalidad mediante alguna de las transformaciones habituales, pero no a la de homogeneidad de varianzas, por lo que debió utilizarse estadística no paramétrica en el tratamiento de los datos. La interacción entre F1 y F2 no pudo explorarse de manera rigurosa. La normalidad de los datos fue analizada mediante el test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas mediante el test de contraste de Levene sobre la igualdad de las varianzas. La comparación de los valores de las variables en función de los factores estudiados se realizó mediante el test de Kruskal-Wallis para  $n$  ( $n > 2$ ) muestras independientes y para dilucidar la naturaleza de las diferencias significativas se llevaron a cabo posteriormente comparaciones entre las muestras combinadas dos a dos mediante el test de Mann-Whitney para dos muestras independientes.

En el estudio del efecto de la historia de usos (F1), se han considerado solamente las parcelas afectadas por un fuego en cada uno de los grupos (Tabla 5.4). Los niveles de F1 correspondían a las diferentes categorías de historia de usos muestreadas en cada grupo.

Para el estudio del factor historia de incendios (F2), se han comparado, dentro de cada grupo, parcelas de un fuego y de dos fuegos, tanto en zonas nunca cultivadas (NC)

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

como en zonas antiguamente cultivadas (AC) y abandonadas por lo menos 7 y 14 años antes de los fuegos de 1984 y 1991, respectivamente, en el grupo de 1991, y por lo menos 35 y 38 años antes de los fuegos de 1990 y 1993, respectivamente, en el grupo de 1993 (Tabla 5.4). No se encontraron parcelas abandonadas después de 1978 y quemadas por dos fuegos. Así, F2 tiene dos niveles: un fuego (recurrencia de un fuego cada 17 años en el grupo de 1993 y de un fuego cada 15 años en el grupo de 1991) y dos fuegos (recurrencia de un fuego cada 8.5 años en el grupo de 1993 y de un fuego cada 7.5 años en el grupo de 1991). Hablamos generalmente de factor “historia de incendios” y no de “frecuencia de incendios” ya que existen diferentes intervalos de tiempo entre fuegos consecutivos en cada grupo, lo cual se ha tomado en cuenta en la interpretación de los resultados.

**Tabla 5.4: Parcelas utilizadas para el estudio del efecto de la historia de usos (a) y de la historia de incendios (b) sobre la vegetación postincendio (n se indica entre paréntesis). Se han subrayado las categorías de un fuego utilizadas para el estudio de los dos factores. C: Cultivo; A: Cultivo abandonado; M: Matorral/Matorral con árboles. f: fuego. AC: Anteriormente cultivadas; NC: nunca cultivadas; RC: Recientemente cultivadas.**

(a)

Historia de usos (1956/1978/1989)		Años de abandono en el momento del fuego	
<b>Grupo 1993</b>			
Abandonadas antes de 1978	<u>AMMf</u> (4)		≥ 38
	<u>AAMf</u> (4)		≥ 38
	<u>CMMf</u> (3)		16-36
Abandonadas después de 1978	<u>CCMf</u> (3)		6-15
	<u>CCCf</u> (4)		1-4
	<u>MMMf</u> (4)		-
<b>Grupo 1991</b>			
Abandonadas antes de 1978	<u>AMMf</u> (4)		≥ 36
Abandonadas después de 1978	<u>CMMf</u> (6)		14-34
	<u>CCMf</u> (5)		4-13
	<u>CCCf</u> (3)		1
Nunca cultivadas	<u>MMMf</u> (7)		-

(b)

	Número de fuegos (1976-último fuego)					
	Grupo 1993			Grupo 1991		0 fuegos
	1 (1993)	2 (1991/1993)	2 (1990/1993)	1 (1991)	2 (1984/1991)	
AC	<u>AAMf</u> (4)	AAMf (2)	-	<u>CMMf</u> (6)	CMfMf (4)	CMM (2)
NC	<u>MMMf</u> (4)	MMMff (4)	MMMff (3)	<u>MMMf</u> (7)	MMfMf (4)	MMM (5)
RC	<u>CCCf</u> (4)	-	-	<u>CCCf</u> (3)	-	CCC (2)



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Las parcelas nunca quemadas entre 1976 y 1994 no son verdaderas parcelas control, como ya se ha dicho, por lo que han servido de referencia, pero no para comparaciones estrictas.

Las relaciones entre las distintas variables de vegetación han sido analizadas mediante correlaciones, utilizándose el coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) para datos no paramétricos.

El estudio se ha complementado con la elaboración de las curvas de dominancia-diversidad (Whittaker, 1965; Bazzaz, 1975; May, 1981) para algunas de las categorías de historia de usos/historia de incendios estudiadas. Las curvas se han construido representando, para cada categoría considerada, la cobertura relativa de las especies (porcentaje del recubrimiento vegetal total representado por cada especie) en escala log en función del rango de las especies, ordenadas de la más abundante a la menos abundante. La posición de las especies a lo largo de estas curvas es un reflejo de la equitatividad en la distribución de la abundancia de dichas especies. La pendiente media de las curvas decrece cuando la riqueza específica aumenta.

Finalmente, se han analizado los efectos de los factores historia de usos e historia de incendios sobre la estructura espacial de la vegetación mediante el estudio de la relación riqueza de especies-área muestreada. Es sabido que a diferencia de variables como la cobertura, el número de especies varía de distinta manera en función del área muestreada dependiendo de las características de cada ecosistema (Ludwig y Reynolds, 1988; Faraco, 1998).

La relación riqueza de especies-área muestreada ha sido caracterizada por la función exponencial de Gleason (1922):

$$S = a + b \log A,$$

donde S es el número de especies, A es el área de muestreo ( $m^2$ ), (a) es la riqueza de especies en el área unitaria ( $A=1 m^2$ ) y (b) es la tasa de incremento de S con el área o la tasa de aparición de nuevas especies al muestrear un área creciente.

Los coeficientes de esta función se han establecido para cada categoría de historia de usos/historia de incendios mediante regresión lineal de los valores medios de riqueza específica obtenidos a lo largo del rango de áreas muestreadas.

La forma de las curvas riqueza de especies-área depende a la vez del “grano”, o riqueza de especies en el área unitaria (a), y de la “extensión”, o riqueza de especies sobre

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

el área máxima muestreada, que estaría correlacionada con (b) (Palmer y White, 1994). Un mayor valor de (b) sugiere un patrón más heterogéneo de la distribución espacial de las especies.

### **5.2.4 Limitaciones de una comparación de tipo sincrónico entre las parcelas del grupo de 1993 y las del grupo de 1991**

Como se ha visto, las parcelas de ambos grupos eran similares en cuanto a sus principales características ambientales (Tabla 5.3). Todas ellas se quemaron por última vez en verano y todas se muestrearon de mayo a junio de 1999. En el caso de las que se vieron afectadas por un sólo incendio y para una determinada historia de usos parecería razonable considerar las parcelas del grupo de 1993 y las de 1991 como correspondientes a una misma sucesión postincendio, muestreada seis y ocho años tras el último fuego, respectivamente. La comparación de estos dos conjuntos de parcelas se asemejaría pues a un estudio de tipo sincrónico de la sucesión postincendio.

Los estudios sincrónicos o cronosecuencias presentan una serie de ventajas e inconvenientes que han sido ampliamente discutidos en la bibliografía (Stevens y Walker, 1970; Jenny, 1980; Cole y van Miegroet, 1989). Su uso como método de estudio de los procesos sucesionales requiere el cumplimiento de unas condiciones iniciales entre las cuales podemos citar como esenciales:

- Las diferentes zonas que pretenden compararse deberían caracterizarse siempre por una uniformidad en las principales variables ambientales (clima, sustrato, pendiente, exposición, etc.), así como en la historia de las perturbaciones que las han afectado hasta el momento del muestreo.

- Las parcelas de estudio han de encontrarse en estadios conocidos y claramente diferenciados a lo largo del proceso sucesional que pretenda estudiarse.

- Las variables a comparar han de seleccionarse tomando en cuenta tanto su dinámica temporal en relación a la escala temporal considerada como su modelo de variabilidad espacial en relación a los criterios definidos para escoger las parcelas réplica (normalmente criterios macroscópicos de topografía, litología, etc.).

Sin embargo, en muchos casos no se cumplen todas las condiciones anteriormente expuestas, ya sea por una evaluación poco rigurosa del grado de uniformidad entre parcelas, ya sea por un conocimiento insuficiente de la historia de las parcelas o por una

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

selección inadecuada de las variables en estudio. Se considera que la eficacia de la cronosecuencia está condicionada por la relación entre la magnitud de los cambios en el tiempo que quieren describirse (efecto tiempo) y la variabilidad entre parcelas (efecto espacio) (Ferran, 1996).

En el diseño experimental del presente estudio se dan algunas de las limitaciones de los estudios sincrónicos expuestas anteriormente. Así, no se disponía en ninguna parcela de un conocimiento exhaustivo de todas las perturbaciones que se produjeron en las décadas anteriores al muestreo. Entre estas perturbaciones podríamos citar las actividades o prácticas agroganaderas (laboreo, relleno de bancales con tierra, pastoreo, etc.) y su intensidad (grado de mantenimiento del cultivo, carga ganadera, etc.), así como las tareas selvícolas y la historia detallada de incendios. Se considera que todos estos eventos influyen en los procesos sucesionales en relación con los cambios de tipo edáfico, microclimático y/o de competencia entre las especies que pueden causar (Davis et al. 1989; Faraco, 1998). Sin embargo, hemos considerado que la caracterización ambiental de la zona de estudio y el conocimiento de su historia de usos y de incendios fueron lo suficientemente completos para permitirnos una selección satisfactoria de las parcelas de muestreo.

Por otra parte, los dos grupos de parcelas escogidos fueron quemados por última vez por dos incendios diferentes, el de 1991 y el de 1993, respectivamente. El comportamiento y la distribución espacial de la intensidad de estos dos fuegos fueron sin duda diferentes. El comportamiento del fuego está determinado por la vegetación (cantidad, calidad y distribución espacial del combustible), la topografía y la meteorología y estos factores suelen cambiar durante la propagación del incendio, por lo que cada fuego da lugar a un mosaico diferente de zonas quemadas con mayor o menor intensidad (Albini y Anderson, 1982). En consecuencia, en este estudio, incluso parcelas de un mismo grupo y con una misma historia de usos pudieron verse afectadas por diferentes intensidades de incendio y, en consecuencia, caracterizarse por diferentes modelos de regeneración de la vegetación tras el fuego (Keeley, 1987; Moreno y Oechel, 1991a, 1991b, 1992). Es decir que pudo existir un efecto parcela derivado de las características del último fuego tanto entre réplicas de un mismo grupo como entre parcelas de los dos grupos.

Por último, otra posible limitación de nuestro diseño experimental de cara al estudio sincrónico es la alta probabilidad de que no pudieran detectarse diferencias

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

significativas en los valores de las principales variables florísticas entre parcelas muestreadas seis y ocho años tras el último fuego, es decir entre parcelas que se encontraban en estadios intermedios y muy próximos entre sí, desde el punto de vista temporal, a lo largo de la sucesión postincendio. En este sentido, hemos intentado analizar cuál pudo ser el comportamiento de los fuegos de 1991 y de 1993.

En el caso del fuego de 1991, un 35.8% de la superficie quemada tuvo una pendiente inferior al 5% y un 16.5% de la superficie tuvo una pendiente superior al 10%. En cambio, en el fuego de 1993 un 61% del área quemada era de pendiente inferior al 5% y sólo un 4% tuvo una pendiente superior al 10%, por lo que podemos pensar que la velocidad de propagación de este último fuego fue menor en gran parte de la superficie afectada (Retana, 1996). Por otra parte, se ha visto en el capítulo 4 que la proporción de las diferentes coberturas quemadas por ambos fuegos fue muy diferente (Figura 4.9). El fuego de 1991 “prefirió” los matorrales (principalmente matorrales de cobertura media) y “evitó” los pinares de repoblación. Estas coberturas representaron un 86% (885.8 ha) y un 9.6 % (99 ha) del área quemada, respectivamente. Por el contrario, el fuego de 1993 “prefirió” las áreas repobladas. Los pinares de cobertura media y alta representaron un 52% (138 ha) del área quemada y los matorrales (mayoritariamente de cobertura media) un 42.7% (91.3 ha). Estos pinares eran principalmente repoblaciones jóvenes (con menos de 10 años) en las que los pinos superaban raramente los 2 m de altura y con un matorral bastante denso. Se caracterizaban por una gran continuidad horizontal y vertical del combustible, correspondiendo a un modelo 4 de combustible, según la *Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible* establecida por el (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-ICONA, 1990) para los montes del Levante español (Tabla 4.1). Se considera que el fuego se propaga con gran intensidad en estas formaciones. Los matorrales de cobertura media de la zona de estudio correspondían, en cambio, al modelo 5 de combustible (Tabla 4.1), en el que los fuegos suelen ser de intensidad moderada, según la misma clave de identificación. La cantidad de combustible por unidad de superficie es mucho más alta en el modelo 4 (25-35 t/ha) que en el modelo 5 (5-8 t/ha).

Por último, en las dos estaciones climatológicas consideradas (Fontilles y Pego), los años anteriores a cada uno de los dos incendios (1989, 1990, 1991, 1992) se caracterizaron por una precipitación anual total superior a la media del periodo de observación (1972-1999). En ambas estaciones, la precipitación durante los meses anteriores al incendio de

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

1991, de enero a junio, fue superior al valor medio de precipitación de los seis primeros meses del año para el periodo de estudio. En 1993, la precipitación de los seis primeros meses del año fue también superior a la media del periodo, pero se concentró en el mes de febrero, mientras que la primavera (marzo-junio) fue bastante más seca que en 1991 (140 mm frente a 251 mm, en Fontilles, y 121.9 mm frente a 207.3 mm en Pego). Además, en las dos estaciones, las temperaturas medias de los meses de abril, mayo y junio fueron más altas en 1993 que en 1991. Las condiciones climatológicas existentes en el área durante los años anteriores a los dos fuegos debieron pues favorecer un considerable desarrollo de la vegetación, es decir un aumento de la cantidad de combustible, pero este combustible estaba probablemente bastante más seco antes del incendio de 1993.

En definitiva, es muy probable que en el caso del incendio de 1993 una menor velocidad del fuego debida a pendientes menores, una mayor presencia de coberturas con una mayor carga de combustible por unidad de superficie y un menor grado de humedad de la vegetación antes del incendio condujeran a una mayor intensidad del fuego en gran parte de la superficie afectada. En consecuencia, zonas que habían tenido prácticamente la misma historia de usos durante, por lo menos, los últimos 35 años antes del fuego y que debían caracterizarse por combustibles muy similares para los dos grupos de parcelas se quemaron probablemente con mayor intensidad en el grupo de 1993, por lo que la regeneración vegetal postincendio debió ser más lenta. Se ha observado que en matorrales de tipo mediterráneo, el aumento en la intensidad del fuego disminuye la germinación en especies arbustivas y herbáceas (Moreno y Oechel, 1991a), aumenta la mortalidad de rebrotes (Moreno y Oechel, 1991b, 1992; Keeley, 1998), disminuye la producción primaria (Moreno y Oechel, 1994) y la cobertura total (Keeley, 1998) durante el primer año después del incendio.

En cuanto a las condiciones climatológicas postincendio, en las dos estaciones climatológicas consideradas, el otoño y la primavera posteriores al incendio de 1991 fueron muy húmedos. En el otoño de 1993 también se registraron altas precipitaciones, pero tanto la primavera como el otoño de 1994 fueron excepcionalmente secos y lo mismo ocurrió con la primavera de 1995. En las dos estaciones climatológicas, el año 1994 estuvo entre los diez más secos del periodo (1972-1999) y el año 1995, aunque globalmente más húmedo, tuvo una precipitación incluso menor que la de 1994 durante el primer semestre. Es sabido que las condiciones climatológicas en los primeros meses tras el fuego influyen

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

decisivamente en la recuperación de la cubierta vegetal. Las especies germinadoras son, por ejemplo, muy dependientes de las condiciones climatológicas en relación a su germinación y al número de semillas producidas (Caturla et al. 2000).

En definitiva, tanto el estudio del comportamiento de los fuegos como el de las condiciones climatológicas postincendio sugieren que la regeneración de la vegetación pudo ser bastante más lenta en las parcelas quemadas en 1993 que en las del incendio de 1991. Todo ello nos conduce a plantear la hipótesis que las formaciones vegetales presentes en las parcelas muestreadas seis años tras el fuego corresponderían, en realidad, a las de un estadio anterior de la sucesión postincendio. En este caso, sí sería razonable considerar que los dos grupos de parcelas muestreadas se encontraban en dos momentos de la sucesión postincendio suficientemente diferenciados entre sí para poder observar diferencias significativas entre los valores de sus principales variables florísticas.

Por todo lo expuesto anteriormente, en el marco del presente estudio, hemos planteado la comparación entre las parcelas de un fuego del grupo de 1993 y las de un fuego del grupo de 1991 como un estudio de tipo sincrónico, aunque en la interpretación de los resultados se hayan tenido siempre en cuenta las limitaciones de dicho planteamiento.

## 5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.3.1 Ordenación de las parcelas mediante el Análisis de Componentes Principales

#### 5.3.1.1 Análisis de componentes principales (ACP) basado en variables florísticas y de estructura de la vegetación

En primer lugar, consideramos todas las parcelas del grupo de 1993 y también las parcelas nunca quemadas. El Análisis de Componentes Principales finalmente seleccionado (ACP-I) entre los que se llevaron a cabo es de 2 factores y 7 variables (cobertura total, cobertura de herbáceas, cobertura de leñosas, riqueza de caméfitos, riqueza de nanofanerófitos, riqueza de hemicriptófitos y riqueza de terófitos) (Figura 5.3). El factor 1, al que contribuyó principalmente la variable cobertura total, explicaba un 35.9% de la varianza total y el factor 2, al que contribuyeron principalmente la riqueza de hemicriptófitos y la de terófitos, explicaba un 31.9% de la misma.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

A lo largo del eje 1 encontramos, en el extremo negativo, las parcelas abandonadas después de 1978 de un fuego (tipo (c)), caracterizadas por una menor cobertura total, y, en el extremo positivo, una mayoría de parcelas abandonadas antes de 1978 (tipos (b0), (b) y (b2)) (Figura 5.3). Este eje representaría un gradiente de dinámica de la vegetación. A pesar de que todas estas parcelas se habían muestreado en el mismo momento después del fuego, su distribución a lo largo del eje 1 del ACP-I reflejaría que la dinámica de la sucesión postincendio se encontraba en una etapa más avanzada en aquellas parcelas cuya etapa sucesional postabandono era también más avanzada en el momento del fuego. Este resultado parece lógico dado que se admite que tras el fuego la vegetación mediterránea se reinstala generalmente mediante un proceso de autosucesión, produciéndose escasos cambios en la composición específica (Hanes, 1971; Trabaud, 1994).

Observamos que las parcelas abandonadas después de 1978 pero nunca quemadas, tipo (c0), alcanzaron valores positivos a lo largo del eje 1 (Figura 5.3), situándose en el extremo opuesto de las parcelas abandonadas después de 1978 y quemadas una vez, tipo (c). Esto sugiere que el fuego habría causado una disminución de la cobertura total, es decir habría retardado la dinámica sucesional de la vegetación en las parcelas más recientemente abandonadas. Este es un efecto conocido de las perturbaciones (Debussche et al. 1996) y concretamente del fuego (Rodríguez-Aizpeolea et al. 1991; Qiu et al. 1998).

En el caso de las parcelas antiguamente abandonadas, en cambio, no se observó una discriminación clara a lo largo del eje 1 entre las diferentes frecuencias de incendios, 0 fuegos (b0), un fuego (b) y dos fuegos (b2) (Figura 5.3). Este resultado sugiere que los efectos de la perturbación serían menos importantes o menos persistentes en las parcelas antiguamente abandonadas que entre las más recientemente abandonadas, es decir que estas últimas parcelas serían menos resilientes al fuego.

En cuanto a las parcelas nunca cultivadas (NC), tipos (a0), (a) y (a2), se situaron en valores medios del eje 1 (Figura 5.3), siendo su cobertura total generalmente inferior a la de las parcelas antiguamente abandonadas, lo cual no es debido a la permanencia de las especies leñosas cultivadas, que sólo se encontraron en dos parcelas. Es posible que las condiciones ambientales fueran generalmente menos favorables para el desarrollo de la vegetación en las parcelas NC que en las anteriormente cultivadas (menor profundidad de suelo, mayor cobertura de afloramientos,...). Esto se estudiará posteriormente con más detalle. Por otra parte, el aclareo del matorral que se había realizado en las parcelas NC en

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

años anteriores al muestreo limitó sin duda el desarrollo de su cubierta vegetal, especialmente el de las especies arbustivas y subarbustivas, teniendo un efecto de tipo retardador sobre la dinámica sucesional. Como se ha dicho, se considera que uno de los efectos de una perturbación es el de desplazar la sucesión hacia estadios menos avanzados.

En cuanto al eje 2 del ACP-I, la mayoría de parcelas con valores negativos nunca habían sido cultivadas (tipos (a0), (a) y (a2)), mientras que la mayoría de las parcelas previamente cultivadas alcanzaron valores positivos (Figura 5.3), es decir que se caracterizaron por una mayor riqueza de hemicriptófitos y de terófitos. Pérez (1997) observó una mayor riqueza de herbáceas en la vegetación postincendio de aquellas zonas que habían sido cultivadas con anterioridad. Este eje correspondería a un gradiente de perturbación.

Observamos que a lo largo del eje 2 las parcelas abandonadas después de 1978 y quemadas una vez (tipo (c)) se discriminaron de las parcelas abandonadas después de 1978 y nunca quemadas (tipo (c0)), alcanzando mayores valores, es decir caracterizándose por mayores riquezas de hemicriptófitos y de terófitos (Figura 5.3). Las parcelas abandonadas antes de 1978 y las nunca cultivadas, en cambio, no se discriminaban a lo largo de este mismo eje en función de la frecuencia de incendios, lo que sugiere que serían más resilientes al fuego que las más recientemente abandonadas, es decir que existiría una interacción entre la historia de usos y la frecuencia de incendios.

La mayoría de las parcelas no cultivadas y quemadas, tipos (a) y (a2), tuvieron valores inferiores a los de cualquier parcela previamente cultivada y no quemada, tipos (b0) y (c0) (Figura 5.3), es decir que el efecto del fuego no sería tan importante como el del uso agrícola sobre las variables que más contribuyen a este eje. Otros autores han señalado que los efectos del fuego sobre la recuperación de la vegetación son menos acusados que los de las prácticas agrícolas (Rodríguez-Aizpeolea, 1991) y se ha observado que perturbaciones como el fuego pueden alterar la sucesión pero sin efectos dramáticos sobre la estructura de la vegetación (Debussche et al. 1996; Schiller et al. 1997).

En un segundo análisis, ACP-II, sólo se consideraron las parcelas de un fuego de 1993. Se utilizaron las mismas variables florísticas que en el ACP-I. En este caso, las parcelas se discriminaron claramente según los tres tipos principales de historia de usos: parcelas nunca cultivadas (a), parcelas abandonadas antes de 1978 (b) y parcelas abandonadas después de 1978 (c) (Figura 5.3).



5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

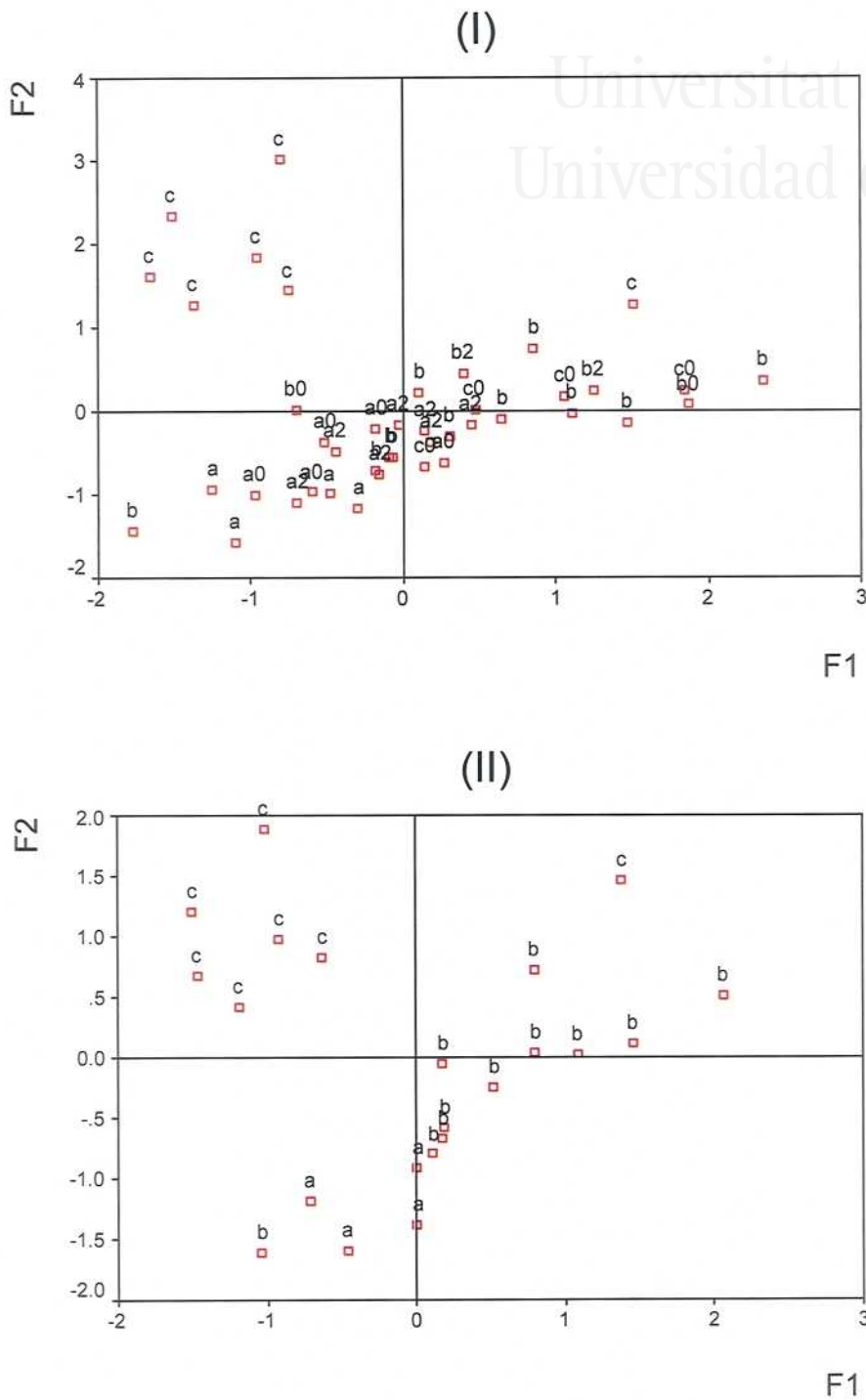


Figura 5.3: Ordenación de las parcelas mediante el Análisis de Componentes Principales basado en variables florísticas y de estructura de la vegetación: (ACP-I) para todas las parcelas de 1993 y las nunca quemadas y (ACP-II) para las parcelas de un fuego de 1993. a0: nunca cultivada-0 fuegos; a:nunca cultivada-1 fuego; a2: nunca cultivada-2 fuegos; b0: abandonada antes de 1978-0 fuegos; b:abandonada antes de 1978-1 fuego; b2: abandonada antes de 1978-2 fuegos; c0: abandonada después de 1978-0 fuegos; c: abandonada después de 1978-1 fuego.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Los dos ejes del ACP-II explicaban un 78.4% de la varianza total. Los factores 1 y 2, a los que contribuyeron principalmente las mismas variables que en ACP-I, explicaban un 47.4% y un 30.9% de la varianza, respectivamente.

A lo largo del eje 1, encontramos las parcelas abandonadas después de 1978 (c) en el extremo negativo y las abandonadas antes de 1978 (b) en el extremo positivo. El eje 1 también representó, en este caso, un gradiente de dinámica de la vegetación. De nuevo, las parcelas nunca cultivadas (a) se situaron en valores medios del eje 1.

La parcela “errática” que perteneció al grupo (b) y no al (c), es decir que se caracterizó por una mayor cobertura total que sus parcelas réplica, correspondía a la categoría de historia de usos (CCMf). Esta parcela se diferenció de las dos otras réplicas por la presencia de *Olea europaea* (del antiguo cultivo) y de *Pinus halepensis*, proveniente sin duda de una repoblación cercana.

El significado del eje 1 como gradiente de la dinámica de la vegetación parece verse confirmado por la correlación significativa que se ha observado entre la ordenación de las parcelas anteriormente cultivadas a lo largo del eje 1 y el tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo en el momento del fuego ( $\rho = 0.59$ ,  $p < 0.01$ ).

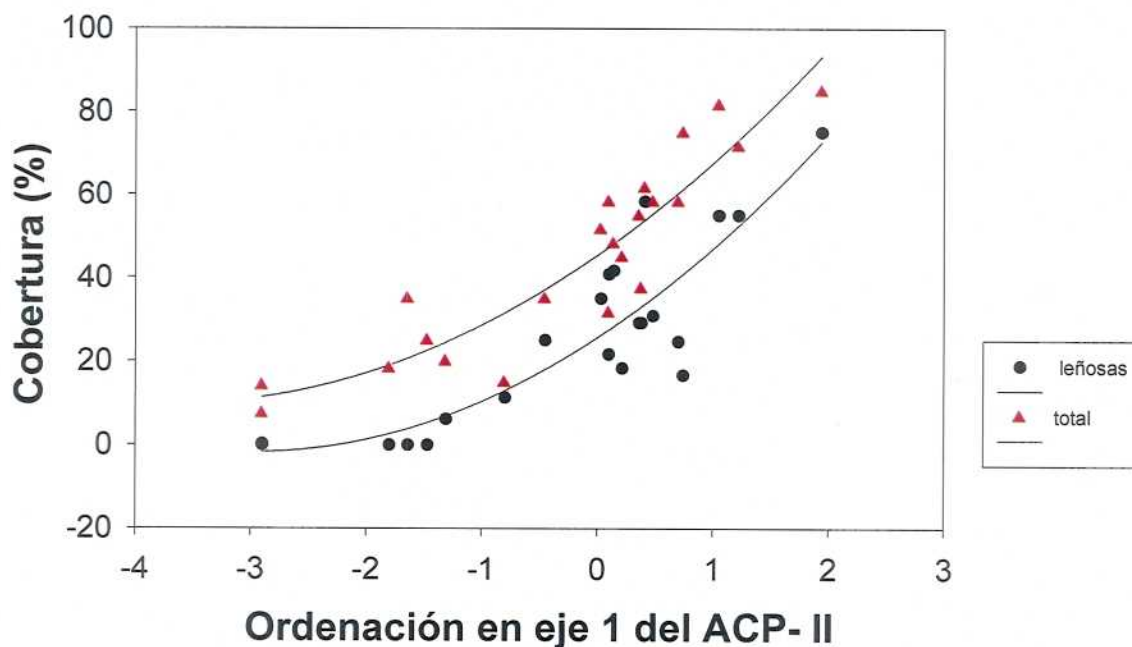


Figura 5.4. Evolución de la cobertura de leñosas (CL) y la cobertura total (CT) a lo largo de un gradiente de dinámica de la vegetación (ordenación en el eje 1 del ACP-II). Curvas de regresión lineal de orden 2. (CL:  $R^2 = 0.77$ ; CT:  $R^2 = 0.84$ ).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Hemos representado la cobertura total y la cobertura de leñosas en función de las coordenadas obtenidas en el eje 1 a fin de estudiar su evolución a lo largo del gradiente que representaba dicho eje (Figura 5.4). Observamos que ambas variables aumentaron a lo largo de dicho gradiente, es decir que aumentarían a lo largo de la sucesión, como era previsible.

Considerando sólo las parcelas previamente cultivadas, las dos variables anteriores estaban correlacionadas positivamente con el tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo en el momento del fuego ( $\rho = 0.78$ ,  $p < 0.01$  y  $\rho = 0.58$ ,  $p < 0.05$ , respectivamente) (Anejo VII(a)), por lo que ambas podrían ser buenos indicadores del estado sucesional alcanzado por estas formaciones vegetales.

La representación de la evolución de la riqueza de las formas vitales a lo largo del mismo gradiente muestra que en las parcelas más recientemente abandonadas (reflejo de las primeras etapas sucesionales postcultivo) dominaron los terófitos y los hemicriptófitos (Figura 5.5).

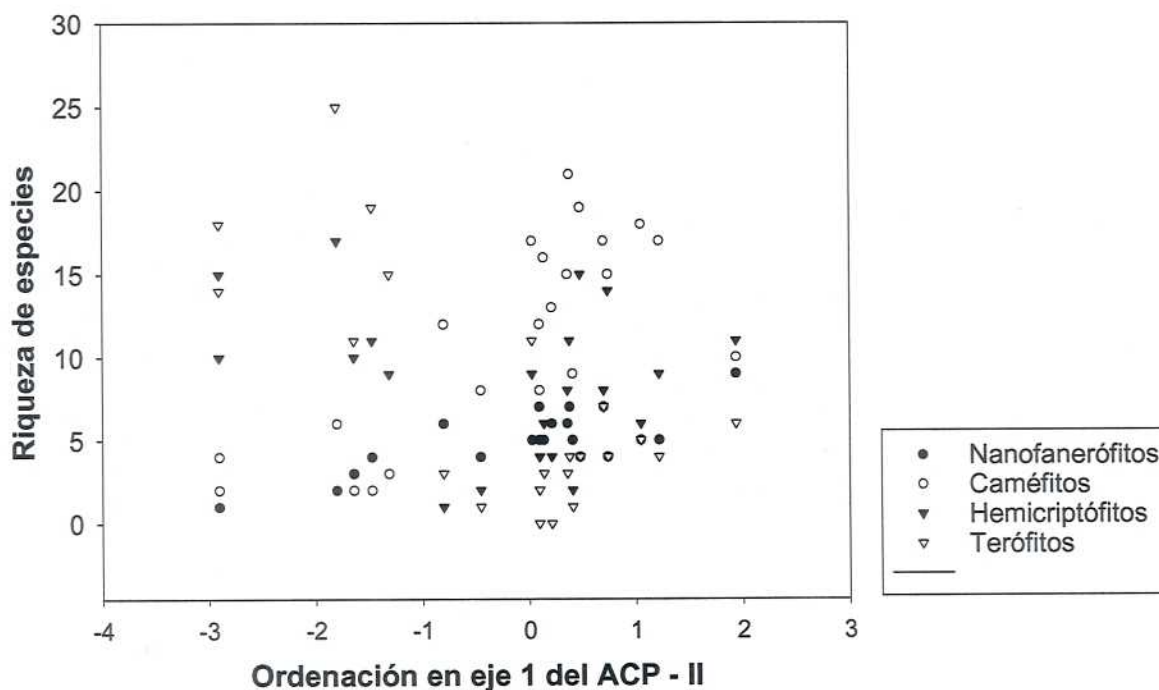


Figura 5.5 Evolución de la riqueza de los diferentes biotipos a lo largo de un gradiente de dinámica de la vegetación (ordenación en el eje 1 del ACP-II).

La presencia de los terófitos, especies heliófilas, disminuyó a lo largo del gradiente sucesional, lo que sin duda fue debido al aumento de la presencia de los nanofanerófitos, es

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

decir al aumento de la cobertura arbustiva. La riqueza de los nanofanerófitos se mantuvo, sin embargo, moderada en estas parcelas. Los caméfitos y los hemicriptófitos fueron las formas vitales con mayor riqueza entre las parcelas más antiguamente abandonadas, es decir en las que se reflejaría la estructura de la vegetación en estadios más avanzados de la sucesión. Esta secuencia sería bastante característica, en sus primeras etapas por lo menos, de la sucesión secundaria (Grime, 1979; Bornkamm, 1981; Tatoní et al. 1994).

En cuanto al eje 2 del ACP-II, las parcelas se discriminaron a lo largo del mismo entre las que nunca habían sido cultivadas (a), caracterizadas por una menor riqueza de hemicriptófitos y de terófitos, y las previamente cultivadas (b) y (c) (Figura 5.3). Este eje correspondería pues, de nuevo, a un gradiente de perturbación, refiriéndose la perturbación al uso agrícola.

Algunas parcelas del tipo (b) se situaron entre las parcelas nunca cultivadas, alcanzando valores negativos a lo largo del eje 2. El largo periodo de tiempo transcurrido tras su abandono (por lo menos 38 años en el momento del fuego) podría explicar que la estructura de su vegetación ya no reflejara el efecto de la perturbación asociada al uso agrícola.

En el caso del grupo de 1991, se realizaron varios análisis de componentes principales con diferentes combinaciones de las variables florísticas y de estructura de la vegetación, pero en ningún caso se obtuvo una discriminación clara de las parcelas. Este resultado sugiere que se habría producido un fenómeno de convergencia entre parcelas con diferentes historias de usos y/o historias de incendios a lo largo de la sucesión postincendio, de tal modo que las posibles diferencias existentes en la estructura de su vegetación debidas a alguno de los dos factores en estudio no eran significativas ocho años tras el fuego, contrariamente a lo que ocurría entre las parcelas muestreadas seis años después del incendio. Es decir que los factores historia de usos e historia de incendios sólo determinarían la estructura de la vegetación en las primeras etapas de la sucesión postincendio. Varios autores han observado una rápida convergencia de las principales características de la comunidad vegetal a lo largo de la sucesión postincendio entre zonas con diferentes historias de usos previas al fuego (Faraco et al. 1993; Pérez, 1997).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

**5.3.1.2 Análisis de componentes principales (ACP) basado en coberturas específicas**

La lista de especies seleccionadas para los análisis de componentes principales basados en la abundancia relativa de las especies incluye las seis especies más abundantes en los dos grupos de parcelas (*Brachypodium retusum*, *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*, *Ulex parviflorus*, *Erica multiflora*, *Rosmarinus officinalis*), definidas como las especies que se encontraron entre las cuatro de mayor cobertura media en al menos dos categorías de historia de usos, así como *Olea europaea*, la especie arbórea más frecuente y con mayores coberturas medias, *Daphne gnidium*, especie rebrotadora que ocasionalmente puede germinar por tratarse de una especie ornitocora y cuyo establecimiento podría verse facilitado por la presencia de antiguos árboles de cultivo, y *Convolvulus arvensis*, especie común en zonas anteriormente cultivadas. En el grupo de 1993, se han añadido *Desmazeria rigida* y *Leontodon taraxacoides*, especies que pueden ser consideradas como características de las primeras etapas de la sucesión en los cultivos abandonados de la zona de estudio (Rodríguez-Aizpeolea et al. 1991).

Entre los análisis efectuados con las parcelas de un fuego del grupo de 1993, seleccionamos el ACP-III, de 3 factores, realizado con los valores de cobertura de las once especies (Figura 5.6).

La suma de los tres factores explica un 61.8% de la varianza (un 23.7%, un 19.4% y un 18.7% para los factores 1, 2 y 3, respectivamente). Al factor 1 contribuyeron principalmente las coberturas de *Ulex parviflorus* y *Brachypodium retusum*, al factor 2 las coberturas de *Erica multiflora* y *Rosmarinus officinalis* y al factor 3 las coberturas de *Convolvulus arvensis* y *Olea europaea*.

Puede distinguirse un grupo de parcelas situadas en el extremo positivo del eje 1, pero en el extremo negativo del eje 2 (tipo (b)) (Figura 5.6). Estas parcelas, pertenecientes a las categorías de usos (AMMf) y (AAMf), es decir abandonadas antes de 1978, corresponderían a formaciones dominadas por la aulaga.

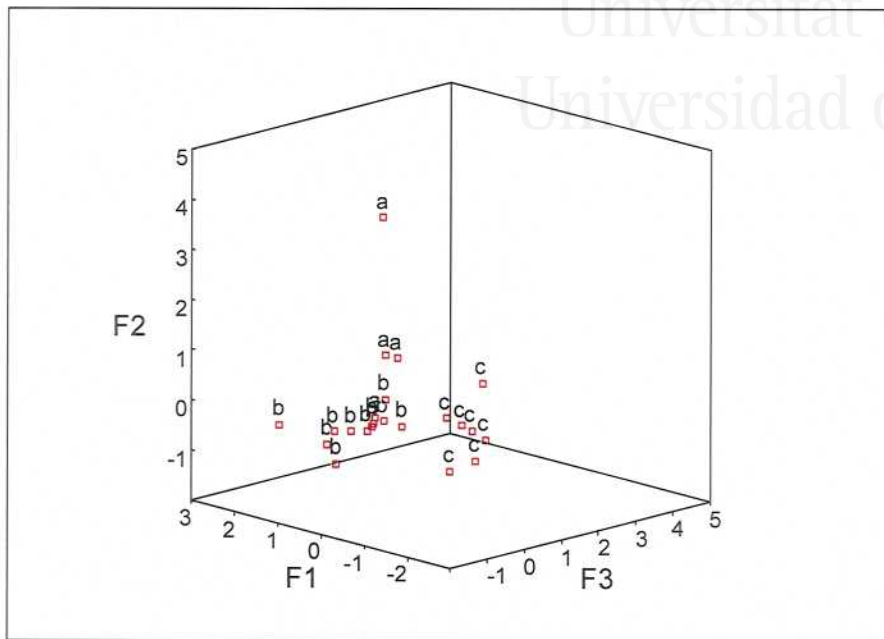
Las parcelas 34, 35 y 67, correspondientes a zonas nunca cultivadas (a), alcanzan los mayores valores sobre el eje 2 y altos valores en el eje 1, es decir que se trataría de formaciones también dominadas por *Ulex parviflorus*, pero con coberturas notables de *Erica multiflora* y *Rosmarinus officinalis*. *Erica multiflora* es una especie rebrotadora que se regenera a partir de estructuras subterráneas que son destruidas por el laboreo, por lo que su presencia es lógicamente mayor en zonas que no se han cultivado.

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación



Universitat d'Alacant  
 Universidad de Alicante

(III)



(IV)

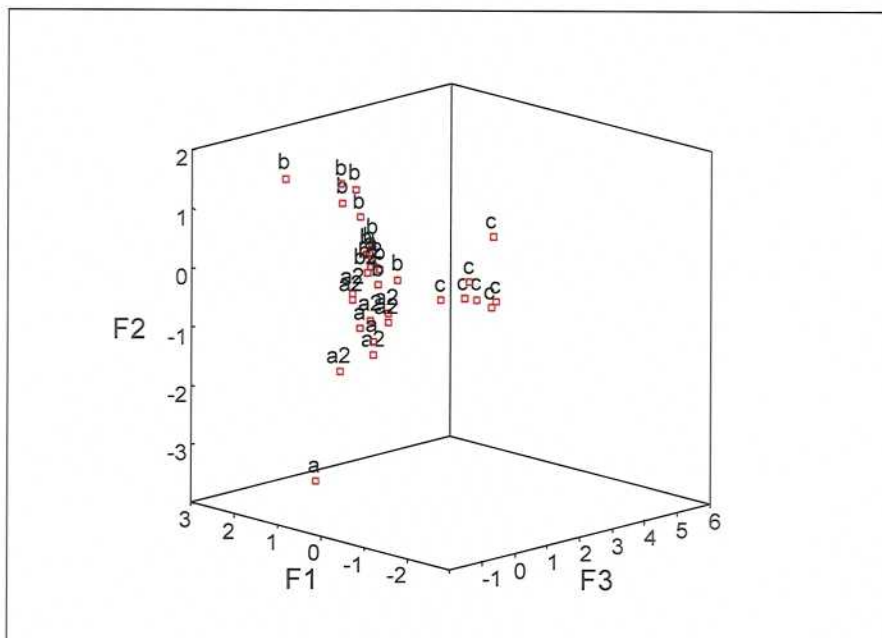


Figura 5.6 Ordenación de las parcelas mediante el Análisis de Componentes Principales basado en coberturas específicas para las parcelas de un fuego de 1993 (ACP-III) y para todas las parcelas de 1993 (ACP-IV). a: nunca cultivada-1 fuego; a2:nunca cultivada-2 fuegos; b: abandonada antes de 1978-1 fuego; b2:abandonada antes de 1978-2 fuegos; c: abandonada después de 1978-1 fuego.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Por último, las parcelas abandonadas después de 1978 (c), que se encuentran en el extremo positivo del eje 3 y se caracterizan por menores valores sobre el eje 1 que la mayoría de parcelas, estarían cubiertas por formaciones en las cuales las especies asociadas a la actividad agrícola alcanzarían una importante presencia.

Un nuevo análisis de componentes principales de tres factores realizado con las mismas variables pero considerando tanto las parcelas de un fuego de 1993 como las de dos fuegos (ACP-IV), conduce a una discriminación algo diferente de las parcelas (Figura 5.6). La suma de los tres factores explica un 57.5% de la varianza (un 20.9%, un 19% y un 17.6% para los factores 1, 2 y 3, respectivamente). En este caso, al factor 1 contribuye principalmente la cobertura de *Brachypodium retusum*, al factor 2 la cobertura de *Cistus albidus* y al factor 3 las coberturas de *Convolvulus arvensis* y *Olea europaea*.

De nuevo, las parcelas abandonadas después de 1978 (tipo (c)) se discriminan claramente del resto, alcanzando los mayores valores a lo largo del eje 3.

Observamos que las parcelas antiguamente abandonadas se discriminan claramente a lo largo del eje 2 entre las afectadas por dos fuegos (tipo (b2)) y las afectadas por un sólo fuego (tipo (b)), que se caracterizan por una mayor cobertura de *Cistus albidus* (Figura 5.6). Este resultado sugiere que el aumento de la frecuencia de fuegos podría tener un efecto sobre la abundancia relativa de las especies en algunas de las formaciones vegetales muestreadas.

En cuanto a las parcelas de 1991, no se ha podido obtener una buena discriminación mediante el ACP basado en la cobertura de las especies, ni entre todas las parcelas, ni considerando solamente las de un fuego.

### 5.3.1.3 Conclusiones del Análisis de Componentes Principales

En formaciones vegetales muestreadas seis años tras el fuego, el Análisis de Componentes Principales ha mostrado que la historia de usos previa al fuego tuvo una clara influencia sobre la estructura de la vegetación postincendio y sobre su composición florística.

El ACP basado en coberturas específicas, y realizado con las parcelas quemadas en 1993, ha permitido asociar diferentes tipos de formaciones vegetales a diferentes historias de usos. En las parcelas abandonadas antes de 1978 encontramos formaciones dominadas

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

por *Ulex parviflorus*. En las parcelas nunca cultivadas los aulagares se caracterizan por notables coberturas de *Rosmarinus officinalis* y de *Erica multiflora*. Finalmente, en las parcelas abandonadas después de 1978, se desarrollan formaciones diferentes, con presencia de especies asociadas a la actividad agrícola.

Se ha detectado un efecto del fuego y del aumento de la frecuencia de incendios sobre la estructura y la composición florística de algunas de las formaciones vegetales muestreadas, aunque este efecto parece menos importante que el de la historia de usos. Los resultados obtenidos sugieren una interacción entre el efecto del fuego y la historia de usos: las parcelas más recientemente abandonadas, que se quemaron en una etapa más temprana de la sucesión postcultivo, parecen las menos resilientes al fuego. En ellas el incendio ha tenido un efecto retardador de la dinámica sucesional.

Los análisis realizados con parcelas muestreadas ocho años tras el fuego no han permitido observar un efecto claro de ninguno de los dos factores explorados sobre la estructura de la vegetación postincendio, ni tampoco discriminar las parcelas según la presencia relativa de las especies. Este resultado sugiere que ocho años después del fuego se habría producido un proceso de convergencia entre zonas con diferentes historias de usos y/o de incendios, tanto en cuanto a estructura de la vegetación como a composición florística. Los factores historia de usos e historia de incendios sólo afectarían a la estructura de la vegetación y la composición florística en las primeras etapas de la sucesión postincendio.

La gran diferencia obtenida entre la ordenación de las parcelas de los grupos de 1993 y de 1991 en función de las variables florísticas y de estructura de la vegetación parece confirmar la hipótesis formulada en este capítulo, en el marco de la justificación del estudio de tipo sincrónico, según la cual los dos grupos de parcelas estudiados se encontrarían en dos estadios sucesionales postincendio bien diferenciados, hecho atribuible a una evolución sucesional más lenta después del fuego de 1993.



## 5.3.2 Riqueza de especies

### 5.3.2.1 Factor historia de usos

Entre las parcelas de un fuego de 1993, la riqueza de especies media por categoría de historia de usos varió entre las 21 ( $\pm 2.2$ ) especies de las parcelas nunca cultivadas (MMMf) y las 44.5 ( $\pm 10$ ) especies de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) (Anejo III), siendo esta diferencia estadísticamente significativa (Figura 5.7). En cambio, en el grupo de 1991, esta variable alcanzó su mínimo valor, 19 ( $\pm 14$ ), en las parcelas más recientemente abandonadas y su máximo, 31.7 ( $\pm 2.8$ ), en las más antiguamente abandonadas (AMMf). Debido a la gran variabilidad existente entre las parcelas más recientemente abandonadas, estos dos valores no fueron significativamente diferentes (Figura 5.7)

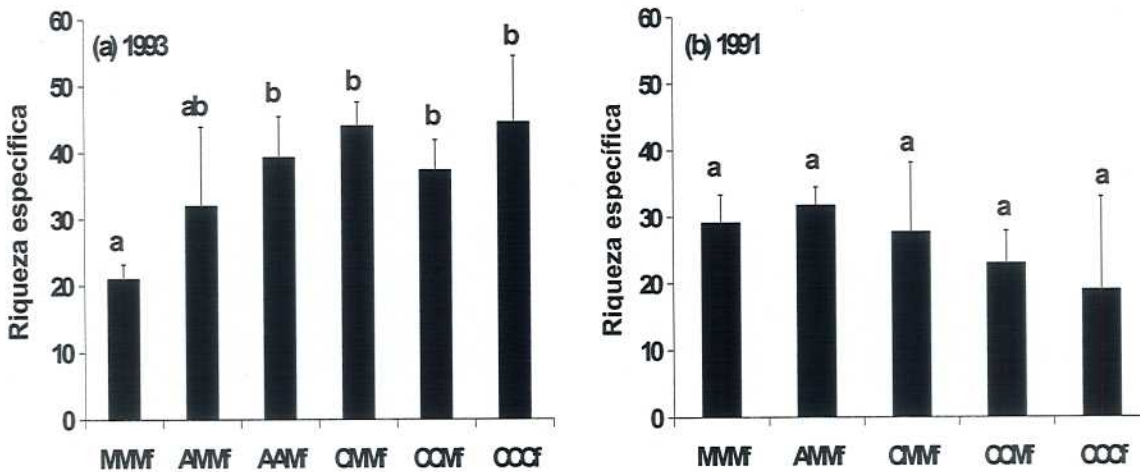


Figura 5.7: Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) según la historia de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre historias de usos al nivel  $p < 0.05$ . C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

Entre las parcelas del grupo de 1993, la mayor riqueza específica total de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) fue debida a su gran riqueza de terófitos (Figura 5.8), que fue significativamente más alta que en el resto de historias de usos. Entre las parcelas de la categoría (CCCf), la riqueza media de terófitos fue de 18 ( $\pm 5$ ), mientras que en las parcelas nunca cultivadas (MMMf) fue de 0.5 ( $\pm 0.6$ ) (Anejo III).

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

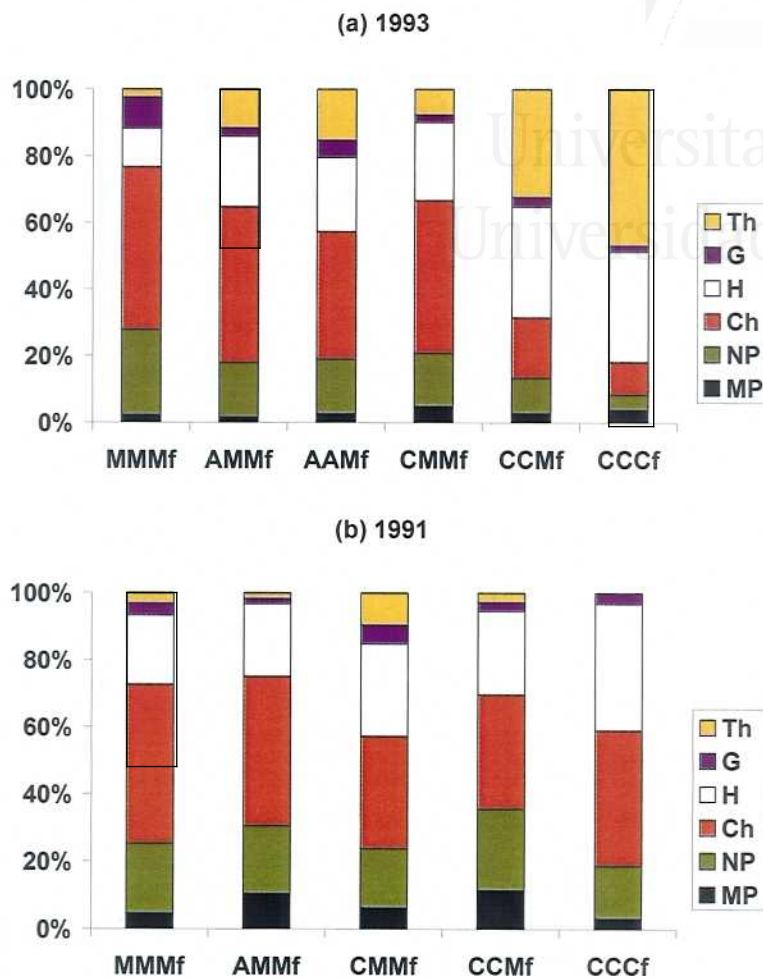


Figura 5.8 Espectro biológico (en %) de las diferentes historias de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemicriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

Los terófitos y los hemicriptófitos eran los biotipos dominantes en las parcelas abandonadas después de 1978 del grupo de 1993 (CCMf y CCCf), mientras que los caméfitos dominaron en las otras historias de usos (Figura 5.8).

Un pico postincendio de especies herbáceas ha sido frecuentemente observado en estudios de la dinámica de la vegetación después del fuego en ecosistemas mediterráneos (Trabaud, 1980; Keeley y Keeley, 1981; Faraco et al. 1993; Trabaud, 1994; Kazanis y Arianoutsou, 1996).

Los terófitos, que desarrollan todo su ciclo vital en un año como máximo, tienen exigencias heliófilas y producen gran cantidad de diásporas muy dispersables, por lo que son plantas con una gran capacidad de colonización de ambientes abiertos y suelen ser

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

abundantes en las primeras etapas de la sucesión secundaria (Escarré et al. 1983; Rodríguez-Aizpeolea et al. 1991; Tatoni et al. 1994).

Podría considerarse que tras un incendio los campos de cultivo más recientemente abandonados son islas con muchos nichos disponibles para las plantas herbáceas pioneras ya que en estas parcelas el fuego debe generar fácilmente zonas de muy baja cobertura favorables a la instalación de estas especies. Las zonas más antiguamente abandonadas o las nunca cultivadas serían, en cambio, islas con una menor disponibilidad de nichos tras el incendio, debido a la rápida reinstalación de muchas especies leñosas presentes antes del fuego, o bien por germinación masiva a partir del banco de semillas (Eshel et al. 2000) o bien por rebrote. Por ello, la invasión de especies nuevas sería mucho más lenta y la instalación de las anuales se vería muy limitada.

Así, las parcelas más recientemente abandonadas serían menos resilientes al fuego que las más antiguamente abandonadas y que las nunca cultivadas, tal como sugería el análisis de componentes principales (ACP-II).

En el marco del proyecto LUCIFER (2001), el pico de herbáceas promovido por el fuego sólo se observó en zonas anteriormente cultivadas. La mayor resiliencia de las zonas no cultivadas se atribuyó a su mayor riqueza de especies rebrotadoras.

Las riquezas de caméfitos y de nanofanerófitos fueron significativamente inferiores en las parcelas (CCCf) que en el resto de historias de usos. Las máximas riquezas de estos dos biotipos se dieron en las parcelas (CMMf) (Anejo III).

Entre las parcelas nunca cultivadas (MMMf) y las más antiguamente abandonadas (AMMf), sólo se encontraron diferencias significativas para la riqueza de los terófitos (significativamente superior en las segundas).

Entre las parcelas previamente cultivadas, las riquezas de caméfitos y nanofanerófitos estuvieron positivamente correlacionadas con el tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo en el momento del fuego ( $\rho = 0.60$  y  $\rho = 0.73$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente), mientras que la riqueza de terófitos estuvo negativamente correlacionada con esta misma variable ( $\rho = -0.74$ ,  $p < 0.01$ ) (Anejo VI). La riqueza de hemicriptófitos también estuvo negativamente correlacionada con el tiempo transcurrido desde el abandono, aunque más débilmente ( $\rho = -0.56$ ,  $p < 0.05$ ).

En cuanto a las parcelas quemadas en 1991, los caméfitos fueron la forma vital dominante para todas las historias de usos, seguidos por los hemicriptófitos o por los

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

nanofanerófitos (Figura 5.8). Las riquezas de las diferentes formas vitales no fueron significativamente diferentes entre las historias de usos. No se encontraron correlaciones significativas entre las riquezas de los biotipos y el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del incendio (Anejo VI).

Los resultados anteriores indican que en las parcelas muestreadas seis años tras el fuego la distribución de las especies entre las formas vitales estaba todavía determinada por la estructura de la vegetación en el momento del incendio, es decir por la historia de usos, confirmándose la hipótesis 1 planteada en la introducción de este capítulo. En cambio, ocho años tras el fuego, el espectro biológico fue muy similar entre todas las categorías de historias de usos, lo que sugiere que en etapas intermedias de la sucesión postincendio la estructura de la vegetación convergería entre zonas con diferente vegetación en el momento del fuego. Otros autores han observado una convergencia postincendio en las principales características de la comunidad vegetal entre zonas con diferente vegetación antes del fuego (Faraco et al. 1993; Pérez, 1997). Los resultados obtenidos en el marco del proyecto LUCIFER (2001), sobre un conjunto de ocho áreas de estudio situadas en España y Grecia, entre las cuales estaba el área del presente estudio, sugieren que la historia de usos anterior al fuego determinaría a lo sumo los primeros estadios de la regeneración vegetal. Las diferencias de estructura y composición específica entre comunidades vegetales, derivadas de la historia de usos, desaparecerían en gran medida a lo largo de la sucesión.

Generalmente, entre las parcelas previamente cultivadas y para una determinada historia de usos, la riqueza de los nanofanerófitos fue más baja en las parcelas muestreadas seis años tras el fuego que en las muestreadas ocho años después, mientras que sucedía lo contrario con las riquezas de terófitos y de hemicriptófitos (Anejo III). Estos resultados sugieren que en las formaciones estudiadas la riqueza de los nanofanerófitos aumentó hasta etapas intermedias de la sucesión postincendio, mientras que las riquezas de terófitos y de hemicriptófitos disminuyó. En las parcelas nunca cultivadas, observamos que las riquezas de caméfitos y de hemicriptófitos aumentarían, mientras que las riquezas de nanofanerófitos y de terófitos se mantendrían bastante estables (Anejo III).

En particular, entre las parcelas más recientemente abandonadas del grupo de 1991 (CCCf) se alcanzarían valores medios de la riqueza total de especies muy inferiores a los del grupo de 1993, no encontrándose, por otra parte, ningún terófito. Las parcelas

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

muestreadas ocho años después del fuego (grupo 1991) están en un estadio sucesional claramente más avanzado que las parcelas muestreadas seis años después (grupo 1993), confirmando la hipótesis según la cual estos dos grupos de parcelas se encontrarían en dos estadios sucesionales postincendio bien diferenciados, hecho atribuido a una dinámica sucesional más lenta después del fuego de 1993. Por otra parte, dos de las tres réplicas del grupo de 1991 (parcelas 71 y 72) estaban cubiertas por un matorral denso y muy homogéneo de *Cistus monspeliensis*, con muy baja presencia de herbáceas, y caracterizado por una riqueza de especies muy inferior a la de la tercera réplica (parcela 68). Se encontraron 13, 9 y 35 especies, respectivamente, en estas tres parcelas. Estas grandes diferencias en la vegetación postincendio observadas entre estas parcelas con misma historia de usos y muy homogéneas entre sí en cuanto a las principales variables ecológicas (Tabla 5.3) sugieren que en el momento del incendio dichas parcelas ya se caracterizaban por vegetaciones diferentes, es decir que las dinámicas sucesionales postcultivo habían sido muy diferentes. Sin embargo, las comunidades vegetales situadas alrededor de estos antiguos cultivos no parecen ser muy diferentes en cuanto a su composición florística.

La sucesión es un proceso complejo afectado por una multitud de factores (climáticos, edáficos, régimen de perturbaciones naturales o ligadas a la actividad antrópica, configuración espacial, competencia interespecífica,...) cuya interacción determina, en cada punto del territorio, el modelo de dinámica sucesional (Escarré et al. 1983; Brown, 1991; Taton et al. 1994). Por otra parte, en las parcelas muestreadas, es muy probable que eventos no conocidos del pasado (diferencias en el manejo de los cultivos, pastoreo,...) hayan determinado cambios edáficos, microtopográficos, de competencia interespecífica u otros (Debussche y Lepart, 1992) que habrían influido en la sucesión postcultivo. Muchos autores han subrayado el carácter “individualístico” de la sucesión, que depende de las condiciones locales y también del azar (Gleason, 1927; Glenn-Lewin, 1980; Pickett, 1983).

Es sabido que el proceso de colonización está en parte determinado por la configuración espacial de la zona colonizable (Escarré et al. 1983; Lavorel et al. 1994; Yao et al. 1999). Por otro lado, se ha observado que la presencia de árboles atrae a los pájaros frugívoros facilitando la llegada de las semillas de ciertas especies leñosas ornitocoras, es decir favoreciendo una sucesión más rápida mediante un efecto “percha” (Debussche et al. 1982; Escarré et al. 1983; Debussche y Lepart, 1992; Debussche y Isenmann, 1994). Se

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

habla del modelo de colonización por “nuclearización” (Yarranton y Morrison, 1974; Verdú y García-Fayos, 1998). Bajo los árboles y arbustos, por otra parte, suelen darse condiciones ambientales más favorables (desde un punto de vista edáfico y microclimático) para la germinación y el posterior desarrollo de las plantas (Debussche et al. 1982). En este caso, tanto la réplica del grupo de 1991 con mayor riqueza específica como las parcelas del grupo de 1993 estaban situadas sobre cultivos abandonados de tamaño reducido rodeados por un mosaico de matorrales (gran proximidad a las fuentes potenciales de semillas) y de cultivos abandonados con una alta presencia de árboles de cultivo. En cambio, las dos parcelas réplica de 1991 cubiertas por un matorral de *Cistus monspeliensis* estaban situadas sobre cultivos de mucho mayor tamaño y con olivos muy dispersos. En estas parcelas, *Cistus monspeliensis* debió ser una de las primeras especies colonizadoras tras el abandono, viéndose facilitada su expansión por la baja presencia de otras especies leñosas, es decir por una mínima competencia. La gran capacidad colonizadora de *Cistus ssp.* en espacios abiertos y su presencia masiva sobre campos de cultivo abandonados han sido frecuentemente observadas en otras zonas de la región mediterránea (Troumbis, 1985; Mouillot, 2000).

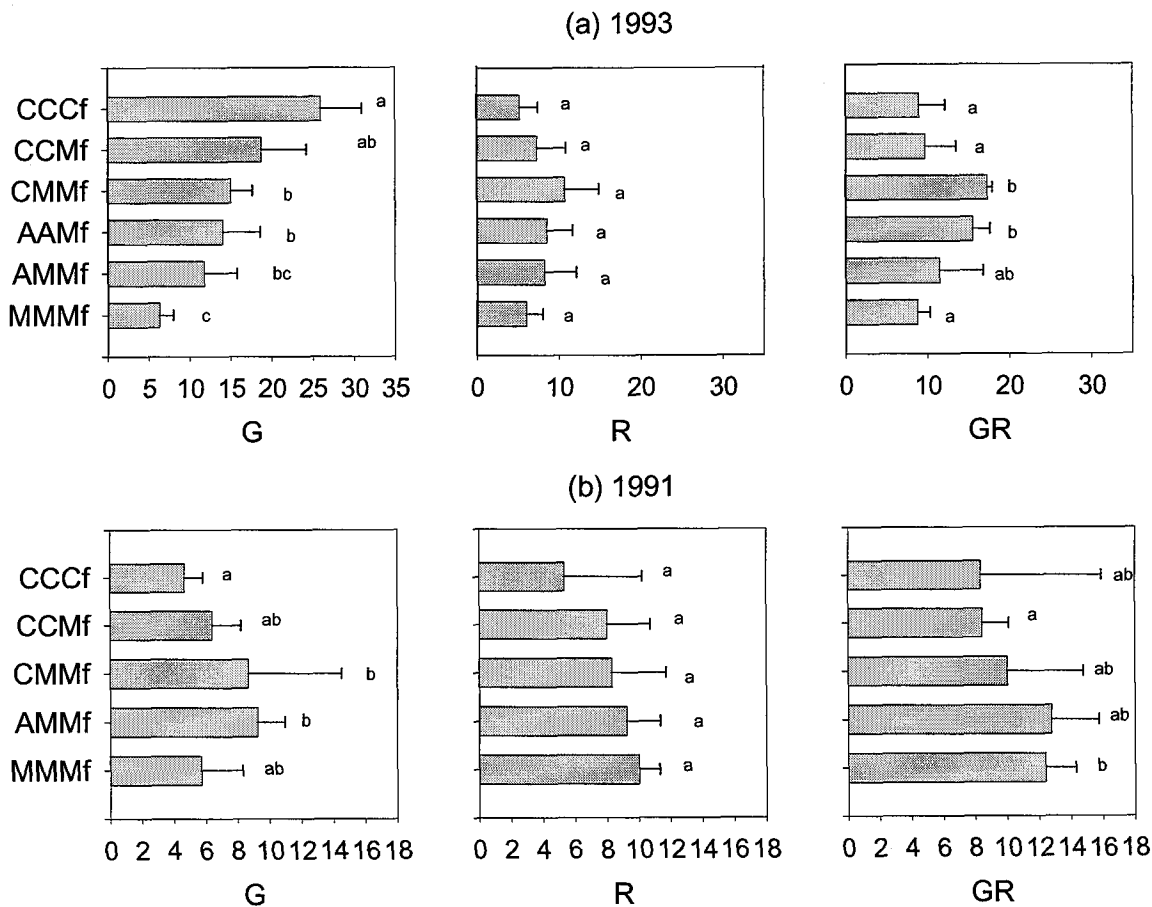
En cuanto a la estrategia regenerativa postincendio, observamos que entre las parcelas abandonadas después de 1978 (CCMf y CCCf) del grupo de 1993, las especies germinadoras (G) alcanzaban la mayor riqueza específica seguidas por las germinadoras-rebrotadoras (GR) y las rebrotadoras (R), en este orden (Figura 5.9 y Anejo III).

En el resto de categorías, dominaron generalmente las especies germinadoras-rebrotadoras, seguidas por las germinadoras (Figura 5.9). Muchas de las especies GR, que pueden tanto rebrotar como germinar tras el fuego, se caracterizan por una gran plasticidad fisiológica y morfológica y una gran capacidad de invasión de espacios abiertos (Naveh, 1989). Un 44.4% de las GR encontradas en las formaciones estudiadas eran caméfitos.

La riqueza media de las especies germinadoras fue significativamente superior en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) que en las abandonadas antes de 1978 o en las nunca cultivadas (Figura 5.9). No existía diferencia significativa entre la riqueza de germinadoras de las parcelas más antiguamente abandonadas y la de las nunca cultivadas. Un 83.3% de las especies germinadoras encontradas en las parcelas (CCCf) eran terófitos o hemicriptófitos y sólo un 8.3% eran nanofanerófitos. En las parcelas más antiguamente abandonadas (AMMf), estos porcentajes ascendían a un 54.5 % y un 18.2%,

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

respectivamente, y en las nunca cultivadas a un 15.4% y un 38.5%. Observamos, en el grupo de 1993, una muy fuerte correlación positiva entre la riqueza de terófitos y la de germinadoras, por un lado ( $\rho = 0.95$ ,  $p < 0.01$ ) y entre la de hemicriptófitos y la de germinadoras, por otro lado ( $\rho = 0.78$ ,  $p < 0.01$ ) (Anejo VI).



**Figura 5.9** Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) de las tres estrategias regenerativas postincendio, germinadoras (G), rebrotadoras (R) y germinadoras-rebrotadoras (GR), según la historia de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre historias de usos al nivel  $p < 0.05$  para un grupo de especies determinado. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

En cuanto a las especies rebrotadoras obligadas, las mayores riquezas se encontraron en las parcelas abandonadas antes de 1978 y la menor riqueza en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf), aunque no se dieron diferencias significativas entre las categorías de historias de usos (Figura 5.9).

Para cualquiera de las categorías de historia de usos, incluidas las zonas nunca cultivadas, la estrategia rebrotadora obligada fue la menos representada y el valor de la

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

relación “riqueza de especies germinadoras/ riqueza de especies rebrotadoras” ( $R_g/R_r$ ) fue menor a la unidad (Anejo III). En las zonas anteriormente cultivadas, este resultado era esperable, dado que estas especies basan su permanencia tras una perturbación en una regeneración a partir de estructuras subterráneas que son destruidas por el laboreo en los suelos cultivados.

Ya se ha observado que en el área de estudio las formaciones de matorral más frecuentes están dominadas por germinadoras (capítulo 2).

Estos resultados tienden a confirmar la suposición formulada en el capítulo 3 según la cual una de las causas de la lenta evolución de la vegetación a lo largo de la sucesión postcultivo sería la baja colonización de especies rebrotadoras.

El valor de  $R_g/R_r$  fue significativamente más alto en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) ( $6 \pm 3.7$ ) que en las abandonadas antes de 1978 o que en las nunca cultivadas ( $1.2 \pm 0.5$ ) (Anejo III). No se observaron diferencias significativas entre las parcelas abandonadas antes de 1978 y las nunca cultivadas. La riqueza de germinadoras y la relación  $R_g/R_r$  estuvieron negativamente correlacionadas con el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $\rho = -0.78$  y  $\rho = -0.69$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente) (Anejo VI).

Entre las especies rebrotadoras, las rebrotadoras leñosas arbustivas o arbóreas, que pueden considerarse como especies indicadoras de un grado bastante alto de madurez de una formación vegetal, alcanzaron su mayor riqueza media ( $3.3 \pm 2.5$ ) en parcelas abandonadas antes de 1978, concretamente en la categoría (CMMf), y la más baja ( $1.75 \pm 0.5$ ) en las parcelas abandonadas después de 1978 (CCMf). Entre estas últimas parcelas, tres de las cinco rebrotadoras leñosas encontradas eran árboles del antiguo cultivo. Este resultado sugiere que la instalación de rebrotadoras leñosas (arbustivas o arbóreas) se mantendría baja en los primeros años de la sucesión postcultivo. La especie de este tipo más frecuente entre las parcelas del grupo de 1993 fue *Erica multiflora* (en un 63.6% de las parcelas).

Estudiando la dinámica sucesional en banales abandonados de la Solana del Vall de Gallinera, Rodríguez-Aizpeolea et al. (1991) observaron que fanerófitos propios de los lentiscares de la zona, tales como *Pistacia lentiscus* (rebrotadora) y *Daphne gnidium* (rebrotadora que germina ocasionalmente), sólo aparecían en los antiguos cultivos a partir de los veinte años tras su abandono. En la Comunidad Valenciana, Vallejo (1997) ha



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

observado una baja capacidad colonizadora de las especies mediterráneas esclerófilas de los estadios más maduros en la sucesión.

En síntesis, observamos que seis años tras el fuego la historia de usos anterior a la perturbación determinaba todavía la proporción entre especies germinadoras y especies rebrotadoras, diferenciándose significativamente las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) del resto. Estas parcelas son las menos resilientes al fuego, según se ha visto. Se considera que la capacidad de recuperación de las formaciones vegetales después de una perturbación depende de los mecanismos de regeneración de las especies implicadas. Las especies germinadoras son menos eficientes que las rebrotadoras a la hora de recuperar el espacio tras el incendio, ya que sólo pueden reaparecer tras la germinación de sus semillas y no inmediatamente tras el fuego, por lo que las formaciones pobres en especies y/o densidad de plantas rebrotadoras suelen recuperarse más lentamente después del incendio (Abad et al. 1997, Luis-Calabuig et al. 2000). Sin embargo, muchas germinadoras perennes, tales como las cistáceas o *Ulex parviflorus*., tienen una gran capacidad de reinstalación tras el fuego a partir de sus bancos de semillas persistentes. (Pugnaire y Lozano, 1997; Trabaud y Renard, 1999).

Las parcelas (CCCf) se caracterizan por una relación Rg/Rr significativamente más alta que la de otras categorías, pero, también, por una riqueza muy baja, o por la ausencia, de germinadoras perennes. Su riqueza en especies rebrotadoras no es significativamente más baja, pero sí son más pobres en rebrotadoras leñosas.

Entre las parcelas del grupo de 1991, dominaron siempre las especies germinadoras-rebrotadoras, generalmente seguidas por las rebrotadoras (Figura 5.9). La máxima riqueza de estas dos estrategias se dio en las parcelas más antiguamente abandonadas y en las nunca cultivadas y la mínima en las más recientemente abandonadas, aunque las diferencias no fueron casi nunca significativas (Figura 5.9). En cuanto a las especies germinadoras, su máxima riqueza se alcanzó en las parcelas más antiguamente abandonadas (AMMf) ( $9.2 \pm 1.7$ ) y fue significativamente superior a la mínima ( $4.7 \pm 1.1$ ), que se dio en las más recientemente abandonadas, en las que la fuerte dominancia de una germinadora perenne, *Cistus monspeliensis*, debió impedir el desarrollo de otras especies. El máximo valor de Rg/Rr ( $1.3 \pm 0.7$ ) se alcanzó en las parcelas más recientemente abandonadas y el menor ( $0.6 \pm 0.2$ ) en las nunca cultivadas (Anejo III), pero los dos valores no fueron significativamente diferentes. No se encontró una correlación

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

significativa entre el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego y la relación Rg/Rr (Anejo VI).

Así, contrariamente a lo observado entre las parcelas del grupo de 1993, en el caso de las parcelas muestreadas ocho años tras el fuego, la riqueza de las diferentes estrategias regenerativas postincendio no se diferenciaba casi nunca significativamente según la historia de usos.

En el grupo de 1991, la mayor riqueza de rebrotadoras leñosas arbustivas o arbóreas se dio en las parcelas más antiguamente abandonadas ( $4 \pm 0$ ) y la más baja en las más recientemente abandonadas ( $1.3 \pm 1.5$ ). Como se ha dicho, dos de las tres parcelas réplica de esta última categoría estaban cubiertas por un matorral fuertemente dominado por *Cistus monspeliensis*. La rebrotadora leñosa (arbustiva o arbórea) más frecuente en este grupo también fue *Erica multiflora* (en un 72% de las parcelas).

Para una determinada historia de usos, la riqueza de germinadoras y la relación Rg/Rr tuvieron siempre valores más altos en las parcelas muestreadas seis años tras el fuego que en las muestreadas ocho años después (Anejo III), lo que sugiere que estas variables disminuirían en las etapas intermedias de la sucesión postincendio.

En el presente estudio, tanto entre las parcelas del grupo de 1991 como entre las del grupo de 1993 y para todas las historias de usos, las formaciones vegetales eran mucho más ricas en especies de las familias de las compuestas y de las gramíneas que en papilionáceas. Por otra parte, comparando la riqueza de leguminosas entre parcelas de un fuego y parcelas no quemadas de la misma historia de usos no se observa un efecto potenciador del fuego sobre la riqueza de leguminosas.

Estos resultados no permiten pues confirmar la hipótesis de la alta riqueza de leguminosas después del fuego expuesta en la metodología. El muestreo de la vegetación quizás se llevó a cabo en una etapa demasiado tardía de la sucesión postincendio para detectar un eventual aumento de leguminosas causado por el fuego.

### 5.3.2.2 Factor historia de incendios

Tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991, para una determinada historia de usos, la riqueza específica media siempre fue más alta en las parcelas afectadas por dos fuegos que en las afectadas por un solo fuego (Figura 5.10).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Sólo se encontraron diferencias significativas en el caso de las parcelas nunca cultivadas (NC) y afectadas por los fuegos de 1990 y 1993. La riqueza específica de las parcelas NC quemadas en 1991 y 1993 no fue significativamente diferente de la de las parcelas NC quemadas en 1990 y 1993.

Comparando las parcelas quemadas con las de cero fuegos, no se observa un efecto consistente del fuego sobre la riqueza específica (Figura 5.10).

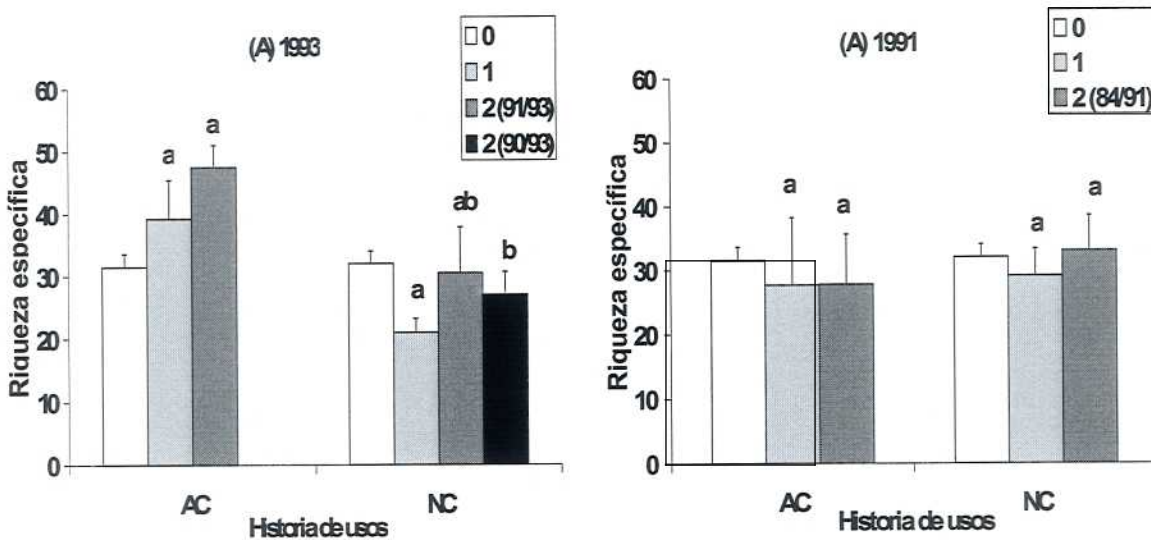


Figura 5.10 Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) según el número de fuegos (de 0 a 2) para las diferentes historias de usos del grupo 1993 (izquierda) y del grupo 1991 (derecha). AC: anteriormente cultivadas; NC: nunca cultivadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre la frecuencia de 1 y 2 fuegos al nivel  $p < 0.05$ . Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas.

La mayor riqueza específica de las parcelas de dos fuegos fue generalmente debida a su mayor riqueza de caméfitos y de hemicriptófitos (Figura 5.11) y también al incremento de los terófitos en el caso de las parcelas antes cultivadas (AC) del grupo de 1993 (Anejo III).

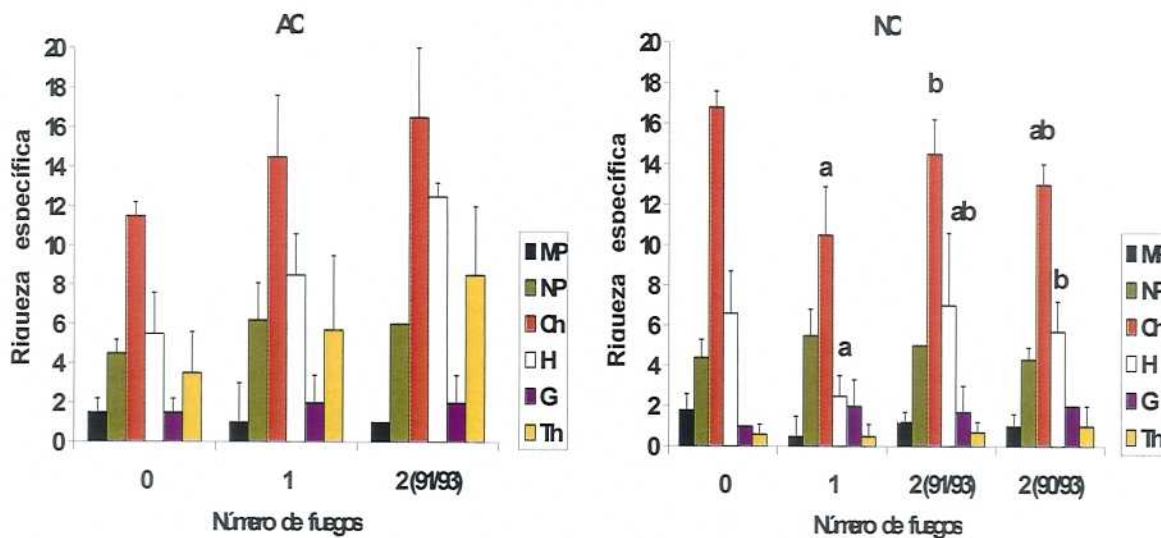
La riqueza de caméfitos fue significativamente más alta en las parcelas NC quemadas en 1991 y 1993 que en las de un fuego y la riqueza de hemicriptófitos fue significativamente más alta en las parcelas NC quemadas en 1990 y 1993 que en las de un fuego (Figura 5.11). Para una historia de usos determinada, no se encontró ninguna otra diferencia significativa en la riqueza de los biotipos entre parcelas de uno y dos fuegos, en ninguno de los dos grupos.

En ausencia de fuegos, tanto para las parcelas anteriormente cultivadas (AC) como para las nunca cultivadas (NC), los caméfitos fueron la forma vital más abundante seguidos

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

por los hemicriptófitos y por los nanofanerófitos (Figura 5.11 y Anejo III). Esta misma distribución de los biotipos dominantes se observó casi siempre en los grupos de 1993 y de 1991, para las parcelas AC y NC y para cualquier frecuencia de incendios (Figura 5.11 y Anejo III). Sólo en las parcelas nunca cultivadas y quemadas una vez, en 1993, los nanofanerófitos fueron la segunda forma vital más abundante.

1993



1991

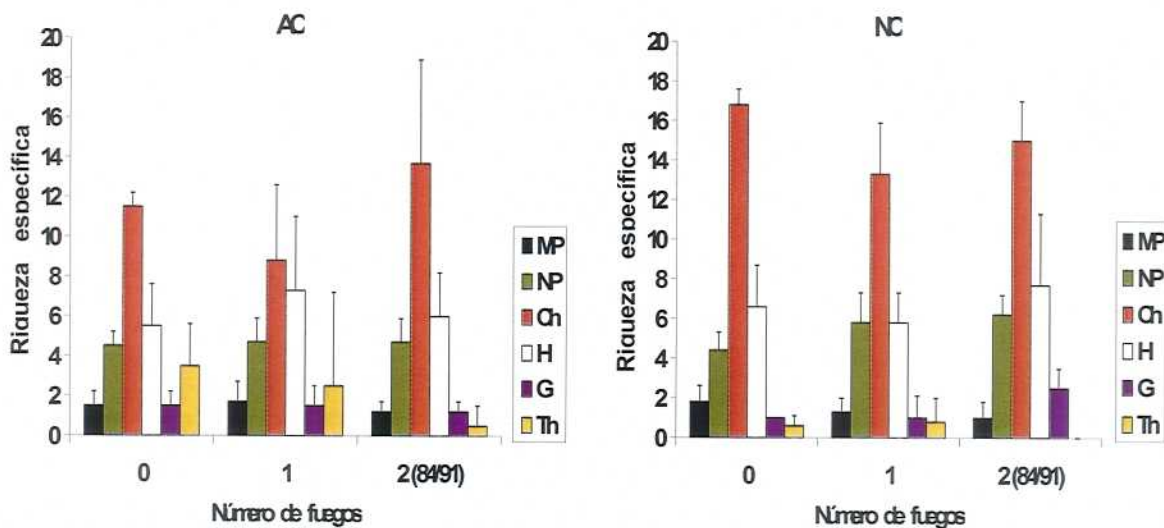


Figura 5.11 Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) de los diferentes biotipos según el número de fuegos (de 0 a 2) para las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y nunca cultivadas (NC) de los grupos 1993 (a) y 1991 (b). Se indican las únicas diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) que existieron para las riquezas de los biotipos entre las frecuencias de 1 y 2 fuegos. Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas. MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemicriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En el grupo de 1993, tanto el valor de la riqueza de terófitos como el de la relación “riqueza de (terófitos+hemicriptófitos)/riqueza total” siempre fueron más altos, aunque no significativamente, en las parcelas afectadas por dos fuegos que en las afectadas por un fuego. En cambio, en el grupo de 1991, la riqueza de terófitos siempre disminuyó con el aumento de la frecuencia de incendios y la relación “riqueza de (terófitos+hemicriptófitos)/riqueza total” también disminuyó en el caso de las parcelas anteriormente cultivadas. El valor de esta relación aumentó, sin embargo, en las parcelas nunca cultivadas, aunque en menor medida que para las parcelas NC del grupo de 1993. Estos resultados podrían ser debidos a los diferentes intervalos de tiempo existentes entre los dos incendios consecutivos en cada grupo (dos o tres años en el grupo de 1993 y siete años en el grupo de 1991) y sugieren que el aumento de la frecuencia de incendios con cortos intervalos de tiempo entre fuegos consecutivos causaría a medio plazo un aumento de las riquezas relativas de terófitos y de hemicriptófitos. Varios autores han observado que una disminución del intervalo entre incendios consecutivos puede favorecer el desarrollo de las herbáceas (Zedler et al. 1983; Trabaud, 1990; Haidinger y Keeley, 1993).

En el marco del proyecto LUCIFER (2001), Ferran estudió el efecto de la frecuencia de incendios sobre coscojares de la provincia de Valencia quemados por última vez tres años y medio antes del muestreo y observó que una frecuencia creciente de fuegos combinada con una disminución del intervalo entre fuegos promovía una mayor riqueza de las especies con ciclo de vida más corto, herbáceas y subarborescentes, y especialmente de los hemicriptófitos.

En el presente estudio, sin embargo, el resultado observado también puede ser debido a que las parcelas del grupo de 1991 se muestrearon en un estadio más avanzado de la sucesión postincendio que las parcelas del grupo de 1993 y no a los diferentes intervalos de tiempo entre fuegos. Un aumento de las riquezas relativas de terófitos y/o de hemicriptófitos también pudo producirse en los primeros años tras el fuego de 1991 y no ser detectado en este muestreo.

En cualquier caso, los resultados anteriores sugieren que la primera parte de la hipótesis 2 planteada en la introducción de este capítulo, según la cual el aumento de la frecuencia de incendios influye sobre la vegetación a medio plazo después del fuego, podría verificarse para mayores frecuencias de incendios que las consideradas en este

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

estudio y que este efecto del fuego podría verse potenciado por una disminución del intervalo de tiempo entre fuegos.

El análisis de componentes principales (ACP-I), realizado con variables florísticas y de estructura de la vegetación y sobre el conjunto de las parcelas de 1993, había indicado un efecto retardador del fuego sobre la dinámica sucesional en las parcelas abandonadas después de 1978 del grupo de 1993 (Figura 5.3). Hemos comparado las parcelas más recientemente abandonadas nunca quemadas con las que se quemaron en 1993 y observamos que el espectro biológico fue muy diferente entre las dos categorías de parcelas (Figura 5.12).

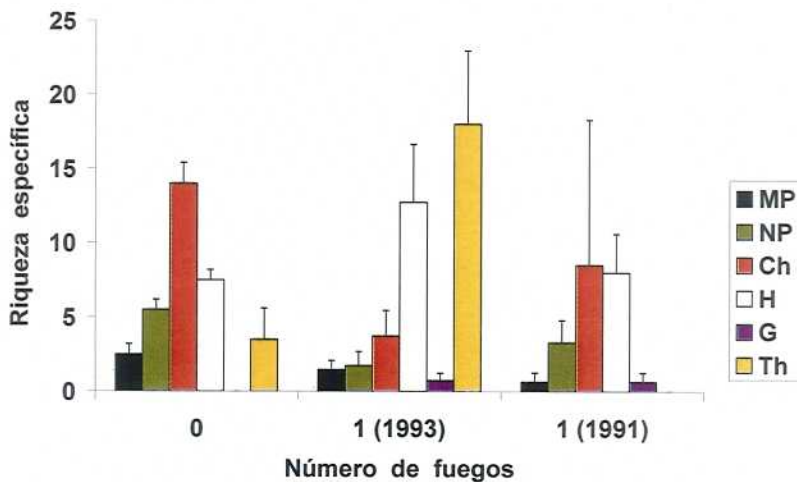


Figura 5.12 Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) de los diferentes biotipos según el número de fuegos (de 0 a 1) en las parcelas más recientemente abandonadas. Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas. MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemcriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos.

Los caméfitos dominaron en las parcelas no quemadas, mientras que los terófitos fueron el biotipo dominante en las quemadas en 1993 (Figura 5.12). Por el contrario, el espectro biológico en las parcelas más recientemente abandonadas del grupo de 1991 fue bastante similar al de las parcelas de referencia. Estos resultados confirmarían que en las zonas más recientemente abandonadas el fuego tendría un efecto retardador sobre la dinámica sucesional, efecto del cual se recuperaría rápidamente la vegetación. Las formaciones vegetales de estas parcelas serían, como se ha dicho, menos resilientes al fuego que las encontradas en zonas antiguamente cultivadas o nunca cultivadas, lo cual sugiere una interacción entre el fuego y la historia de usos, según lo propuesto en la

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

hipótesis 2. Esta menor resiliencia se ha atribuido a su baja riqueza en germinadoras perennes.

En cuanto a la estrategia regenerativa de las especies después del fuego, tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991 las riquezas de las tres estrategias regenerativas postincendio fueron más altas en las parcelas de dos fuegos que en las de un fuego, excepto en el caso de la riqueza de las germinadoras en las parcelas anteriormente cultivadas del grupo 1991 (Figura 5.13). Las diferencias sólo fueron estadísticamente significativas para las especies germinadoras-rebrotadoras en las parcelas nunca cultivadas del grupo de 1991.

No se observó un efecto consistente del aumento de la frecuencia de incendios sobre la relación “riqueza de germinadoras/riqueza de rebrotadoras” ( $R_g/R_r$ ) en ninguno de los dos grupos (Anejo III) y las variaciones de  $R_g/R_r$  no fueron significativas.

En las parcelas nunca cultivadas, para ambos grupos y todas las frecuencias de incendios, las especies germinadoras-rebrotadoras (GR) fueron siempre dominantes. Lo mismo ocurre generalmente entre las parcelas anteriormente cultivadas (Anejo III).

Entre todas las parcelas (categorías NC y AC) de los grupos de 1993 y de 1991, un 57% y un 46%, respectivamente, de las GR encontradas eran caméfitos.

En síntesis, el aumento de la frecuencia de incendios ha influido poco, a medio plazo, sobre las variables de riqueza específica en las formaciones vegetales muestreadas (desarrolladas bien sobre zonas nunca cultivadas, bien sobre cultivos abandonados por lo menos catorce años antes del incendio). Este resultado está, sin duda, relacionado con el estrecho rango de frecuencia de incendios muestreado, pero también sugiere que estas formaciones son bastante resilientes al fuego. Las especies rebrotadoras, que pueden reaparecer más rápidamente tras el fuego, no dominan estas formaciones, pero la reinstalación de las germinadoras perennes a partir de bancos de semillas persistentes (como en el caso de las cistáceas y de *Ulex parviflorus*) permitiría una recuperación bastante rápida después del fuego. Es probable que mayores frecuencias de incendios mantenidas en el tiempo ralentizaran este proceso de recuperación o, incluso, causaran cambios significativos en estas formaciones, verificándose entonces la primera parte de la hipótesis 2. En los cultivos más recientemente abandonados (CCCf) y muestreados seis años tras el incendio, se observa una menor resiliencia al fuego, lo que estaría principalmente relacionado con la baja presencia de germinadoras perennes.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

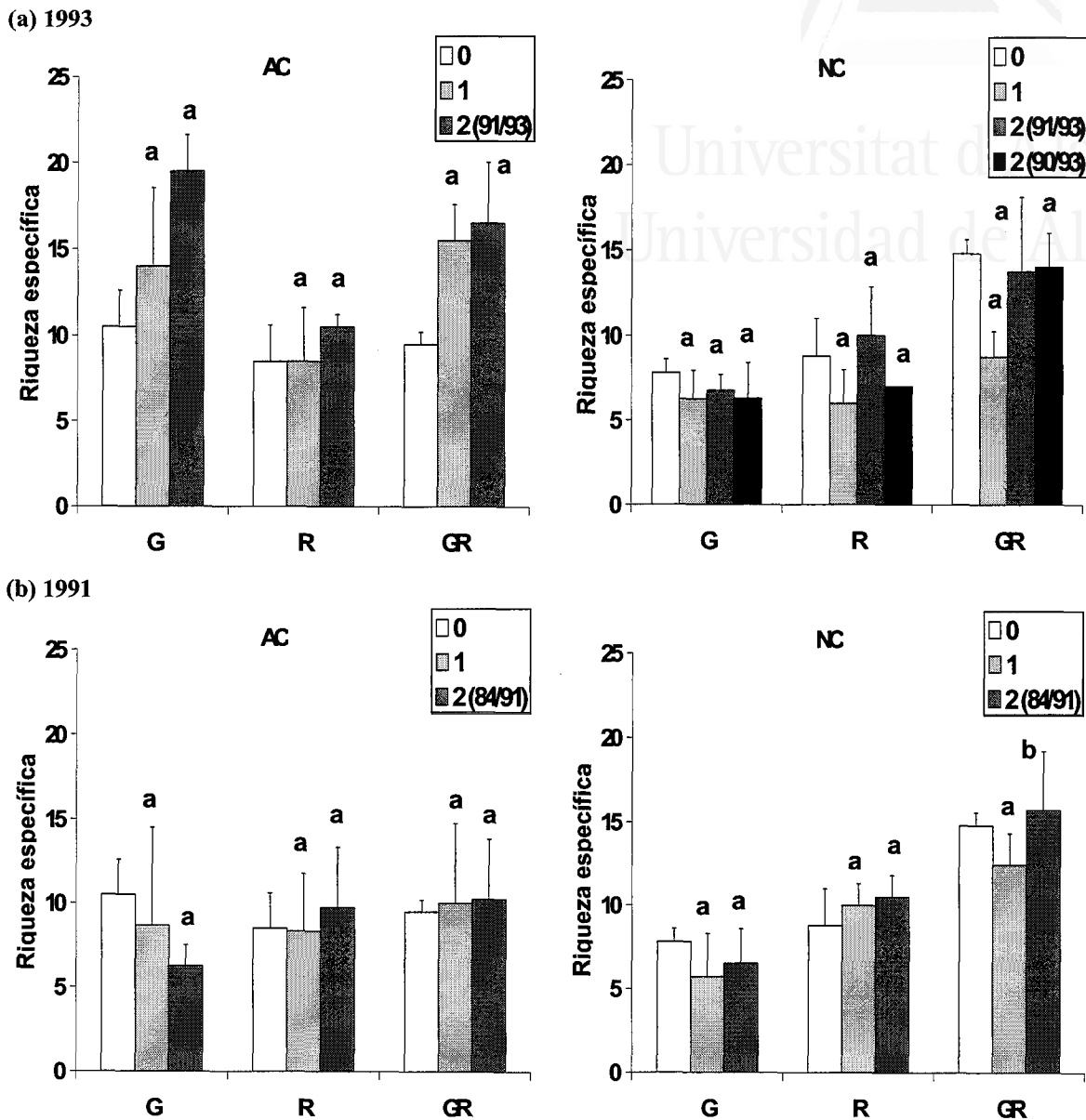


Figura 5.13 Riqueza específica (media  $\pm$  desviación estándar) de las tres estrategias regenerativas postincendio, germinadoras (G), rebrotadoras (R) y germinadoras-rebrotadoras (GR), según el número de fuegos (de 0 a 2) para las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y nunca cultivadas (NC) del grupo 1993 (a) y del grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre la frecuencia de 1 y 2 fuegos al nivel  $p < 0.05$  para una estrategia determinada. Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas.

Es interesante observar que entre las parcelas no quemadas la relación Rg/Rr fue significativamente superior en las parcelas anteriormente cultivadas (del tipo CMMf) que en las nunca cultivadas. En cambio, tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991 y para una frecuencia determinada de incendios, no se dieron diferencias significativas de los valores de la relación Rg/Rr entre las parcelas anteriormente cultivadas (del tipo AAMf y CMMf, respectivamente) y las nunca cultivadas. Este resultado sugiere que el fuego pudo



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

tener un efecto homogeneizador sobre la distribución de las estrategias regenerativas postincendio entre parcelas con diferentes historias de usos.

En ambos grupos de parcelas y tanto para las parcelas AC como para las NC, el aumento de la frecuencia de fuegos no condujo a un aumento de la riqueza de especies leguminosas, coincidiendo con lo observado por Caturla (2002).

### 5.3.3 Cobertura

#### 5.3.3.1 Factor historia de usos

En el grupo de 1993, los mayores valores de cobertura total se alcanzaron en las parcelas abandonadas antes de 1978 (Figura 5.14) y oscilaron entre un 53.3% ( $\pm 27.8$ ) y un 60% ( $\pm 16.9$ ) (Anejo IV). En las zonas nunca cultivadas (MMMf) la cobertura total fue del 50% ( $\pm 13.7$ ) y en las más recientemente abandonadas (CCCf) sólo alcanzó el 15% ( $\pm 5.6$ ), siendo estos dos últimos valores significativamente diferentes (Figura 5.14).

Las más altas coberturas de especies leñosas se alcanzaron también en las parcelas abandonadas antes de 1978, oscilando entre un 34.5% ( $\pm 18.3$ ) y un 45.2% ( $\pm 20.5$ ), y en las parcelas nunca cultivadas (Figura 5.14), un 34.6% ( $\pm 16.2$ ) (Anejo IV). Estos valores fueron significativamente superiores al de la cobertura de leñosas en las parcelas más recientemente abandonadas (1.6%  $\pm 3$ ).

Como ya se ha dicho, entre las parcelas previamente cultivadas de 1993, tanto la cobertura total como la cobertura de leñosas estuvieron positivamente correlacionadas con los años transcurridos desde el abandono del cultivo en el momento del fuego ( $\rho = 0.58$ ,  $p < 0.05$  y  $\rho = 0.78$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente) (Anejo VII(a)).

En cuanto a las especies herbáceas, la mayor cobertura (42.8%  $\pm 22.7$ ) fue la de la categoría (CCMf) y la menor (13.5%  $\pm 4.5$ ) la de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf). Estos valores fueron significativamente diferentes entre sí (Figura 5.14).

La relación “cobertura de herbáceas/cobertura de leñosas” (Cher/Cl) fue significativamente más alta en las parcelas abandonadas después de 1978 que en las parcelas más antiguamente abandonadas y que en las parcelas nunca cultivadas (Anejo IV).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

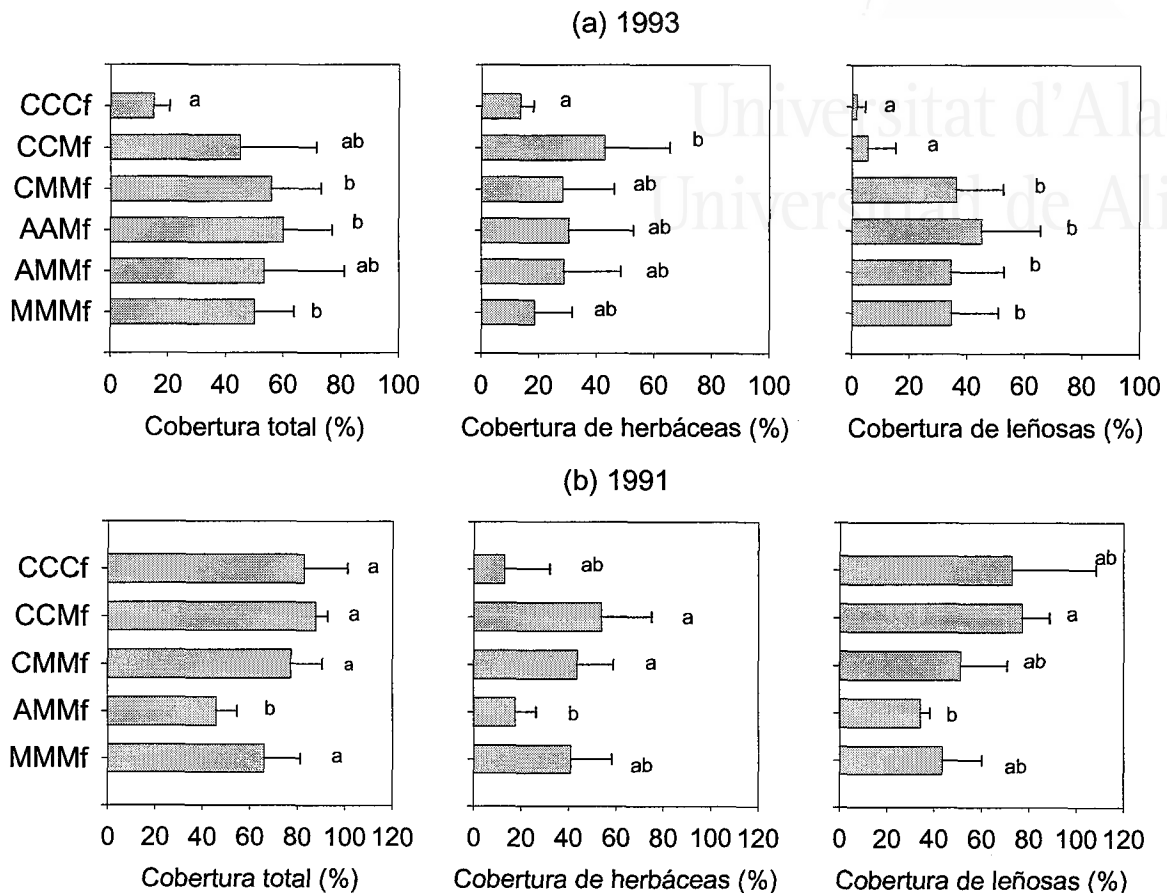


Figura 5.14 Cobertura total, cobertura de herbáceas y cobertura de leñosas (media  $\pm$  desviación estándar) según la historia de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre historias de usos al nivel  $p < 0.05$  para un grupo de especies determinado. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

En el grupo de 1991, las mayores coberturas totales y de leñosas se alcanzaron en las dos categorías de parcelas abandonadas después de 1978: CCCf y CCMf (Figura 5.14). La cobertura total fue de 82.8% ( $\pm$  18.4) y de 87.7% ( $\pm$  4.9), respectivamente, y la de leñosas de 72.8% ( $\pm$  35.6) y de 77% ( $\pm$  11.7), respectivamente (Anejo IV). La mayoría de estas parcelas abandonadas después de 1978 estaban prácticamente cubiertas por un denso matorral de *Cistus monspeliensis* y/o *Ulex parviflorus*.

Para la cobertura de leñosas sólo se encontraron diferencias significativas entre las categorías AMMf y CCMf (Figura 5.14). En cuanto a la cobertura de herbáceas, las diferencias sólo fueron significativas entre las categorías AMMf y CCMf, por un lado, y AMMf y CMMf, por otro lado (Figura 5.14). No se encontraron diferencias significativas entre las diferentes historias de usos para la relación Cher/Cl (Anejo IV).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En síntesis, para las variables cobertura total, cobertura de leñosas y Cher/Cl, las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) del grupo de 1993 suelen diferenciarse significativamente de las parcelas abandonadas antes de 1978 y de las nunca cultivadas, mientras que esto no sucede entre parcelas del grupo de 1991. Por otra parte, para una determinada historia de usos, tanto la cobertura total, como la de leñosas y la de herbáceas fueron generalmente más altas en las parcelas de 1991 que en las parcelas de 1993 (Anejo IV).

Los resultados anteriores sugieren que a lo largo del intervalo sucesional considerado en el presente estudio, es decir entre los seis y ocho años tras el fuego, tuvo lugar una dinámica sucesional convergente del recubrimiento vegetal entre parcelas con diferentes historias de usos y que este recubrimiento vegetal del suelo se encontraba en fase de recuperación en las parcelas muestreadas.

Trabajando en matorrales y pinares de *Pinus pinaster* de la Sierra de Gredos y cinco años tras el fuego, Pérez (1997) no detectó diferencias significativas en el recubrimiento de la vegetación postincendio entre zonas con diferente historia de usos (incluyendo uso agrícola) antes de la perturbación. Comparando pinares maduros y matorrales-pinares jóvenes en ambiente semiárido, Bautista (1999) no observó tampoco, tres años después del incendio, ningún efecto de la vegetación anterior al fuego sobre el recubrimiento vegetal. En estos dos estudios, sin embargo, las zonas muestreadas se caracterizaban por un cortejo de especies dominantes más homogéneo que en el presente estudio. Por otra parte, en el caso de Bautista (1999), ninguna de las zonas muestreadas había sido anteriormente cultivada.

Como se ha dicho, en el grupo de 1993 y para las parcelas abandonadas antes de 1978, los valores de cobertura total oscilaron entre un 53% y un 60% (Anejo IV). En campos de cultivo abandonados cuarenta años antes del fuego en el termoclima termomediterráneo seco, Caturla et al. (2000) observaron que la cobertura total se estabilizaba en torno al 60% a los 21 meses del incendio. En cuanto a las parcelas abandonadas después de 1978 del presente estudio, las coberturas totales alcanzadas seis años tras el fuego fueron más bajas, de un 45% y un 15% (Anejo IV). Así, en la mayoría de parcelas anteriormente cultivadas del grupo de 1993, los valores de cobertura total se situaron por debajo del valor que se considera suficiente para la protección del suelo frente a los procesos erosivos, que es de un 60% según Stoking (1988) y Davenport et al. (1998).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En el caso de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf), la cobertura total ( $15 \pm 5.6$ ) estuvo incluso por debajo del umbral de riesgo de erosión elevado, que es de un 30% de recubrimiento (Thornes, 1990). En estas últimas parcelas se habían observado indicios de un pastoreo intensivo que en caso de producirse inmediatamente después del fuego pudo haber limitado fuertemente la reinstalación de ciertas especies (Quinn, 1994; Giourga et al. 1998). En muchos casos, el suelo de los antiguos cultivos estaría pues muy poco protegido frente al riesgo de erosión durante los primeros años tras el fuego. Sin embargo, las zonas anteriormente cultivadas muestreadas habían sido aterrazadas, por lo que su pendiente era generalmente nula o despreciable y el riesgo de erosión muy bajo.

En cuanto a las parcelas nunca cultivadas, seis años tras el fuego de 1993 la cobertura total era de un 50% (Anejo IV). En matorrales del Levante español y en condiciones ambientales muy similares, sobre calizas y en termoclima mesomediterráneo, Abad et al. (1997) observaron una cobertura total del suelo en torno a un 66% un año tras el incendio, siendo *Brachypodium retusum* la especie que más contribuía al recubrimiento total. En matorrales sobre conglomerados calcáreos en la provincia de Barcelona, Ferran y Vallejo (1998) encontraron coberturas totales que oscilaban entre un 50% y un 97% para muestreos realizados uno y seis años tras el fuego, respectivamente. Sin embargo, en pinares de *Pinus halepensis* de la provincia de Valencia quemados en julio de 1994, sobre calizas, en el mesomediterráneo inferior, en ombroclima seco y en exposición Sur, sólo se alcanzó una cobertura total de un 30% un año tras el fuego, lo que se relacionó con las condiciones climatológicas muy adversas que se dieron en la temporada 1994/95 en casi toda la región valenciana (Moreno et al. 1997; Pausas et al. 1999) y que afectaron también el municipio de estudio.

En cuanto a las coberturas de los diferentes biotipos, en el grupo de 1993, tanto en las parcelas abandonadas antes de 1978 como en las nunca cultivadas, los nanofanerófitos alcanzaron siempre la mayor cobertura media seguidos por los caméfitos (Figura 5.15). Este mismo orden se observó en todas las categorías de historias de usos del grupo de 1991 (Figura 5.15). En cambio, en las parcelas abandonadas después de 1978 del grupo de 1993, la mayor cobertura media fue la de los caméfitos en la categoría (CCMf) y la de los macrofanerófitos en (CCCf) (Anejo IV). En este último caso, la alta cobertura de los macrofanerófitos fue debida a la gran cobertura alcanzada por el almendro (*Prunus dulcis*)

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

en una de las cuatro réplicas, lo que explica el alto valor de la desviación estándar (Figura 5.15).

En ambos grupos de parcelas, la abundancia de los caméfitos en las formaciones muestreadas se vió sin duda favorecida por las coberturas moderadas (generalmente inferiores al 50%) alcanzadas por los nanofanerófitos (Anejo IV).

En el grupo de 1993, las coberturas medias de nanofanerófitos y caméfitos fueron significativamente superiores en las parcelas abandonadas antes de 1978 y en las nunca cultivadas que en las más recientemente abandonadas (CCCf). Por el contrario, la cobertura de los terófitos fue significativamente superior en las parcelas más recientemente abandonadas que en las parcelas abandonadas antes de 1978 o que en las nunca cultivadas (Figura 5.15). No se encontraron diferencias significativas en los valores de cobertura de los biotipos entre las parcelas más antiguamente abandonadas y las nunca cultivadas.

En el grupo de 1991, se encontraron pocas diferencias significativas para los valores de cobertura de los diferentes biotipos entre historias de usos (Figura 5.15).

Estos resultados sugieren que la historia de usos anterior al fuego determinaba todavía las coberturas de los diferentes biotipos en las parcelas muestreadas seis años después del incendio, diferenciándose significativamente las categorías de historia de usos que correspondían a estadios sucesionales muy diferentes en el momento de la perturbación, en particular las parcelas (CCCf) con las parcelas abandonadas antes de 1978 y con las parcelas nunca cultivadas.

En el grupo de 1993, encontramos una correlación significativa positiva entre el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego y las coberturas de nanofanerófitos ( $\rho = 0.79$ ,  $p < 0.01$ ) y de caméfitos ( $\rho = 0.55$ ,  $p < 0.05$ ) y una correlación significativa negativa entre el tiempo de abandono y las coberturas de terófitos ( $\rho = -0.73$ ,  $p < 0.01$ ) y de hemicriptófitos ( $\rho = -0.77$ ,  $p < 0.05$ ) (Anejo VII(b)).

Por otra parte, para una historia de usos determinada, las coberturas de nanofanerófitos y de caméfitos fueron generalmente más altas en las parcelas muestreadas ocho años después del fuego que seis años después, mientras que sucedió lo contrario para la cobertura de terófitos (Anejo IV). Estos resultados sugieren que las coberturas de nanofanerófitos y de caméfitos aumentarían hasta etapas intermedias de la sucesión postincendio, mientras que disminuiría la cobertura de los terófitos.

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

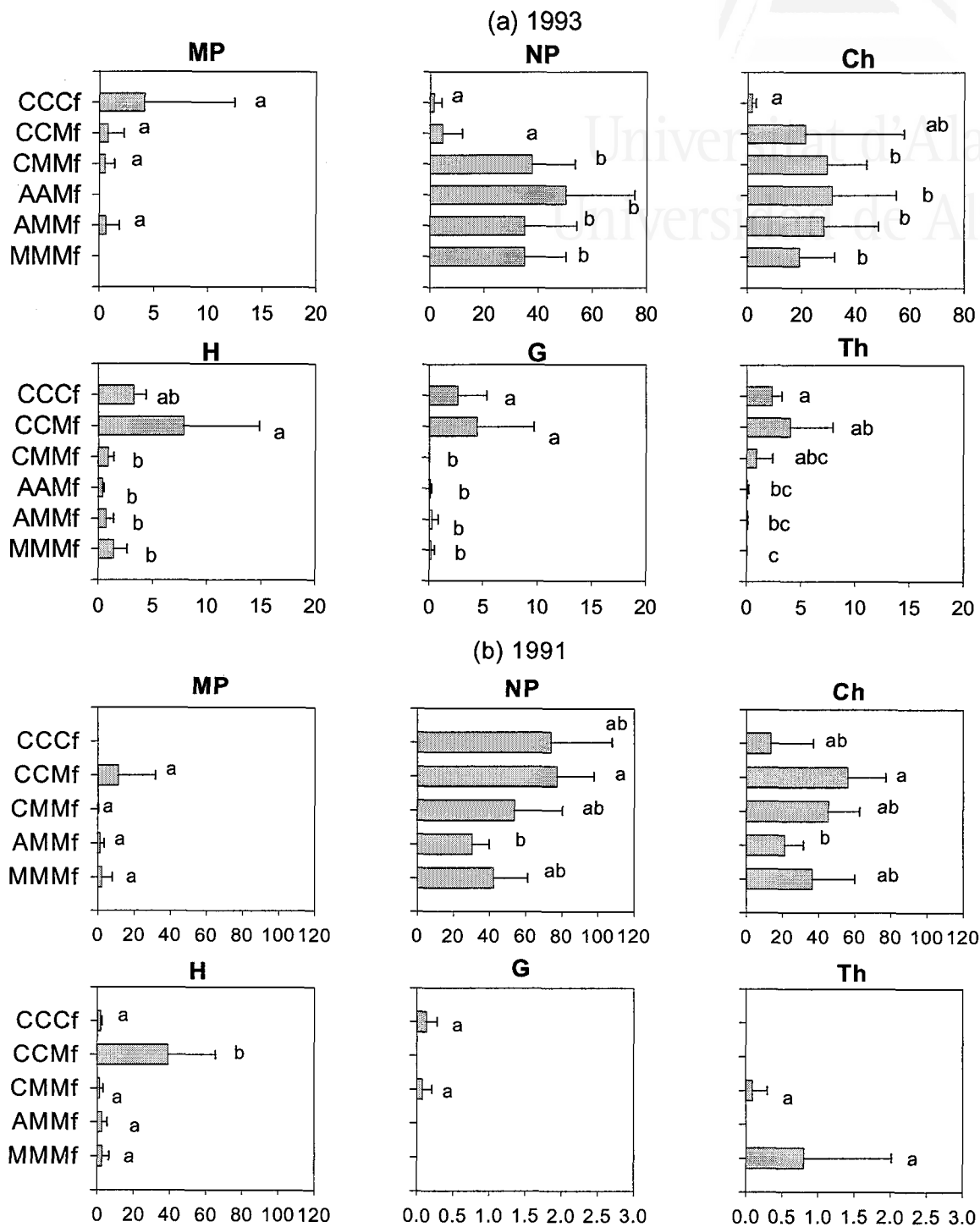


Figura 5.15 Cobertura (media  $\pm$  desviación estándar) de los diferentes biotipos según la historia de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre historias de usos al nivel  $p < 0.05$  para un biotipo determinado. (MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemicriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos.) C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En cuanto a la estrategia regenerativa postincendio de las especies, entre las parcelas de 1993, tanto para las especies germinadoras como para las rebrotadoras, las mayores coberturas se alcanzaron entre las parcelas abandonadas antes de 1978 y las menores coberturas en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) (Figura 5.16). En estas últimas parcelas, la cobertura de germinadoras fue significativamente inferior a la de las parcelas abandonadas antes de 1978 y a la de las nunca cultivadas (Figura 5.16). En estas parcelas más recientemente abandonadas habíamos encontrado una riqueza de germinadoras significativamente superior a la del resto de historias de usos (Figura 5.9), pero se trataba esencialmente de terófitos (Figura 5.8), especies herbáceas de muy baja cobertura.

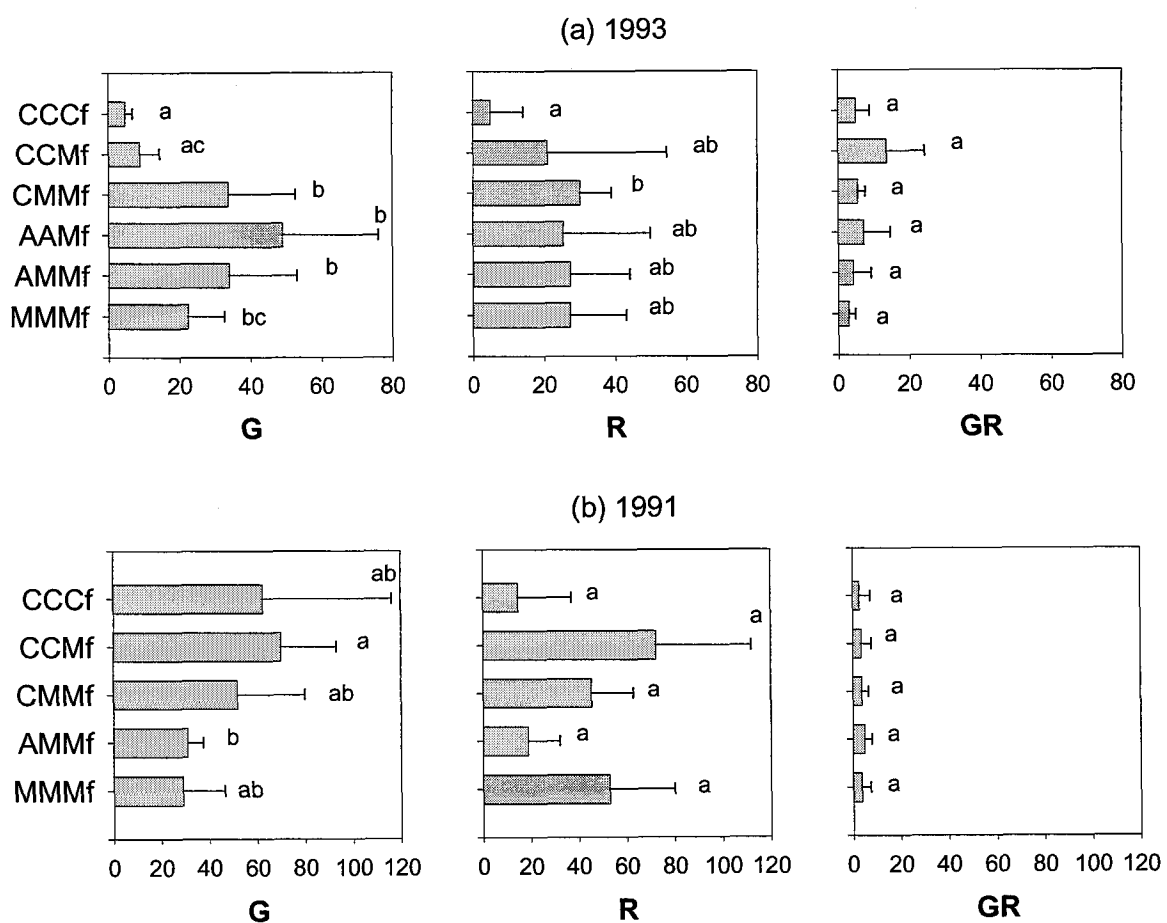


Figura 5.16 Cobertura (media  $\pm$  desviación estándar) de germinadoras (G), de rebrotadoras (R) y de germinadoras-rebrotadoras (GR), según la historia de usos en el grupo 1993 (a) y en el grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre historias de usos al nivel  $p < 0.05$  para un grupo de especies determinado. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En el grupo de 1991, en cambio, encontramos las mayores coberturas de germinadoras en las parcelas abandonadas después de 1978 (Anejo IV). En estas zonas existía, como se ha dicho, una muy alta cobertura arbustiva, generalmente dominada por uno o dos arbustos germinadores (*Cistus monspeliensis*, principalmente, y, también en algunos casos, *Ulex parviflorus*). La cobertura de germinadoras sólo fue significativamente diferente entre las categorías AMMf y CCMf (Figura 5.16). Para las rebrotadoras y las germinadoras-rebrotadoras no se encontraron diferencias significativas entre historias de usos (Figura 5.16).

Para las parcelas previamente cultivadas de 1993, encontramos una correlación positiva entre la cobertura de germinadoras y el tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo en el momento del fuego ( $\rho = 0.81$ ,  $p < 0.01$ ) (Anejo VII(a)), mientras que hemos visto que la riqueza de germinadoras estaba negativamente correlacionada con esta variable ( $\rho = -0.78$ ,  $p < 0.01$ ) (Anejo VI). Por otra parte, para una determinada historia de usos, la cobertura de germinadoras fue generalmente más alta en el grupo de 1991 que en el de 1993 (Anejo IV). Estos resultados sugieren que en las formaciones estudiadas, y tanto en etapas intermedias de la sucesión postcultivo como de la sucesión postincendio, aumentaría la cobertura de las germinadoras a la vez que disminuiría su riqueza, lo cual se debería a la sustitución de muchas de las especies herbáceas de las primeras etapas sucesionales por un menor número de especies perennes de mayor cobertura (*Ulex parviflorus* y *Cistus albidus* dominaban el estrato arbustivo en la mayoría de parcelas abandonadas antes de 1978).

En cuanto a la cobertura de las especies rebrotadoras, estuvo más débilmente correlacionada con el tiempo de abandono ( $\rho = 0.5$ ,  $p < 0.05$ ) (Anejo VII(a)). Para una determinada historia de usos, esta cobertura también fue generalmente más alta en el grupo de 1991 que en el de 1993 (Anejo IV), es decir que también tendería a aumentar hasta etapas intermedias de las sucesiones postcultivo y postincendio.

Entre las parcelas previamente cultivadas de 1991, no se encontraron correlaciones significativas entre las coberturas de las diferentes estrategias regenerativas postincendio y el tiempo de abandono.

La relación “cobertura de especies germinadoras/cobertura de especies rebrotadoras” (Cg/Cr) no tuvo valores significativamente diferentes entre historias de usos



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

en ninguno de los dos grupos, aunque en ambos casos observamos un valor medio mucho más alto en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) (Anejo IV).

### 5.3.3.2 Factor historia de incendios

El aumento de la frecuencia de incendios no ha influido significativamente, en ninguno de los dos grupos, sobre las variables cobertura total, cobertura de herbáceas, cobertura de leñosas o “cobertura de herbáceas/cobertura de leñosas” (Cher/Cl) (Figura 5.17). Tampoco entre las parcelas quemadas y las de referencia se observaron tendencias significativas.

Caturla (2002) estudió el efecto del fuego y de la frecuencia de incendios sobre el recubrimiento vegetal total en cultivos abandonados al norte de la provincia de Alicante. Dos años después del incendio, tanto en parcelas de baja recurrencia (1 fuego cada 20 años) como de alta recurrencia (un fuego cada 5 años), la cobertura total era significativamente inferior a la de las parcelas control. Sin embargo, no encontraron diferencias significativas entre las dos recurrencias.

Algunos autores han observado un incremento de la cobertura total después de un incendio (Arianoutsou, 1984) y al aumentar la frecuencia de fuegos (Abad et al. 1997). Se ha hablado incluso de un efecto potenciador del recubrimiento vegetal con el incremento de la frecuencia de incendios (Fox y Fox, 1986).

Díaz-Delgado (2000) observó, en cambio, una disminución significativa del recubrimiento vegetal para un intervalo de tiempo decreciente entre fuegos consecutivos.

En cuanto al estudio llevado a cabo en el marco del proyecto LUCIFER sobre el efecto de la frecuencia de fuegos (de uno hasta cuatro fuegos en un periodo máximo de 25 años) en comunidades vegetales con diferentes historias de usos y situadas en seis diferentes áreas de estudio (entre las cuales figuraba la del presente trabajo) no permitió detectar ningún efecto significativo sobre las coberturas total, de herbáceas y de leñosas, lo que se atribuyó a una dimensión temporal insuficiente en la reconstrucción de las historias de incendios en las diferentes zonas de muestreo. Los resultados sugirieron, sin embargo, que el aumento de la frecuencia de incendios afectaría en distinto modo las zonas anteriormente cultivadas y las nunca cultivadas, siendo éstas últimas las más resilientes.

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

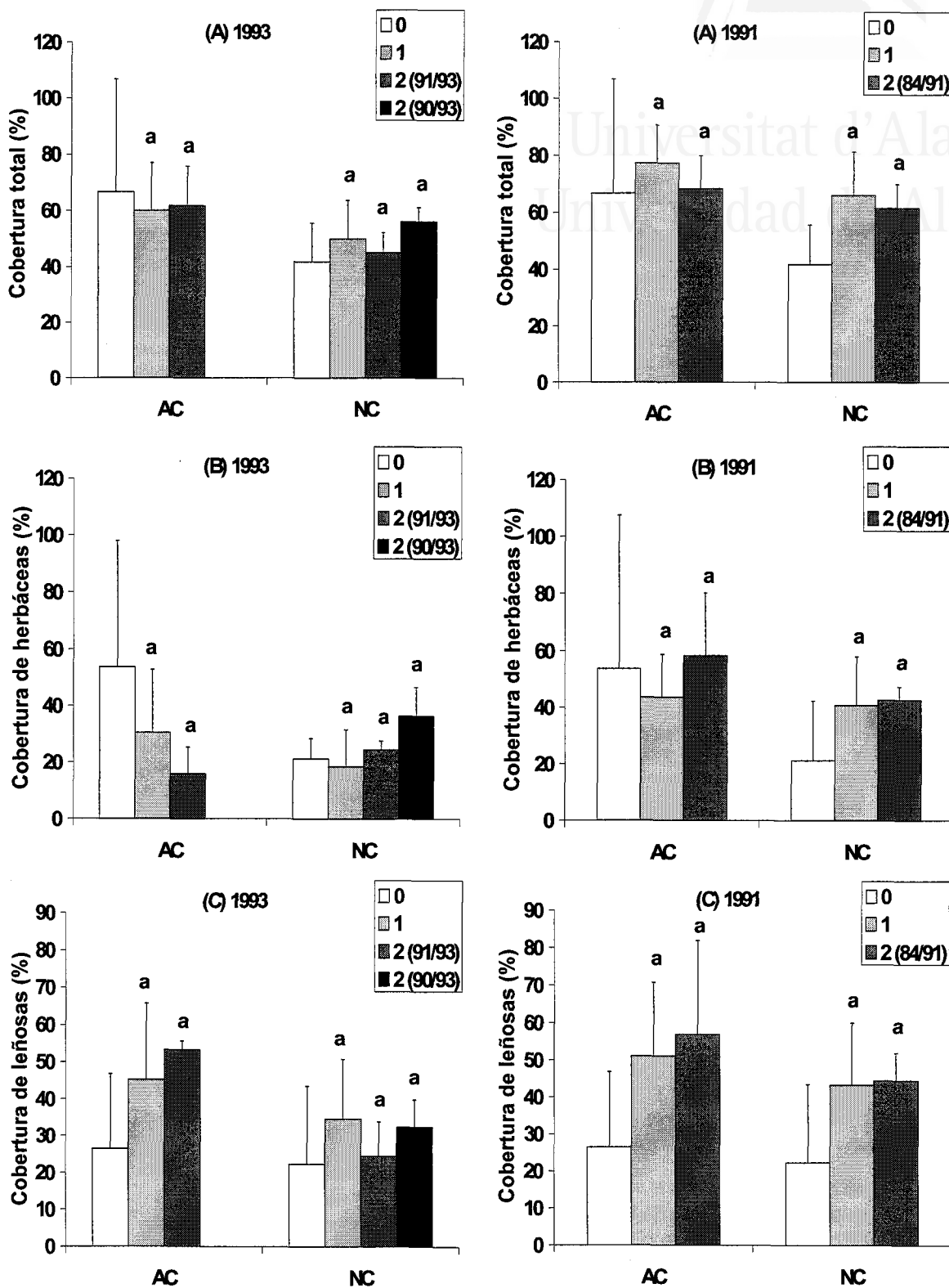


Figura 5.17 Cobertura total (media  $\pm$  desviación estándar) (A), cobertura de herbáceas (media  $\pm$  desviación estándar) (B) y cobertura de leñosas (media  $\pm$  desviación estándar) (C), según el número de fuegos (de 0 a 2) para las diferentes historias de usos del suelo (del grupo 1993 (izquierda) y del grupo 1991 (derecha)). AC: anteriormente cultivadas; NC: nunca cultivadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre la frecuencia de 1 y 2 fuegos al nivel  $p < 0.05$ . Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

La comparación de las parcelas más recientemente abandonadas de los grupos 1993 y 1991 con las parcelas no quemadas de esta misma historia de usos muestra una disminución significativa de las coberturas total, de herbáceas y de leñosas con la aparición del fuego en el caso del grupo de 1993. En cambio, no se encontraron diferencias significativas para el grupo de 1991.

Estos resultados sugieren que el fuego podría tener un efecto reductor significativo a corto/medio plazo sobre el recubrimiento vegetal en las formaciones menos resilientes de la zona de estudio. En el contexto de una frecuencia creciente de incendios, como el que ha caracterizado la Solana en las últimas dos-tres décadas (capítulo 4), se puede pensar que este efecto del fuego podría llegar a causar la degradación de algunas de las formaciones vegetales presentes en el paisaje de estudio.

Es destacable, por otra parte, que en las zonas anteriormente cultivadas (AC) de ambos grupos las variabilidades de la cobertura total y de herbáceas fueran generalmente más altas entre las parcelas de referencia que entre las parcelas quemadas (Figura 5.17 y Anejo IV). Además, para ambos grupos y tanto en las zonas AC como NC, la variabilidad de estas coberturas entre las parcelas de un fuego fue también, en muchos casos, superior a la que se daba entre las parcelas de dos fuegos (Figura 5.17 y Anejo IV).

Estos resultados sugieren que el fuego y el aumento de la frecuencia de incendios tendrían en estas zonas un efecto homogeneizador sobre el recubrimiento vegetal. Sin embargo, hay que considerar esta suposición con prudencia debido a las limitaciones del diseño experimental (ausencia de verdaderas parcelas de control, estrecho rango de frecuencia de incendios).

En cuanto a las coberturas de los diferentes biotipos, no se observaron en ninguno de los dos grupos de parcelas y para ninguna de las historias de usos consideradas variaciones significativas entre las parcelas de uno y dos fuegos, al nivel  $p < 0.05$  (Figura 5.18). El aumento de la frecuencia de incendios no habría alterado pues la distribución de coberturas de las diferentes formas vitales en las parcelas muestreadas.

La comparación de las parcelas quemadas con las parcelas de referencia no permitió observar generalmente un efecto significativo del fuego.

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

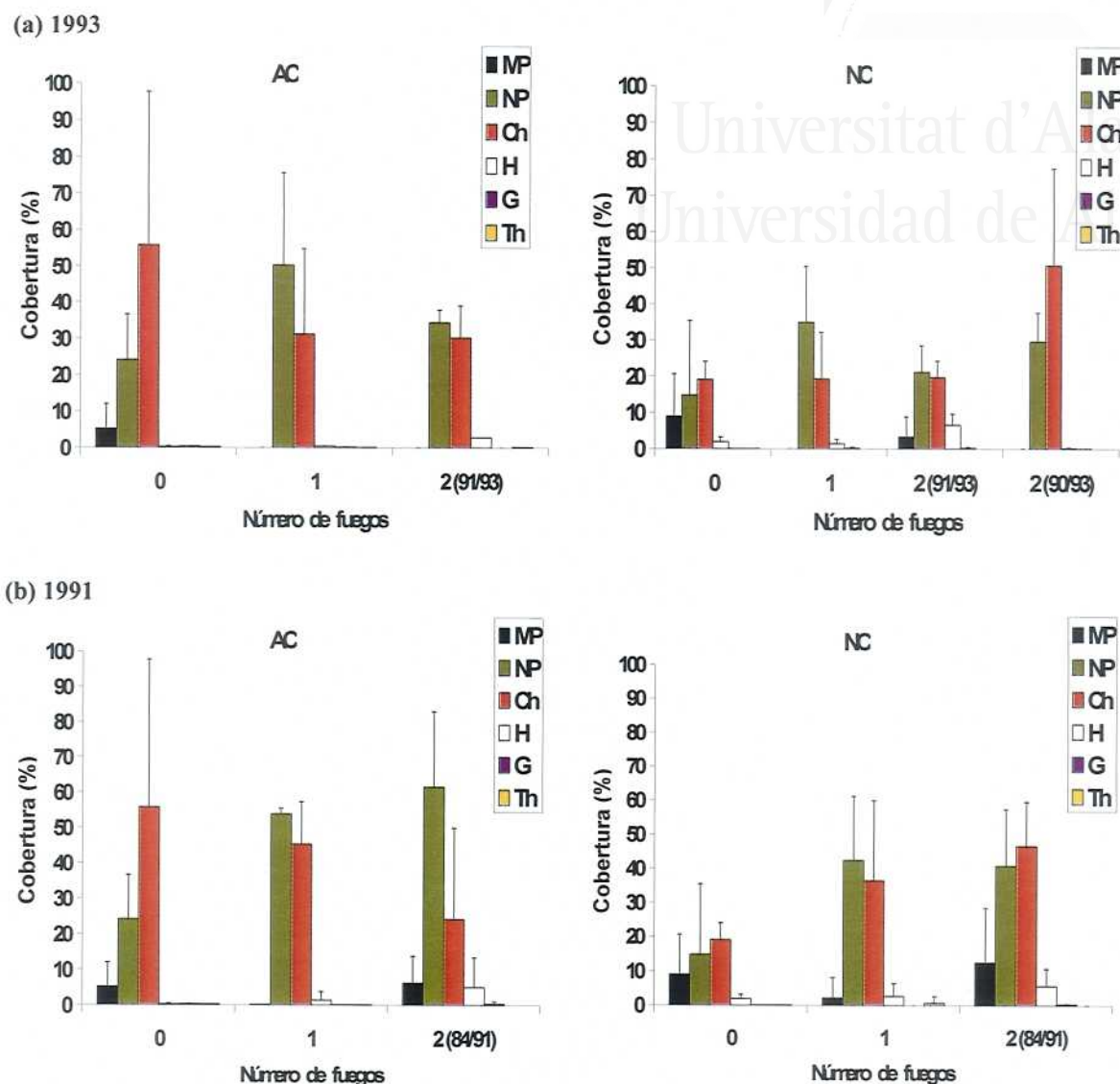


Figura 5.18 Cobertura (media  $\pm$  desviación estándar) de los diferentes biotipos según el número de fuegos (de 0 a 2) para las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y nunca cultivadas (NC) del grupo 1993 (a) y del grupo 1991 (b). MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemicriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos. Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas.

En cuanto a la estrategia regenerativa postincendio de las especies, en el grupo de 1993, la cobertura de las germinadoras siempre disminuyó entre las parcelas de uno y dos fuegos y esta disminución fue significativa en las parcelas nunca cultivadas (NC) y quemadas en 1991 y 1993 (Figura 5.19).

La cobertura de las rebrotadoras también disminuyó en las parcelas anteriormente cultivadas (AC), pero aumentó en las nunca cultivadas (significativamente en las parcelas NC de 90/93). La relación “cobertura de germinadoras/cobertura de rebrotadoras” (Cg/Cr)

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

aumentó en las parcelas AC y disminuyó fuertemente en las parcelas NC (Anejo IV). Las variaciones de esta variable no fueron significativas.

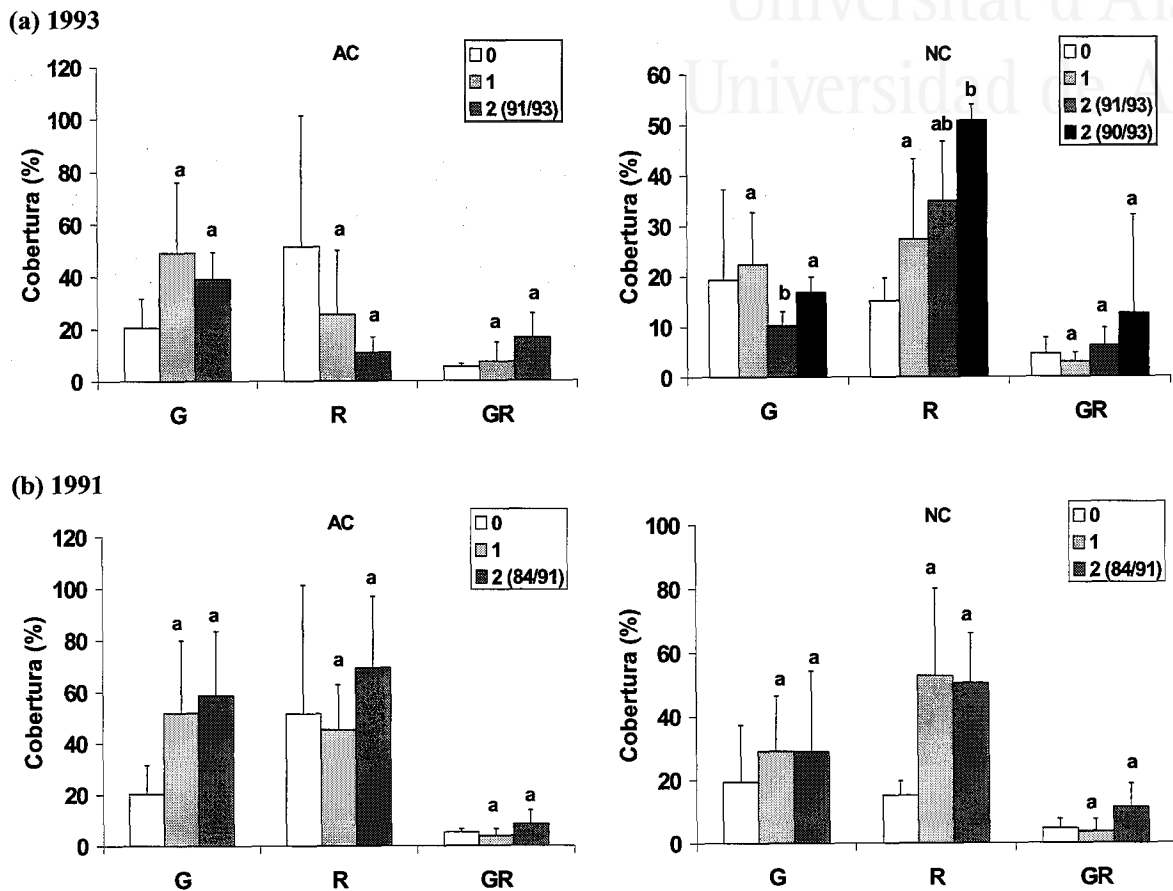


Figura 5.19 Cobertura (media  $\pm$  desviación estándar) de las tres estrategias regenerativas postincendio, germinadoras (G), rebrotadoras (R) y germinadoras-rebrotadoras (GR), según el número de fuegos (de 0 a 2) para las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y nunca cultivadas (NC) del grupo 1993 (a) y del grupo 1991 (b). Letras diferentes indican diferencias significativas entre la frecuencia de 1 y 2 fuegos al nivel  $p < 0.05$ . Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas.

La cobertura de las germinadoras-rebrotadoras aumentó en todos los casos con la frecuencia de fuegos, aunque no significativamente (Figura 5.19).

En el grupo de 1991, sólo las especies germinadoras-rebrotadoras muestran un efecto consistente del aumento de la frecuencia de incendios: su cobertura aumentó en las parcelas AC y NC. No se observan, para ninguna de las tres estrategias, diferencias significativas en los valores de cobertura entre las parcelas de uno y dos fuegos (Figura 5.19).

En síntesis, observamos que, tal como sucedía con las variables de riqueza específica, el aumento de la frecuencia de incendios tuvo pocos efectos a medio plazo

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

sobre las variables de cobertura en las formaciones estudiadas, es decir que estas últimas parecen ser bastante resilientes al fuego. En cambio, se ha visto en el capítulo 3 que la evolución de la vegetación sobre los cultivos abandonados ha sido generalmente muy lenta en la zona de estudio. Así, las formaciones vegetales muestreadas en las zonas anteriormente cultivadas serían más resilientes al fuego, en todo caso para frecuencias de incendios moderadas, que a la perturbación causada por el uso agrícola.

Rodríguez-Aizpeolea (1991) también observó que el fuego tenía menores efectos que las prácticas agrícolas sobre la recuperación de la vegetación en cultivos abandonados de Vall de Gallinera.

### 5.3.3.3 Coberturas específicas y Equitatividad

Entre las parcelas de un fuego, tanto en la nunca cultivadas como en las abandonadas antes de 1978 y para ambos grupos, destacan la dominancia de una o dos especies en el estrato arbustivo y de *Brachypodium retusum* en el estrato herbáceo (Tabla 5.5). Esto también ocurre en las dos categorías de parcelas abandonadas después de 1978 del grupo de 1991 (CCMf y CCCf), pero no en las del grupo de 1993. En estas últimas parcelas no existía una especie arbustiva dominante. Además, en la categoría (CCCf) del grupo de 1993, es decir en parcelas abandonadas entre uno y cuatro años antes del fuego, no se ha encontrado *Brachypodium retusum* (Tabla 5.5).

*Brachypodium retusum* era la especie de mayor cobertura media en las parcelas nunca cultivadas de ambos grupos, alcanzando un 15.7% en el grupo de 1993 y un 35.5% en el de 1991 (Tabla 5.5), lo que equivalía a un 31.4% y a un 53.8%, respectivamente, de la cobertura media total. En todas las categorías de cultivos abandonados antes de 1978, *Brachypodium retusum* alcanzó la primera o la segunda cobertura media más alta. En el grupo de 1993, el valor de esta cobertura se situó siempre en torno al 22%, lo que representó aproximadamente un 40% del valor de la cobertura media total. Este resultado es similar a los citados por Caturla et al. (2000) para campos que habían sido abandonados cuarenta años antes del incendio, en los que la cobertura de *Brachypodium retusum* se estabilizó en torno al 20% unos dos años después del fuego, representando un 35.7% de la cobertura total. En el grupo de 1991, las coberturas medias de *Brachypodium retusum* en las categorías AMMf y CMMf equivalían a un 27.7% y a un 55.2%, respectivamente, de la cobertura media total.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Tabla 5.5 Frecuencia (Fre), en presencia sobre el total de réplicas, y porcentaje de cobertura media (Cob) de los nanofanerófitos más frecuentes y de *Brachypodium retusum* y equitatividad (*Equita*) para las diferentes historias de usos/historias de incendios del grupo de 1993 (a), del grupo de 1991 (b) y de las parcelas de referencia. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego. Bra: *Brachypodium retusum*; Ulex: *Ulex parviflorus*; Cmon: *Cistus monspeliensis*; Calb: *Cistus albidus*; Ros: *Rosmarinus officinalis*; Erica: *Erica multiflora*. (0: cobertura despreciable; -: ausencia de la especie). El valor de cobertura significativamente diferente ( $p < 0.05$ ) entre las categorías de 1 fuego y 2 fuegos correspondientes se indica con \*.

## (a) 1993

1 fuego	MMMf		AMMf		AAMf		CMMf		CCMf		CCCf	
	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob
Bra	4/4	15.7	4/4	21.8	4/4	23.7	3/3	22.2	2/3	17.2	-	-
Ulex	4/4	11.8	4/4	22.5	4/4	14	3/3	19.5	2/3	1.9	-	-
Cmon	4/4	3.6	-	-	4/4	11.9	2/3	1.72	2/3	0	2/4	1.1
Calb	1/4	0.16	4/4	10.4	4/4	19.5	3/3	9.39	2/3	2.2	2/4	0.22
Ros	4/4	6.3	4/4	0.22	2/4	0	3/3	0.01	-	-	-	-
Erica	4/4	12.5	4/4	0.33	2/4	0.63	2/3	3.6	1/3	0	-	-
<b>Equita</b>	<b>46.3</b>		<b>57</b>		<b>69.2</b>		<b>54.7</b>		<b>27.7</b>		<b>8.8</b>	

2 fuegos	MMMf(1991/1993)		MMMf(1990/1993)		AMMf(1991/1993)	
	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob
Bra	4/4	13.5	3/3	36.4	2/2	7
Ulex	4/4	0.7*	3/3	4.8	2/2	4.5
Cmon	4/4	4.5	3/3	10.6*	2/2	15.8
Calb	-	-	1/3	0	2/2	8.5
Ros	¼	0*	2/3	0.9	1/2	0.02
Erica	4/4	10.8	3/3	13	1/2	0
<b>Equita</b>	<b>34.9</b>		<b>71.9</b>		<b>42.7</b>	

## (b) 1991

1 fuego	MMMf		AMMf		CMMf		CCMf		CCCf	
	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob
Bra	7/7	35.5	3/4	12.7	6/6	42.6	5/5	52.4	1/3	10.6
Ulex	7/7	13.8	4/4	16.8	6/6	12.7	5/5	24.6	1/3	0.4
Cmon	7/7	11.8	2/4	0.4	6/6	35.9	5/5	42.4	3/3	67.8
Calb	1/7	0	4/4	3.4	6/6	2.2	2/5	1.5	-	-
Ros	7/7	1.4	4/4	5.9	4/6	0.9	4/5	0.97	1/3	0
Erica	7/7	11.5	4/4	2.3	2/6	2.15	4/5	5.6	1/3	2.8
<b>Equita</b>	<b>72.6</b>		<b>38.7</b>		<b>93.4</b>		<b>125</b>		<b>84.1</b>	

2 fuegos	MMMf(1984/1991)		AMMf(1984/1991)	
	Fre	Cob	Fre	Cob
Bra	4/4	28.9	4/4	53.3
Ulex	4/4	2.8*	4/4	14.9
Cmon	4/4	14.2	4/4	34.2
Calb	3/4	0	2/4	3.8
Ros	3/4	4	2/4	5
Erica	4/4	13.4	2/4	3
<b>Equita</b>	<b>68</b>		<b>107.4</b>	

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

## (c) 0 fuegos

0 fuegos	MMMf		CMMf		CCMf		CCCf	
	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob	Fre	Cob
<i>Bra</i>	5/5	11.6	2/2	45.4	2/2	12.6	2/2	56.7
<i>Ulex</i>	3/5	7.5	2/2	12.8	1/2	0.4	2/2	29.2
<i>Cmon</i>	5/5	0	2/2	6.5	1/2	0	2/2	2.5
<i>Calb</i>	1/5	0	1/2	0	1/2	0.2	2/2	0
<i>Ros</i>	4/5	2.9	2/2	0.4	1/2	1.25	2/2	0.7
<i>Erica</i>	4/5	1.6	2/2	0	2/2	5.3	2/2	0
<b>Equita</b>	<b>29.9</b>		<b>68.9</b>		<b>46.5</b>		<b>91.3</b>	

En síntesis, estos resultados indican que aunque *Brachypodium retusum* no apareciera en los primeros años después del abandono de los cultivos, se convertiría a medio plazo en una de las especies dominantes de las formaciones estudiadas, siendo en gran parte responsable del recubrimiento vegetal total. Esta especie es muy frecuente en los márgenes de los cultivos de la zona de estudio. A partir de estos márgenes suele colonizar los cultivos tras el abandono (Casals, 2002).

En la mayoría de parcelas del presente estudio, el estrato arbustivo estuvo dominado por especies germinadoras estrictas (generalmente *Ulex parviflorus* y otra especie, entre las parcelas de un fuego, y *Cistus monspeliensis* y otra especie entre las parcelas de dos fuegos). *Erica multiflora* fue la única especie rebrotadora entre los nanofanerófitos dominantes (Tabla 5.5) y no se considera generalmente una rebrotadora vigorosa (Trabaud y Lepart, 1981; Franquesa, 1987; López y Castell, 1989). El crecimiento primario de sus rebrotes suele ser lento el primer año tras el fuego (Papió, 1994) y depende fuertemente de las precipitaciones de otoño (Cucó, 1987).

Para una determinada historia de usos, hemos utilizado la suma de las cuatro mayores coberturas específicas medias para estimar la equitatividad en la distribución de la abundancia de las especies. Consideramos que cuanto mayor es el valor de dicha suma, menor es la equitatividad de la distribución. Este valor ascendió a un 46.3% en las parcelas no cultivadas del grupo de 1993 y a un 72.6% en las del grupo de 1991, es decir que la distribución fue poco equitativa en el primer caso y muy poco equitativa en el segundo caso (Tabla 5.5). En cuanto a las parcelas (AMMf), también encontramos una distribución poco equitativa de la abundancia de las especies: el valor de equitatividad era de 57% en el grupo de 1993 y de 38.7% en el de 1991 (Tabla 5.5).

En las parcelas más recientemente abandonadas, la distribución de la abundancia de las especies fue muy equitativa en el grupo de 1993 y muy poco equitativa en el de 1991: la equitatividad ascendió a un 8.8% y a un 84.1%, respectivamente (Tabla 5.5). En el



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

primer caso, las especies con mayor cobertura media (todas inferiores a un 5%) fueron *Prunus dulcis* y *Eryngium campestre*. En el segundo caso, *Cistus monspeliensis* alcanzó la mayor cobertura media (67.8%), que fue muy superior a la de la siguiente especie, *Brachypodium retusum* (10.6%) (Tabla 5.5). Como se ha visto, en dos de las tres réplicas de esta categoría existía una alta cobertura muy homogénea de *Cistus monspeliensis* (88.3% y 95% de cobertura específica, respectivamente).

Observamos pues que en el grupo de 1993 las parcelas más recientemente abandonadas se diferenciaron claramente de las nunca cultivadas y de las abandonadas antes de 1978 en cuanto a las especies que alcanzaron las mayores coberturas y también en cuanto a la distribución de la abundancia de sus especies, caracterizándose por una distribución mucho más equitativa de las mismas (Tabla 5.5). En el grupo de 1991, en cambio, no se observaron grandes diferencias entre categorías de historia de usos, siendo la equitatividad baja o muy baja en casi todas ellas.

Para una historia de usos determinada, se observaron generalmente distribuciones menos equitativas en las parcelas muestreadas ocho años tras el fuego que en las muestreadas seis años después (Tabla 5.5), lo que indicaría que entre las formaciones muestreadas la equitatividad tendería a disminuir en etapas intermedias de la sucesión postincendio. Varios autores han señalado que tanto la riqueza de especies como la equitatividad de su distribución tienden a ser más altas inmediatamente después de un incendio y que disminuyen más o menos rápidamente a lo largo de la sucesión (Christensen, 1985; Kutiel, 1994). Sin embargo, se considera que los efectos del fuego sobre estas variables son complejos y dependientes tanto de las condiciones macro y microambientales de la zona afectada, en el momento del incendio y después del mismo, como de las características del propio régimen de incendios.

Si comparamos, en los dos grupos, las parcelas de un fuego con las de dos fuegos, observamos que tanto en las zonas nunca cultivadas como en las anteriormente cultivadas, *Brachypodium retusum* se mantenía casi siempre, al aumentar la frecuencia de incendios, como la especie con mayor cobertura media (Tabla 5.5). No se encontraron, en ningún caso, diferencias significativas en la cobertura de esta especie entre las parcelas de uno y dos fuegos. Esta herbácea perenne se caracteriza, por una gran capacidad de regeneración tras el fuego y un alto grado de adaptación a esta perturbación, incluso con altas frecuencias de incendios (Caturla, 2002).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

En las zonas nunca cultivadas y quemadas dos veces, y para ambos grupos, *Erica multiflora* y *Cistus monspeliensis* fueron las especies con mayor cobertura media después de *Brachypodium retusum*. Las variaciones de estas coberturas no fueron casi nunca significativas con el aumento de la frecuencia de fuegos (Tabla 5.5). La cobertura de *Ulex parviflorus*, en cambio, disminuyó significativamente con la frecuencia de fuegos en las parcelas nunca cultivadas quemadas en 1991 y 1993 y en las nunca cultivadas quemadas en 1984 y 1991 (Tabla 5.5). La cobertura de esta especie siempre disminuyó con el aumento de la frecuencia de fuegos, lo que coincide con lo observado por Ferran et al. (1998) en coscojares de la provincia de Valencia.

Las parcelas anteriormente cultivadas de dos fuegos, estaban dominadas por *Cistus monspeliensis* y *Cistus albidus*, en el grupo de 1993, y por *Cistus monspeliensis* y *Ulex parviflorus* (además de *Brachypodium retusum*) en el grupo de 1991. No se encontraron variaciones significativas de las coberturas de estas especies entre las parcelas de uno y dos fuegos.

En el grupo de 1993, en las zonas nunca cultivadas (NC), el valor del estimador de equitatividad pasó de un 46.3% en las parcelas de un fuego a un 34.9% en las parcelas quemadas en (1991/1993) y a un 71.9% en las quemadas en (1990/1993). En las zonas anteriormente cultivadas, este valor era de un 69.2% en las parcelas de un fuego y de un 42.7% en las de dos fuegos (1991/1993). Así, la equitatividad siempre aumentó con la frecuencia de incendios para el menor intervalo de tiempo entre fuegos consecutivos (dos años, 1991/1993), mientras que sucedía lo contrario para el mayor intervalo (tres años, 1990/1993). En el caso del intervalo de dos años, se observa que tanto la cobertura de *Brachypodium retusum* como la de *Ulex parviflorus* disminuyen respecto de las de las parcelas de un fuego (significativamente para *Ulex parviflorus* en las parcelas NC), mientras que en el caso del intervalo de 3 años sólo disminuye la cobertura de *Ulex parviflorus*, pero aumenta fuertemente la de *Brachypodium retusum* (Tabla 5.5).

En cuanto al grupo de 1991, en las parcelas NC, el valor del estimador de equitatividad fue muy similar para las parcelas de uno y dos fuegos (un 72.6% y un 68%, respectivamente), mientras que en las zonas anteriormente cultivadas, estos valores fueron de un 93.4% y un 107.4%, respectivamente (Tabla 5.5). En este último caso, en el que disminuyó la equitatividad, se observó un fuerte aumento de las coberturas de

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

*Brachypodium retusum* y de *Cistus monspeliensis* entre las parcelas de uno y dos fuegos (Tabla 5.5).

En síntesis, tanto en las zonas nunca cultivadas como en las anteriormente cultivadas de ambos grupos y para cualquier frecuencia de incendios, las formaciones vegetales estudiadas se caracterizaron por una distribución poco o muy poco equitativa de la abundancia de las especies. No se observó, por otra parte, un efecto consistente del aumento de la frecuencia de incendios sobre la equitatividad (Tabla 5.5). Sin embargo, los resultados obtenidos sugieren que la equitatividad de las formaciones vegetales estudiadas tendería a disminuir con el aumento de la frecuencia de fuegos por extensión de un cierto número de especies dominantes, aunque podría existir un intervalo de tiempo “crítico” entre fuegos consecutivos por debajo del cual este efecto no se verificaría. Este intervalo estaría en torno a los 3 años en el caso de las formaciones muestreadas.

En otro estudio de la respuesta regenerativa de la vegetación a diferentes frecuencias de incendios realizado en el norte de la provincia de Alicante sobre campos abandonados en solana, aunque sobre suelos derivados de margas, se observó que el aumento de la frecuencia de incendios conducía a una distribución menos equitativa de la cobertura gracias a la extensión de algunas especies bien adaptadas a estos medios perturbados, como *Brachypodium retusum*, *Ulex parviflorus* y *Cistus albidus*, que adquirirían una gran dominancia (Abad et al. 1997). En dicho estudio, la máxima recurrencia de incendios considerada fue de un fuego cada 5 años, aunque no se especificaba el intervalo de tiempo entre fuegos consecutivos.

Si comparamos, para cada grupo y cada categoría de historia de usos, el valor del indicador de equitatividad con el de la misma historia de usos para las parcelas no quemadas, observamos que en el caso de las parcelas nunca cultivadas siempre disminuye la equitatividad por efecto del fuego. En cambio, entre las parcelas anteriormente cultivadas, aumenta la equitatividad en las parcelas muestreadas seis años tras el fuego y disminuye generalmente en las parcelas muestreadas ocho años después del fuego. Este resultado sugiere que el fuego causaría generalmente a medio-largo plazo una pérdida de equitatividad en las formaciones vegetales, aunque en algunos casos podría aumentar la equitatividad en las primeras etapas de la sucesión postincendio.

Los resultados anteriores quedan reflejados en las curvas de dominancia-diversidad (Figura 5.20 y Figura 5.21).

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación



Universitat d'Alacant  
 Universitat de Alicante

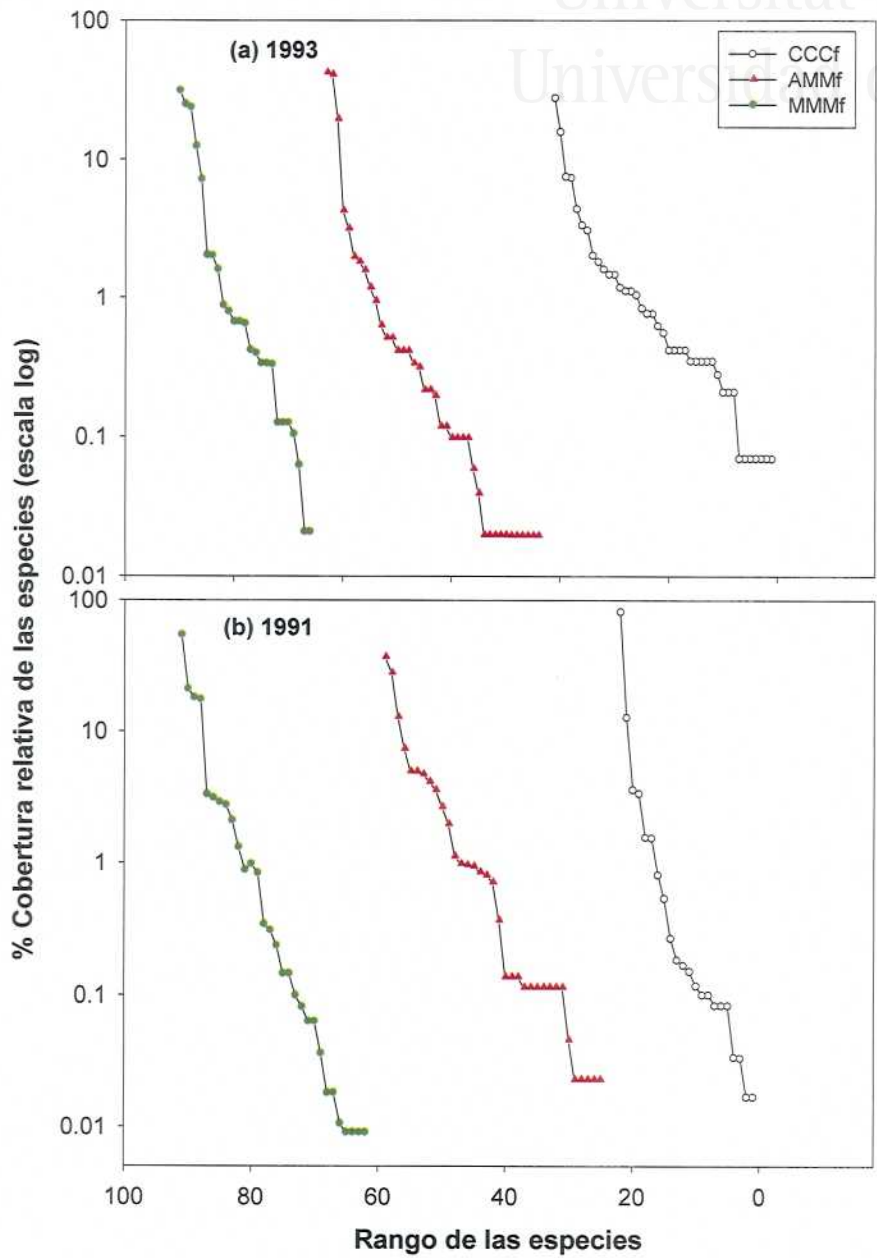
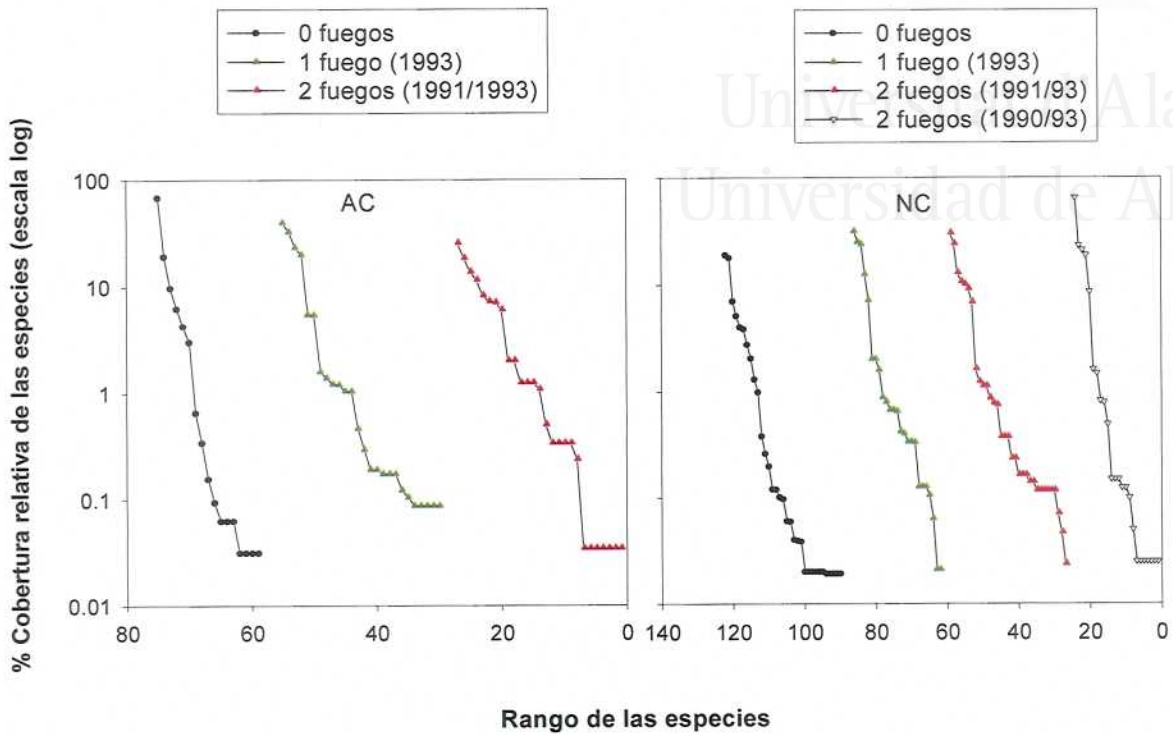


Figura 5.20 Curvas de dominancia-diversidad en el grupo de 1993 (a) y en el grupo de 1991 (b) para las parcelas nunca cultivadas (MMMf), las más antiguamente abandonadas (AMMf) y las más recientemente abandonadas (CCCf). C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

(a) 1993



(b) 1991

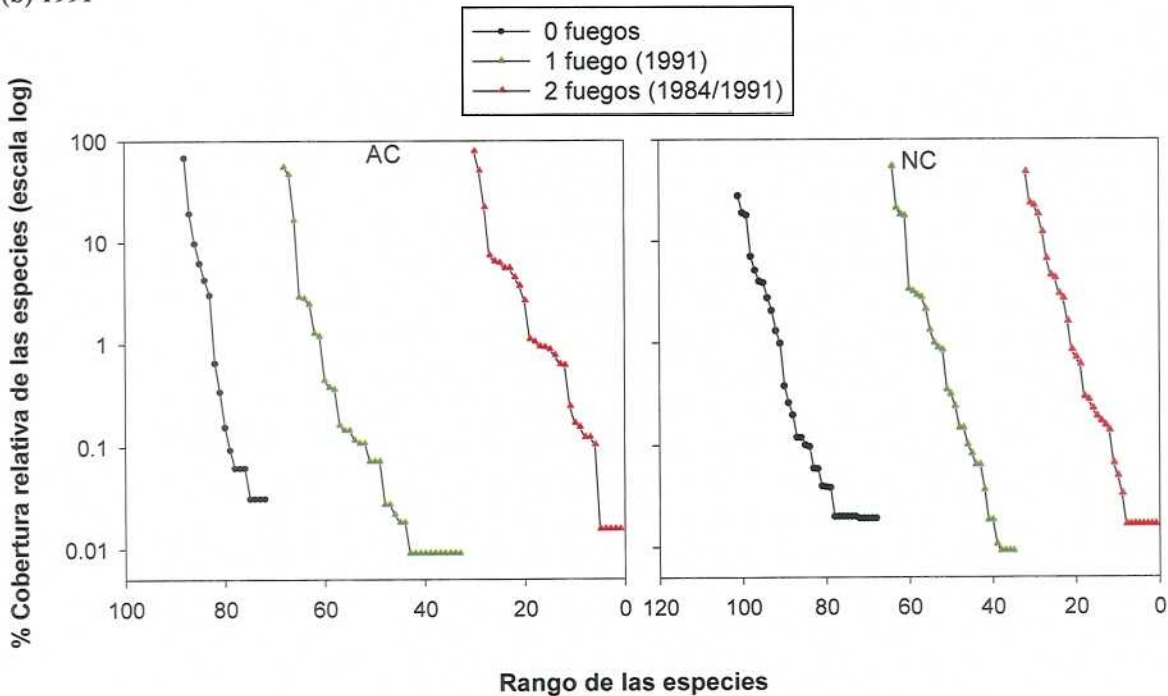


Figura 5.21 Curvas de dominancia-diversidad para las diferentes historias de incendios en las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y en las nunca cultivadas (NC) del grupo 1993 (a) y del grupo 1991 (b).

La representación de la abundancia relativa de las especies en las parcelas nunca cultivadas (MMMf) y en las más antiguamente abandonadas (AMMf) de los grupos de

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

1993 y de 1991 muestra la baja equitatividad de estas formaciones, dominadas por tres o cuatro especies (Figura 5.20). La curva de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) del grupo de 1991 reflejó también una muy baja equitatividad debida a la dominancia de una especie, *Cistus monspeliensis*, y tuvo una pendiente mayor, consecuencia de una riqueza específica más baja. En cambio, la curva de esta categoría (CCCf) en el grupo de 1993 reflejó una distribución de especies más equitativa y tuvo una pendiente menor debida a la mayor riqueza específica de estas parcelas (Figura 5.20).

Las curvas de dominancia-diversidad de las diferentes categorías de historia de usos/historia de incendios estudiadas muestran que no se produjeron grandes cambios en el grado de equitatividad de las formaciones entre las parcelas de uno y dos fuegos, excepto en el caso de las parcelas NC y quemadas en 1990 y 1993, en las cuales la equitatividad disminuía claramente respecto a la de las parcelas de un fuego (Figura 5.21).

### 5.3.4 Composición florística

En el grupo de 1993, el 70.7% de las especies presentes entre las parcelas nunca cultivadas (MMMf) estaba también entre las parcelas más antiguamente abandonadas (AMMf). Este valor fue del 64.4% en el grupo de 1991. En ambos grupos, muchas de las especies características integrantes de los matorrales del *Rosmarino-Ericion*, tales como *Erica multiflora*, *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, *Brachypodium retusum*, *Thymus vulgaris* o *Stipa offneri* estaban presentes, y a menudo con una alta frecuencia, tanto en las parcelas nunca cultivadas como en las abandonadas antes de 1978 (Tabla 5.5).

En cuanto a las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf), en el grupo de 1993, sólo el 9.4% de las especies presentes se encontraba también entre las parcelas nunca cultivadas y el 30.6% entre las parcelas más antiguamente abandonadas. Muchas de las especies características de los matorrales del *Rosmarino-Ericion* no se encontraron en la categoría CCCf y, en particular, germinadoras perennes, tales como *Ulex parviflorus* o *Rosmarinus officinalis* (Tabla 5.5). La gran mayoría de las especies presentes en todas las réplicas de esta categoría fueron terófitos o hemicriptófitos entre las cuales se encontraban varias especies características de las primeras etapas de la dinámica sucesional sobre los campos de cultivo abandonados, tales como *Convolvulus arvensis*, *Desmazeria rigida*, *Leontodon taraxacoides* o *Hypericum perforatum*. En el grupo de 1991, en cambio, el 68.2% de las especies de las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) se

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

encontraban también entre las parcelas nunca cultivadas y el 65.9% entre las parcelas más antiguamente abandonadas. La mayoría de las especies del *Rosmarino-Ericion* estaban presentes en las parcelas (CCCf), aunque con frecuencias más bajas que en otras categorías (Tabla 5.5).

Estos resultados sugieren que el factor historia de usos determinó la composición florística de estas formaciones en los primeros años después del incendio, pero que esta composición tendería a converger a lo largo de la sucesión. Esto coincide con lo sugerido por los análisis de componentes principales basados en la presencia relativa de las especies.

Bautista (1999) observó que, tres años después del incendio, existían diferencias relevantes en la composición florística entre zonas con diferente vegetación previa al fuego. En cambio, cinco años después del incendio, Pérez (1997) no detectó diferencias importantes entre las comunidades vegetales de zonas con diferentes historias de usos antes de la perturbación. Las zonas muestreadas en estos dos trabajos se caracterizaron, como se ha dicho anteriormente, por un cortejo de especies dominantes más homogéneo que en el caso del presente estudio.

En ambos grupos, hemos comparado también la composición florística de las parcelas de uno y dos fuegos. En las zonas anteriormente cultivadas, el 67.2% de las especies encontradas en las parcelas de dos fuegos del grupo de 1993 estaban en las de un fuego y el 64.8% de las especies de las parcelas de dos fuegos del grupo de 1991 estaban en las de un fuego. En las zonas nunca cultivadas del grupo de 1993, estos valores fueron del 54.9% en las parcelas quemadas en 1991 y 1993 y del 53.2% en las quemadas en 1990 y 1993. Finalmente, en las parcelas nunca cultivadas del grupo de 1991, un 72.7% de las especies de las parcelas de dos fuegos estaban en las de un fuego.

Por otra parte, en ambos grupos, para una historia de usos determinada, ciertas especies características de los matorrales seriales del *Rosmarino-Ericion*, tales como *Brachypodium retusum*, *Thymus vulgaris*, *Stipa offneri*, *Cistus monspeliensis*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*, se encontraban tanto en las parcelas de referencia como en las quemadas de uno y dos fuegos. Las frecuencias de especies como *Brachypodium retusum* y *Ulex parviflorus* no se vieron afectadas ni por el fuego ni por la frecuencia de incendios (Tabla 5.5). En cultivos abandonados del norte de la provincia de Alicante, Caturla (2002) obtuvo el mismo resultado en el caso de *Brachypodium retusum*, pero observó una disminución de la frecuencia relativa de *Ulex parviflorus* en parcelas

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

quemadas respecto de las parcelas control, tanto en baja recurrencia (1 fuego cada 20 años) como en alta recurrencia (un fuego cada 5 años).

Así, la mayor parte de las especies presentes en las parcelas de dos fuegos ya estaban en las de un fuego, es decir que la composición florística de las formaciones estudiadas se mantuvo bastante estable a medio plazo entre las frecuencias de uno y dos incendios. Es probable, sin embargo, que mayores frecuencias de incendios con cortos intervalos de tiempo entre fuegos consecutivos y mantenidas durante un considerable periodo de tiempo tuvieran un efecto significativo sobre la composición florística de estas formaciones vegetales. Otros autores, trabajando en ecosistemas mediterráneos, han observado cambios en la composición específica de una formación vegetal causados por un alta frecuencia de incendios (Haidinger y Keeley, 1993) o incluso por dos fuegos consecutivos en un periodo de tiempo muy corto (Zedler et al. 1983).

En ambos grupos, el porcentaje de las especies que se encontraron en todas las parcelas réplica en las zonas anteriormente cultivadas aumentó notablemente entre las frecuencias de uno y dos fuegos, pasando de un 19% a un 46.2% en el grupo de 1993 y de un 5.5% a un 13% en el de 1991. En cuanto a las zonas nunca cultivadas, en ambos grupos y para la frecuencia de un fuego, en torno a un 17% de las especies eran comunes a todas las réplicas. Este valor también aumentó en este caso con la frecuencia de incendios, alcanzando un 21.6% para las parcelas quemadas en 1991 y 1993, un 25.6% para las parcelas quemadas en 1990 y 1993 y un 25.5% para las quemadas en 1984 y 1991. Estos resultados sugieren que la composición florística tendería a ser más homogénea entre parcelas con una misma historia de usos al aumentar la frecuencia de fuegos.

### 5.3.5 Respuesta de las especies al factor frecuencia de incendios

Para cada categoría de historia de usos/historia de incendios, hemos clasificado las especies en función de su presencia/ausencia a lo largo de todo el rango de frecuencia de incendios (de 0 a 2 fuegos) (Tabla 5.6).

En las parcelas nunca cultivadas y para ambos grupos dominaron las especies de la categoría “Invariable”, es decir aquellas cuya presencia se mantuvo para todo el rango de frecuencia de incendios (Tabla 5.6). En el grupo de 1993 estaban seguidas por las que no mostraron una tendencia definida frente al aumento de frecuencia de fuegos (categoría “Otros”), mientras que en el grupo de 1991 las especies cuya presencia tendió a disminuir



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

con la frecuencia de incendios (categoría “Desaparecen”) representaron el segundo grupo en número de especies. En ambos grupos, esta categoría estaba dominada por los caméfitos y hemicriptófitos. El 54.5% de las especies de esta categoría en el grupo de 1991 pertenecía a la misma categoría en el grupo de 1993 (Tabla 5.7).

**Tabla 5.6 Clasificación de las especies en cuatro categorías según su presencia observada en las parcelas de las diferentes frecuencias de incendios (de 0 a 2 fuegos) en las zonas nunca cultivadas (NC) y en las anteriormente cultivadas (AC). 1=especie presente; 0=especie ausente; 0/1=especie que puede estar o no estar presente.**

	Número de fuegos			Número de especies – 1993		Número de especies – 1991	
	0	1	2	NC	AC	NC	AC
Invariable	1	1	1	<u>27</u>	20	<u>35</u>	21
Desaparecen	1	0/1	0	12	12	17	11
Aparecen	0	0/1	1	17	<u>40</u>	15	29
Otros	0/1	0/1	0/1	25	31	13	<u>36</u>

Entre las especies que aparecieron con el aumento de la frecuencia de incendios (categoría “Aparecen”) también encontramos una mayoría de caméfitos y de hemicriptófitos en ambos grupos. Un 51.7% de estas especies del grupo de 1991 también se encontraban en el de 1993 (Tabla 5.7).

En cuanto a las parcelas anteriormente cultivadas, las especies de la categoría “Aparecen” fueron las más abundantes en el grupo de 1993 y representaron la segunda categoría más importante en el grupo de 1991 (Tabla 5.6). De nuevo, la mayoría de estas especies fueron caméfitos (*Fumana ericoides*, *Teucrium polium*, *Helichrysum stoechas*, *Coris monspeliensis*) y hemicriptófitos (*Leuzea confiera*, *Asperula cynanchica*) (Tabla 5.7). También se encontraron bastantes terófitos como *Crucianella angustifolia*, *Galium parisiense*, *Trifolium angustifolium* y *Centaurium quadrifolium*, pero únicamente en el grupo de 1993, lo que sugiere que estas especies tenderían a desaparecer en etapas intermedias de la sucesión secundaria. Un 51.7% de las especies de la categoría “Aparecen” del grupo de 1991 pertenecía a esta misma categoría en el grupo de 1993.

Las especies de la categoría “Desaparecen” fueron las menos abundantes en las parcelas antiguamente cultivadas para ambos grupos (Tabla 5.6). Entre estas especies encontramos una mayoría de terófitos. Un 64.7% de las especies de esta categoría en el grupo de 1991 pertenecían a la misma categoría en el grupo de 1993. Entre ellas encontramos *Helichrysum italicum*, *Medicago lupulina*, *Filago mínima* y *Trifolium campestre* (Tabla 5.7).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

**Tabla 5.7** Especies con el mismo comportamiento en los grupos de 1993 y de 1991 frente al aumento de la frecuencia de incendios para una determinada historia de usos. (Entre paréntesis se indica la estrategia regenerativa postincendio. G: germinadora; R: rebrotadora; GR: germinadora-rebrotadora). B: biotipo; Ch: caméfito; G: geófito; H: hemicriptófito; MP: macrofanerófito; NP: nanofanerófito; Th: terófito.

	Parcelas nunca cultivadas		Parcelas anteriormente cultivadas		
	Especie	B	Especie	B	
<b>Aparecen</b>	<i>Anacamptis pyramidalis</i> (R)	G	<i>Argirolobium zanonii</i> (GR)	Ch	
	<i>Carex halleriana</i> (R)	H	<i>Asperula cynanchica</i> (GR)	H	
	<i>Dorycnium hirsutum</i> (GR)	Ch	<i>Brachypodium phoenicoides</i> (R)	H	
	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> (GR)	Ch	<i>Coris monspeliensis</i> (GR)	Ch	
	<i>Euphorbia serrata</i> (GR)	Ch	<i>Euphorbia serrata</i> (GR)	Ch	
	<i>Ferula communis</i> (R)	H	<i>Ferula communis</i> (R)	H	
	<i>Gladiolus illyricus</i> (GR)	G	<i>Fumana ericoides</i> (GR)	Ch	
	<i>Mercurialis tomentosa</i> (G)	NP	<i>Galactites tomentosa</i> (G)	Ch	
			<i>Gladiolus illyricus</i> (GR)	G	
			<i>Helianthemum marifolium</i> (G)	Ch	
			<i>Helianthemum syriacum</i> (G)	Ch	
			<i>Helichrysum stoechas</i> (G)	Ch	
			<i>Inula viscosa</i> (G)	NP	
			<i>Leuzea conifera</i> (GR)	H	
			<i>Teucrium polium</i> (GR)	Ch	
	<b>Desaparecen</b>	<i>Anthyllis vulneraria subsp. font-queri</i> (G)	Th	<i>Briza sp.</i> (GR)	Th
		<i>Brachypodium phoenicoides</i> (R)	H	<i>Filago minima</i> (G)	Ch
<i>Convolvulus lanuginosus</i> (GR)		Ch	<i>Helichrysum italicum</i> (G)	H	
<i>Euphorbia segetalis</i> (G)		Th	<i>Medicago lupulina</i> (G)	Th	
<i>Hyparrhenia hirta</i> (R)		H	<i>Orlaya sp.</i> (G)	Th	
<i>Micromeria sp.</i> (R)		Ch	<i>Trifolium campestre</i> (G)	Th	
<i>Orobancha sp.</i> (G)		G			
<i>Phlomis crinita</i> (R)		Ch			
<i>Phlomis lychnitis</i> (R)		Ch			
<i>Pinus halepensis</i> (G)		MP			
<i>Thesium humifusum subsp. divaricatum</i> (R)		H			

En ambos grupos, la suma de las especies de las categorías “Aparecen” y “Desaparecen” fue más alta en las parcelas previamente cultivadas que en las no cultivadas (Tabla 5.6). Este resultado indica que el aumento de la frecuencia de incendios tuvo un mayor efecto sobre la composición florística en las parcelas que habían sido cultivadas, es decir que estas parcelas serían menos resilientes al fuego que las nunca cultivadas.

Entre las especies que aparecen con la frecuencia de dos fuegos encontramos en los dos grupos una mayoría de caméfitos y de hemicriptófitos, aunque en el grupo de 1993 se encontraron también bastantes terófitos. En las zonas anteriormente cultivadas dominaron las germinadoras y las germinadoras-rebrotadoras y en las zonas nunca cultivadas las rebrotadoras y las germinadoras-rebrotadoras. Globalmente, un 42.7% de estas especies sólo presentes en parcelas de dos fuegos fueron germinadoras-rebrotadoras y un 29% fueron germinadoras. Varios autores han observado que ciertas especies de primeras etapas

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

sucesionales y concretamente muchas herbáceas perennes que disponen de una alta capacidad de regeneración, tanto por rebrote como por semilla, pueden verse favorecidas por altas frecuencias de incendio (Kucera, 1981; Mark, 1994). Estas especies suelen persistir en el suelo en estado durmiente en forma de tubérculos o bulbos (Keeley, 1986) y se reinstalan rápidamente tras el fuego, viéndose favorecidas, en el caso de intervalos de tiempo cortos entre incendios consecutivos, por la menor presencia de especies arbustivas germinadoras.

La mayoría de las especies arbustivas estrictamente germinadoras, tales como *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*, no suelen florecer antes del tercer año después del fuego, lo que las hace muy susceptibles a las altas frecuencias de incendios (Trabaud y Chanterac, 1985; Papió, 1994). Sin embargo, según Carreira et al. (1992), *Cistus* y *Ulex* podrían producir semillas en 1-2 años en ambientes semiáridos del sureste español y, según Baeza (2001), *Ulex parviflorus* florecería a partir del segundo año de vida en aulagares de la provincia de Alicante en ambiente seco o semiárido. En el presente estudio, estas especies han permanecido en las parcelas afectadas por dos fuegos, incluso con un intervalo entre fuegos consecutivos de sólo 2 o 3 años y su frecuencia no se ha visto generalmente disminuida por el aumento de la frecuencia de incendios (Tabla 5.5). Este resultado podría deberse a diferentes causas: individuos de estas especies pueden haber sobrevivido al primer fuego dentro de la propia parcela o en zonas colindantes (un fuego suele crear un mosaico de zonas quemadas con mayor o menor intensidad); algunas especies habrían germinado antes del segundo fuego y habrían realimentado el banco de semillas, y/o una cierta cantidad de semillas de dicho banco puede no haber germinado después del primer fuego pero sí después del segundo. Es sabido que muchas especies integrantes de tipos de vegetación que se desarrollan en ambientes Mediterráneos se caracterizan por semillas de testa dura e impermeable que dan lugar a bancos de semillas persistentes en el suelo y cuya germinación se ve fuertemente estimulada por el calor (Keeley, 1991; Thanos et al. 1992; Troumbis y Trabaud, 1986; Clemente et al. 1996). Es el caso de la mayoría de cistáceas y leguminosas (Roy y Sonié, 1992; Kazanis y Arianoutsou, 1996; Ojeda et al. 1996; Ferrandis et al. 1999; Martínez-Sánchez et al. 2000). Estas especies suelen germinar de forma masiva tras los incendios (Pugnaire y Lozano, 1997; Trabaud y Renard, 1999). Sin embargo, la germinación de las semillas es un fenómeno complejo en el cual intervienen diferentes factores, tales como la

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

profundidad a la que se encuentran las semillas en el suelo, su tiempo de almacenamiento en el suelo, la intensidad del fuego, la humedad del suelo y el polimorfismo entre las semillas de una misma especie (Gill, 1981; Ivens, 1983; Troumbis y Trabaud, 1987; Pons, 1989; Baskin y Baskin, 1998; Baeza, 2001). Es muy probable que en el momento del incendio existiera una gran heterogeneidad de situaciones entre las semillas presentes en el banco de semillas, por lo que sus respuestas al paso del incendio habrían sido muy diferentes.

Otros fanerófitos, tales como *Dorycnium pentaphyllum* (germinadora-rebrotadora) y *Daphne gnidium* (generalmente rebrotadora, aunque ocasionalmente germina por tratarse de una especie ornitocora), que pueden florecer un año después del fuego, también se han encontrado en parcelas de dos fuegos, incluidas las de menor intervalo de tiempo entre fuegos consecutivos (1991/1993).

En cambio, tanto *Pinus halepensis*, germinadora estricta, que produce semillas viables en cantidades sustanciales alrededor de los 15 años, como *Juniperus oxycedrus* y *Rhamnus lycioides*, especies rebrotadoras con una capacidad limitada de rebrote, únicamente se han encontrado en las parcelas de un fuego.

### 5.3.6 Comportamiento de las especies en la dinámica sucesional

Considerando el conjunto de parcelas previamente cultivadas y de un fuego en cada grupo, hemos estudiado la relación entre las coberturas de las especies globalmente más abundantes, definidas como las especies que se encontraron entre las cuatro de mayor cobertura media en al menos dos categorías de historia de usos (Tabla 5.8). En el grupo de 1993, hemos incluido en este análisis algunas especies presentes en las parcelas más recientemente abandonadas, características de primeras etapas sucesionales postcultivo, y muy poco frecuentes o ausentes en las parcelas abandonadas antes de 1978 y en las nunca cultivadas (Tabla 5.5), tales como *Convolvulus arvensis*, *Desmazeria rigida* y *Leontodon taraxacoides*. Para ambos grupos, también hemos considerado la cobertura de *Olea europaea*, la especie arbórea más frecuente y que alcanzó mayores coberturas medias, y la de *Daphne gnidium*. La presencia de antiguos árboles de cultivo podría favorecer el establecimiento de especies ornitocoras como *Daphne gnidium*.

Considerando las parcelas previamente cultivadas de 1993, las coberturas de *Convolvulus arvensis*, *Desmazeria rigida* y *Leontodon taraxacoides* estuvieron

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

negativamente correlacionadas con *Brachypodium retusum* ( $\rho = -0.42$ ,  $p < 0.05$ ;  $\rho = -0.68$ ,  $p < 0.01$  y  $\rho = -0.68$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente), con *Ulex parviflorus* ( $\rho = -0.64$ ,  $p < 0.01$ ;  $\rho = -0.68$ ,  $p < 0.01$  y  $\rho = -0.68$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente) y con el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $\rho = -0.75$ ,  $\rho = -0.8$  y  $\rho = -0.76$  con  $p < 0.01$ , respectivamente). Como se ha dicho, estas especies son características de las primeras etapas de la sucesión en cultivos abandonados.

**Tabla 5.8** Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables de cobertura de las especies *Brachypodium retusum* (Bra), *Ulex parviflorus* (Ulex), *Cistus monspeliensis* (Cmon), *Cistus albidus* (Calb), *Rosmarinus officinalis* (Ros), *Erica multiflora* (Erica), *Olea europaea* (Olea), *Convolvulus arvensis* (Conv) y *Daphne gnidium* (Daph) y el tiempo desde el abandono en el momento del fuego (Ti), para las parcelas anteriormente cultivadas del grupo de 1993 (abajo izquierda) y de 1991 (arriba derecha). Valores de  $p \geq 0.05$  corresponden a correlaciones no significativas; \*:  $0.01 \leq p < 0.05$ ; \*\*:  $0.001 \leq p < 0.01$ .

	Bra	Ulex	Cmon	Calb	Ros	Erica	Olea	Conv	Daph	Ti
Bra	---	0.28	0.03	-0.26	-0.19	0.30	0.32	-0.44	0.37	-0.11
Ulex	<b>0.8**</b>	---	-0.24	0.50*	-0.01	-0.03	0.52	-0.22	0.21	0.28
Cmon	0.28	0.12	---	-0.43	<b>-0.65**</b>	-0.12	-0.15	<b>0.65**</b>	-0.12	<b>-0.73**</b>
Calb	0.38	<b>0.55**</b>	0.43	---	0.23	-0.44	-0.25	-0.17	-0.22	0.56*
Ros	-0.03	0.12	-0.24	-0.03	---	0.24	-0.11	-0.31	-0.17	<b>0.61**</b>
Erica	0.17	0.35	-0.14	0.27	-0.19	---	0.19	-0.34	-0.19	-0.004
Olea	0.36	-0.02	-0.17	-0.33	-0.09	-0.13	---	-0.20	<b>0.61**</b>	-0.03
Conv	-0.42*	<b>-0.64**</b>	-0.24	-0.44*	-0.24	-0.37	0.46*	---	-0.11	-0.42
Daph	0.21	0.13	-0.34	0.04	-0.21	0.21	0.49*	0.09	---	-0.17
Ti	<b>0.62**</b>	<b>0.74**</b>	0.30	<b>0.81**</b>	0.36	0.22	-0.17	<b>-0.75**</b>	-0.09	---

También encontramos una correlación positiva entre las coberturas de *Ulex parviflorus* y de *Brachypodium retusum* ( $\rho = 0.8$ ,  $p < 0.01$ ), por un lado, y entre las de *Ulex parviflorus* y de *Cistus albidus* ( $\rho = 0.55$ ,  $p < 0.01$ ), por otro lado (Tabla 5.8). Además, las coberturas de estas tres especies estuvieron positivamente correlacionadas con el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego.

Tanto *Ulex parviflorus* como *Brachypodium retusum* y *Cistus albidus* fueron muy frecuentes en todas las categorías de historia de usos del grupo de 1993, excepto en las parcelas más recientemente abandonadas, de las cuales estuvieron ausentes en muchos casos (Tabla 5.5). Estos resultados sugieren que estas especies no estaban generalmente presentes en estos cultivos más recientemente abandonados en el momento del fuego de 1993, es decir que no siempre se habrían instalado en los primeros años después del abandono, aunque su presencia tendería a aumentar posteriormente a lo largo de la sucesión secundaria. Este resultado puede sorprender ya que estas especies son generalmente consideradas pioneras en la colonización de cultivos abandonados

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

(Rodríguez-Aizpeolea et al. 1991; Roy y Sonié, 1992; Thanos et al. 1992). Sin embargo, como se ha visto, la evolución de la vegetación sobre los antiguos cultivos parece ser bastante lenta en la zona de estudio (capítulo 3).

Entre las parcelas previamente cultivadas de 1991, la cobertura de *Cistus monspeliensis* estuvo negativamente correlacionada con el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $\rho = -0.73$ ,  $p < 0.01$ ) y positivamente correlacionada con la cobertura de *Convolvulus arvensis* ( $\rho = 0.65$ ,  $p < 0.01$ ) (Tabla 5.8). Este resultado es consecuencia de la importante cobertura que alcanzó esta especie en las parcelas más recientemente abandonadas de este grupo. En estas parcelas, *Cistus monspeliensis* debía ser la especie dominante en el momento del fuego de 1991, es decir que debió actuar como una especie pionera en la colonización de estos campos de cultivo abandonados.

La cobertura de *Rosmarinus officinalis* estuvo positivamente correlacionada con el tiempo de abandono en el momento del fuego ( $\rho = 0.61$ ,  $p < 0.01$ ). Tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991, esta especie era generalmente más frecuente en las parcelas abandonadas antes de 1978 y en las nunca cultivadas que en las abandonadas después de 1978 (Tabla 5.5). Varios autores han observado que esta especie puede aparecer en etapas tempranas de la sucesión secundaria pero suele alcanzar su máxima presencia en etapas intermedias de la misma. Sobre antiguos cultivos incendiados situados en el norte de la provincia de Alicante, en el termomediterráneo seco y en exposición sur, Caturla (2002) observó que *Rosmarinus officinalis* no aparecía antes de 21 meses tras el fuego. En matorrales del *Rosmarino-Ericion* sobre conglomerados calcáreos en la provincia de Barcelona, Ferran y Vallejo (1998) observaron que *Cistus albidus* y/o *Ulex parviflorus* dominaron en los primeros años después del incendio y fueron progresivamente sustituidos por *Rosmarinus officinalis*, que acabó dominando en etapas medias o tardías de la sucesión. Otros autores han citado resultados similares (Clemente et al. 1996; Carreira y Niell, 1992).

Finalmente, la cobertura de *Daphne gnidium* estuvo positivamente correlacionada con la de *Olea europaea* tanto entre las parcelas de 1993 como entre las de 1991 ( $\rho = 0.49$ ,  $p < 0.05$  y  $\rho = 0.61$ ,  $p < 0.01$ , respectivamente). Este resultado confirmaría que la instalación de *Daphne gnidium* en los campos abandonados se vería favorecida por la presencia de los árboles del antiguo cultivo, confirmándose la clasificación de esta especie como rebrotadora, ocasionalmente germinadora por su condición de especie ornitocora. No se

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

encontraron, sin embargo, correlaciones significativas de la cobertura de *Daphne gnidium* con las de otras especies arbóreas presentes en las parcelas de muestreo, lo que pudo deberse a que estas últimas especies alcanzaron frecuencias globales muy bajas y, generalmente, coberturas muy inferiores a las del olivo.

### 5.3.7 Relación riqueza de especies-área de muestreo y patrón espacial de la vegetación

#### *Factor historia de usos*

Tanto en el grupo de 1993 como en el de 1991 y para todas las categorías de historia de usos/historia de incendios, se ha estudiado la relación riqueza de especies-área muestreada mediante la función exponencial de Gleason (1922), según lo expuesto en la metodología. Los coeficientes (a) y (b) de esta función caracterizan la diversidad específica de una comunidad vegetal (Singh et al. 1996) y su interacción con la escala (Schwilk et al. 1997): (a) corresponde al número de especies presentes en un área de 1 m<sup>2</sup> y (b) es la tasa global de incremento del número de especies con el aumento del área. Este coeficiente (b), es decir la pendiente de la curva especies-área, puede considerarse como la representación más intuitiva de la heterogeneidad espacial de una comunidad (Whittaker, 1977; Shmida, 1984).

Para todas las categorías de historia de usos/historia de incendios, el número de especies (S) aumentó a lo largo de todo el rango de áreas muestreadas siendo siempre el aumento significativo entre la mínima (1 m<sup>2</sup>) y la máxima (100 m<sup>2</sup>) área. Las regresiones de S con log(Área) fueron siempre significativas:  $R^2 \geq 0.965$  en todos los casos (Tabla 5.9).

Entre las parcelas quemadas una vez en el grupo de 1993, las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf) alcanzaron el máximo valor de (a) y un alto valor de (b), que fue significativamente superior al de las parcelas nunca cultivadas (Tabla 5.9). En general, los valores de (a) y (b) fueron más altos en las parcelas anteriormente cultivadas que en las nunca cultivadas, lo que refleja una mayor diversidad de especies y una configuración espacial de la vegetación más irregular en las primeras.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Tabla 5.9 Valores de los coeficientes (a), (b) y de  $r^2$  de las relaciones especies-área según la categoría de historia de usos/historia de incendios de los grupos de 1993 y de 1991. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego. AC: anteriormente cultivadas; NC: nunca cultivadas. Los valores de las parcelas de 0 fuegos sirven de referencia, pero no pueden ser utilizados para comparaciones estrictas. Se han subrayado las categorías de un fuego utilizadas para el estudio del factor frecuencia de incendios.

Grupo 1993				Grupo 1991			
<i>1 fuego</i>	a	b	R <sup>2</sup>	<i>1 fuego</i>	a	b	R <sup>2</sup>
AMMf	8.8	11.9	0.996	AMMf	10.3	10.9	0.999
<u>AAMf (AC)</u>	8.5	15.3	0.986	-	-	-	-
CMMf	11.3	16.1	0.997	<u>CMMf (AC)</u>	6.6	10.1	0.978
CCMf	11.6	12.8	0.998	CCMf	5.5	8.0	0.965
CCCf	16.8	14.7	0.983	CCCf	6.2	6.0	0.979
<u>MMMf (NC)</u>	8.5	6.4	0.997	<u>MMMf (NC)</u>	9.1	9.7	0.996
<i>2 fuegos</i>	a	b	R <sup>2</sup>	<i>2 fuegos</i>	a	b	R <sup>2</sup>
AC (91/93)	8.1	18.9	0.966	AC (84/91)	7.5	10.2	0.993
NC (91/93)	10.5	10.2	0.998	NC (84/91)	11.2	10.9	0.997
NC (90/93)	7	9.8	0.999				
<i>0 fuegos</i>	a	b	R <sup>2</sup>				
AC	7.8	12.1	0.998				
NC	7.7	12.2	0.999				

En las parcelas nunca cultivadas, la relación especies-área fue prácticamente lineal en escala semilogarítmica y la tasa de incremento de especies (pendiente de la curva) baja a lo largo del rango de áreas muestreadas (Figura 5.22), lo que indica que la mayoría de las especies de esta formación vegetal estaban ya presentes en áreas pequeñas. La riqueza específica de estas zonas no fue muy inferior a la de la mayoría de las parcelas anteriormente cultivadas para el área mínima de muestreo (1 m<sup>2</sup>), pero la diferencia entre estos dos tipos de zona aumentó al considerar áreas mayores. Las parcelas antes cultivadas, más ricas en especies en el área máxima de muestreo (100 m<sup>2</sup>), tenían pues una distribución de especies más dispersa.

Varios autores han observado que a lo largo de la sucesión se tiende a pasar de una configuración espacial agregada de la comunidad vegetal a una configuración aleatoria y, finalmente, a una regular (Greig-Smith, 1952; Christensen, 1977; Carreira et al. 1992). Esta tendencia se atribuye a un aumento de la competencia por los recursos a medida que aumenta la densidad de plantas y el tamaño de las mismas (King y Woodell, 1973; Philips y MacMahon, 1981; Skarpe, 1991). En las zonas recientemente afectadas por un fuego, la regeneración de la cubierta vegetal se produciría, en un primer momento, según un modelo de tipo agregado debido principalmente a la heterogeneidad espacial generada por la propia perturbación (distribución heterogénea de la gravedad del fuego, de las cenizas postincendio, de los claros en la vegetación, etc.).



## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

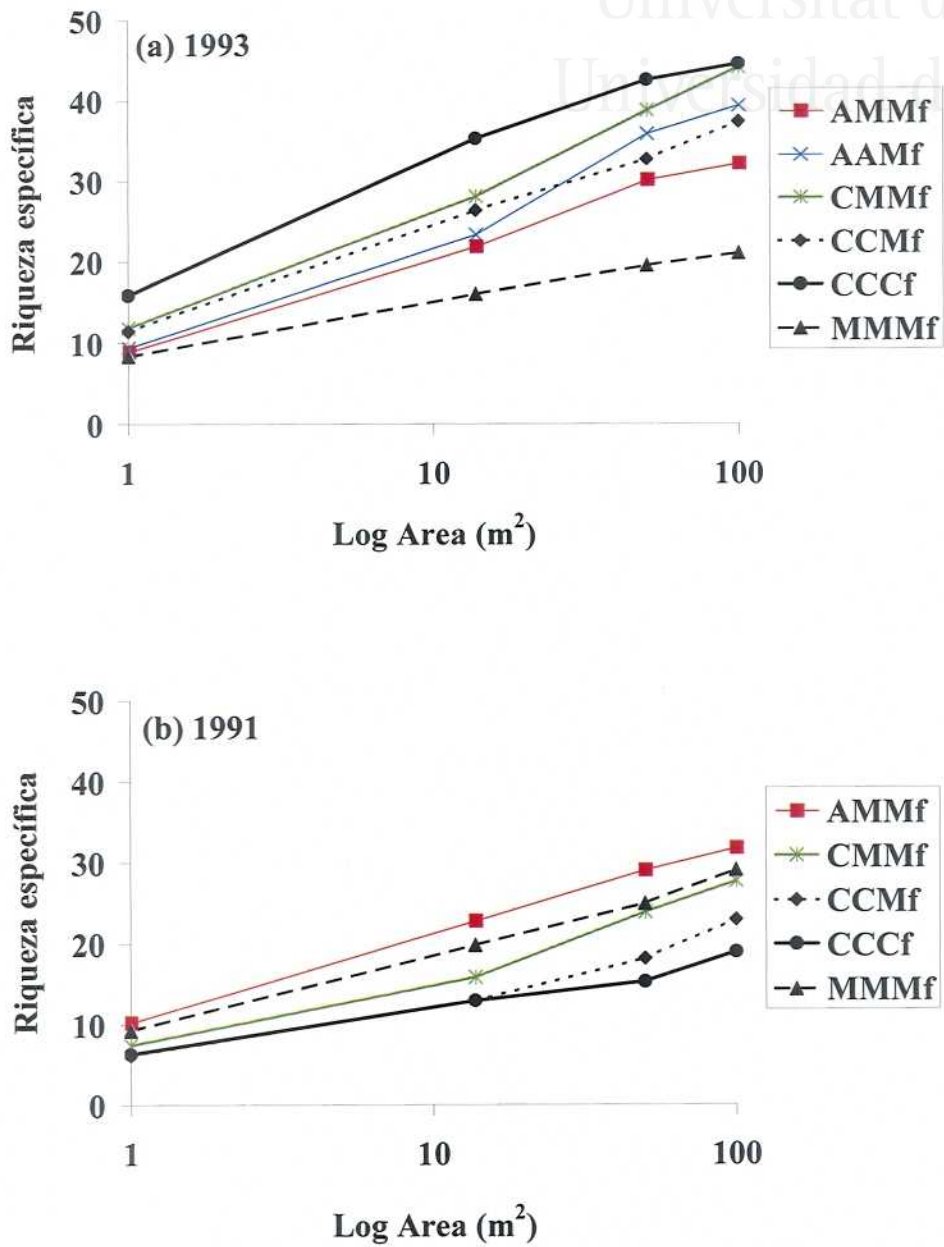


Figura 5.22 Curvas especies-área para las diferentes historias de usos de las parcelas de un fuego en el grupo de 1993 y de 1991. C: cultivo; A: cultivo abandonado; M: matorral/matorral con árboles; f: fuego.

En el modelo inicial de colonización vegetal postincendio también influirían factores interrelacionados como la microtopografía, la heterogeneidad microambiental y el grado de irregularidad de la cubierta vegetal existente antes del fuego, que determinarían la distribución espacial del banco de semillas y de los órganos subterráneos de rebrote. En

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

fases posteriores de la sucesión postincendio, la competencia entre las plantas de cada agregado así como la aparición de nuevos individuos entre los agregados daría lugar a una configuración de la vegetación más aleatoria y, finalmente, el desarrollo de esta vegetación conduciría a una distribución espacial cada vez más regular (Greig-Smith y Chadwick, 1965).

Este paso de una configuración espacial heterogénea de la vegetación a una más regular debió ser más lento en las parcelas anteriormente cultivadas del presente estudio, y especialmente en las más recientemente abandonadas, que en las zonas nunca cultivadas, dado que la irregularidad espacial de su cubierta vegetal también debía ser mayor antes del fuego. Las formaciones vegetales desarrolladas sobre antiguos cultivos se encontraban, en el momento del fuego, en etapas sucesionales menos avanzadas, que suelen caracterizarse por una mayor diversidad y una mayor heterogeneidad florística espacial (Escarré et al. 1983). La propia heterogeneidad espacial causada por la actividad agrícola (distribución irregular de los árboles de cultivo, de los fertilizantes, etc.) debió también favorecer el mantenimiento de una configuración espacial heterogénea de la vegetación después del abandono del cultivo. En la mayoría de las parcelas anteriormente cultivadas del grupo de 1993 se han encontrado los árboles del antiguo cultivo (*Olea europaea* o *Prunus dulcis*). Estos árboles causarían una heterogeneidad en las propiedades edáficas y en las condiciones microclimáticas de las parcelas y, por tanto, en la distribución espacial de las especies. Además, como se ha dicho, los árboles actuarían como “perchas” favoreciendo la instalación (heterogénea espacialmente) de especies ornitocoras. A esta heterogeneidad espacial de la cubierta vegetal antes del fuego se añadiría la generada por el incendio, según lo comentado.

En las parcelas abandonadas antes de 1978, por ejemplo, el incremento del número de especies se hizo más acusado entre los 13.75 m<sup>2</sup> y los 50 m<sup>2</sup>, aunque disminuyó entre los 50 m<sup>2</sup> y los 100 m<sup>2</sup> (Figura 5.22). Esto refleja, sin duda, la distribución espacial dispersa de *Olea europaea* y de varias especies ornitocoras encontradas en estas parcelas (*Daphne gnidium*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus* y *Rhamnus alaternus*).

Se ha afirmado que la heterogeneidad correlacionaría positivamente con la diversidad (Whittaker y Levin, 1977, citado en Collins, 1992). Esto se verificaría entre las parcelas del grupo de 1993 para las que hemos encontrado una correlación positiva significativa entre *b* (indicador del grado de heterogeneidad espacial de la vegetación) y la

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

riqueza específica total, es decir la riqueza específica del área de muestreo de 100 m<sup>2</sup> ( $\rho = 0.95$ ,  $p < 0.01$ ). El coeficiente (b) podría considerarse pues, en este caso, una medida apropiada de la riqueza específica según lo señalado por otros autores (Whittaker et al. 1979; van der Maarel, 1988).

En cuanto al grupo de 1991, los mayores valores de (a) y (b) entre las parcelas de un fuego se dieron en las más antiguamente abandonadas (AMMf) (Tabla 5.9). Estos coeficientes alcanzaron valores similares en las zonas nunca cultivadas, pero más bajos en las parcelas más recientemente abandonadas (CCCf). No se encontraron, de cualquier forma, diferencias significativas entre las historias de usos. Como se ha visto, las parcelas (CCCf) de este grupo se caracterizaban por una cubierta muy homogénea de *Cistus monspeliensis*, lo que explica su baja heterogeneidad espacial.

Las curvas especies-área de las diferentes categorías de historia de usos fueron muy parecidas entre sí, aunque las parcelas más antiguamente abandonadas y las nunca cultivadas, con una relación especies-área prácticamente lineal en escala semilogarítmica, se diferenciaron un poco del resto de categorías (Figura 5.22). Entre las otras categorías de historia de usos, la tasa de incremento de especies aumentó a partir de los 13.75 m<sup>2</sup> o de los 50 m<sup>2</sup>, reflejando una presencia más dispersa de algunas especies. En este grupo, (b) también estuvo positivamente correlacionado con la riqueza específica total ( $\rho = 0.94$ ,  $p < 0.01$ ).

Considerando las parcelas previamente cultivadas y para una historia de usos determinada, el valor de (a) fue generalmente menor y el de (b) siempre menor en las parcelas muestreadas ocho años tras el fuego que en las muestreadas seis años después (Tabla 5.9). Esto indica que para el periodo de la sucesión postincendio estudiado (etapas intermedias de la sucesión) la riqueza específica por unidad de superficie tendería a disminuir y la distribución espacial de las especies se homogeneizaría, en acuerdo con lo observado por otros autores (Greig-Smith, 1952; Carreira et al. 1992).

En cambio, en las parcelas nunca cultivadas, tanto (a) como (b) alcanzaron valores más altos en las parcelas del grupo de 1991, significativamente en el caso de (b) (Tabla 5.9). Esto podría estar ligado a un efecto parcela. En la mayoría de parcelas nunca cultivadas del grupo de 1991 encontramos algún fanerófito disperso (*Pinus halepensis* y/o *Pistacia lentiscus*), lo que debió contribuir sin duda a una mayor heterogeneidad espacial

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

de la vegetación. En cambio, sólo encontramos fanerófitos en una de las parcelas no cultivadas del grupo de 1993 (*Juniperus oxycedrus* y *Rhamnus lycioides*).

Conviene recordar que la organización espacial de la vegetación es muy variable dependiendo de las principales condiciones ambientales (Sterling et al. 1984) y que la evolución de esta organización espacial a lo largo de la sucesión es un fenómeno todavía poco conocido (Quintana, 1999). Además, como ya se comentó, es posible que eventos no conocidos del pasado de las parcelas (diferencias en el manejo de los cultivos, fuegos, pastoreo,...) hayan determinando cambios edáficos, microclimáticos, microtopográficos, de competencia interespecífica u otros, que habrían influido en los procesos sucesionales, afectando también a la dinámica sucesional de la configuración espacial de la vegetación.

En síntesis, los resultados obtenidos sugieren que el factor historia de usos influiría en la configuración espacial de la vegetación en los primeros años después del fuego. Este patrón espacial convergería rápidamente a lo largo de la sucesión postincendio entre zonas con diferentes historias de usos, tendiendo generalmente hacia una mayor regularidad.

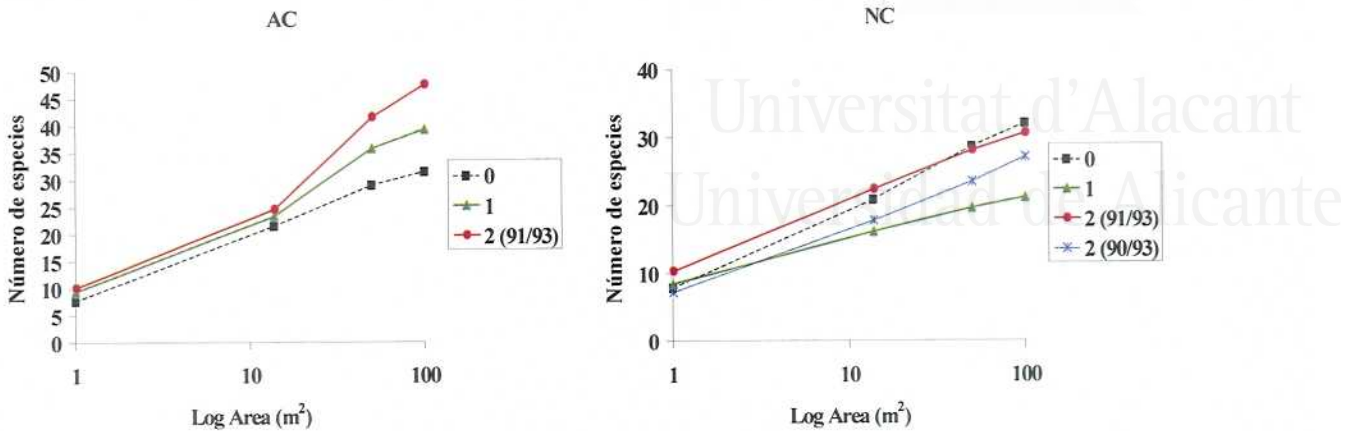
La estructura espacial de estos ecosistemas se mantendría pues en los primeros años de la sucesión postincendio, es decir que podría hablarse de la inercia de estos sistemas en el sentido de resistencia de la estructura espacial del sistema a verse modificada por el fuego (Grubb y Hopkins, 1986; Westman, 1986, citados en Bautista, 1999). Estudiando la regeneración postincendio de un pinar de *Pinus halepensis* en el Levante español, Bautista (1999) también ha observado que la capacidad de resiliencia postincendio generalmente atribuida a los ecosistemas mediterráneos (Trabaud y Lepart, 1981) puede extenderse a la configuración espacial de la regeneración vegetal en los primeros años después del fuego.

### ***Factor historia de incendios***

En primer lugar, observamos que las parcelas no quemadas, tanto las anteriormente cultivadas como las nunca cultivadas, se caracterizaban por una relación especies-área prácticamente lineal en escala semilogarítmica, es decir por una distribución espacial muy regular de la vegetación (Figura 5.23). Los coeficientes (a) y (b) tenían valores muy similares para las dos historias de usos (Tabla 5.9).

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

(a) 1993



(b) 1991

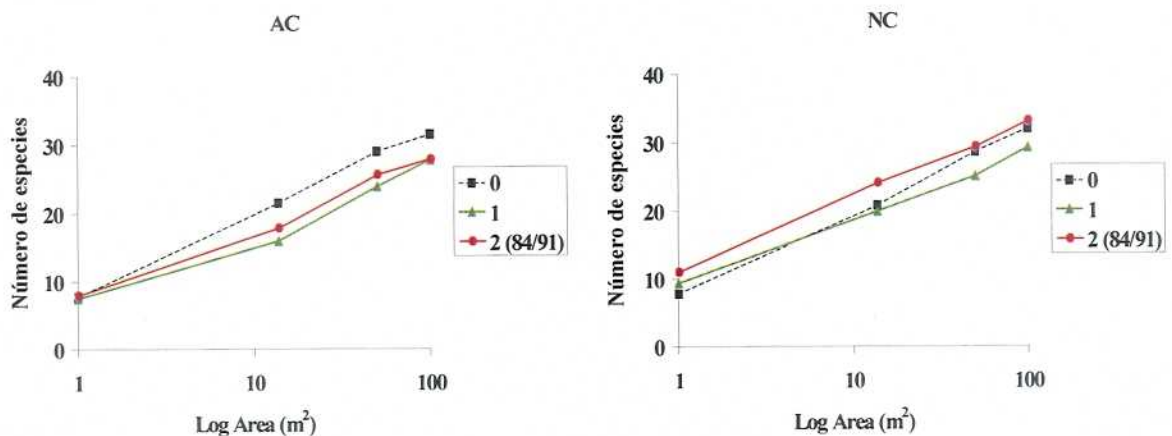


Figura 5.23 Curvas especies-área para las diferentes historias de incendios en las parcelas anteriormente cultivadas (AC) y en las nunca cultivadas (NC) del grupo 1993 (a) y del grupo 1991 (b).

En las zonas nunca cultivadas de ambos grupos, para las parcelas de uno y dos fuegos, también se observa un patrón espacial muy regular de la vegetación (Figura 5.23). En áreas muy pequeñas ( $1 \text{ m}^2$ ), la riqueza de especies fue muy parecida para las diferentes frecuencias de incendios. En cambio, al aumentar el área de muestreo, la riqueza específica de las parcelas de un fuego tendió a ser más baja que la de las parcelas de dos fuegos.

En estas zonas nunca cultivadas, la máxima tasa global de incremento de especies (b) fue siempre la de las parcelas nunca quemadas (Tabla 5.9). Las diferencias fueron significativas con las parcelas de un fuego para ambos grupos. Esta tasa fue más alta en las parcelas de dos fuegos que en las de un fuego (significativamente en el grupo de 1993). Estos resultados sugieren que, en las zonas nunca cultivadas, la aparición del fuego causaría una pérdida de heterogeneidad espacial, pero que un segundo fuego podría provocar un nuevo aumento de esta heterogeneidad. En cualquier caso, la configuración

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

espacial de la vegetación se mantendría bastante regular para cualquier frecuencia de fuegos.

En cuanto a las zonas anteriormente cultivadas, para el grupo de 1993, (b) fue más alta en las parcelas de uno y dos fuegos que en las parcelas nunca quemadas, mientras que sucedía lo contrario en el grupo de 1991 (Tabla 5.9). Las diferencias nunca fueron significativas. La forma de la curva especies-área de las parcelas quemadas (por uno o dos fuegos) de ambos grupos indicaba siempre una configuración de la vegetación más irregular que la de las parcelas no quemadas. Esto se observaba especialmente en el grupo de 1993 en el que la tasa de aparición de especies aumentaba fuertemente a partir de los 13.75 m<sup>2</sup>, reflejando una distribución dispersa de bastantes especies (Figura 5.23). La heterogeneidad espacial causada por los incendios se añadiría a la propia heterogeneidad de las zonas cultivadas dando lugar a una configuración espacial más irregular de la vegetación en los primeros años después del fuego. La tasa global de incremento de especies (b) aumentó entre las parcelas de uno y dos fuegos (no significativamente) en el grupo de 1993 y se mantuvo muy similar en el grupo de 1991 (Tabla 5.9).

La aparición del fuego y el aumento de la frecuencia no habrían pues modificado significativamente la configuración espacial de la vegetación a medio plazo en las zonas anteriormente cultivadas muestreadas, aunque los resultados sugieren que favorecerían una mayor heterogeneidad espacial de la vegetación.

Estos resultados evidencian de nuevo una fuerte inercia de la estructura espacial de estos sistemas frente al fuego y una mayor resiliencia de las zonas no cultivadas. Según Collins (1992), para escalas espaciales de muestreo similares a las del presente estudio, factores como la historia de usos, la topografía y las propiedades edáficas podrían tener un mayor impacto sobre la heterogeneidad espacial de la comunidad vegetal que la frecuencia de fuegos. Por otra parte, el rango de frecuencia de incendios explorado en este estudio quizás fue insuficiente para poder observar efectos de este factor.

La relación entre frecuencia de incendios y heterogeneidad espacial ha de ser más ampliamente explorada. En base a la hipótesis de la frecuencia intermedia de perturbación, Connell (1978) propuso una relación de tipo cuadrático entre la frecuencia de perturbación y la diversidad específica. Dado que la diversidad está positivamente correlacionada con la heterogeneidad (Whittaker y Levin, 1977), este modelo predecía una heterogeneidad espacial máxima para frecuencias de perturbación intermedias. Sin embargo, trabajando en

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

praderas de Norteamérica, Collins (1992) observó una relación negativa entre la heterogeneidad espacial a pequeña escala y la frecuencia de incendios. El trabajo de Bautista (1999), llevado a cabo en un pinar de *Pinus halepensis*, en ambiente semiárido, sugiere que dos fuegos consecutivos causarían una pérdida de  $\beta$ -diversidad y, por tanto, de heterogeneidad espacial del sistema. En el fynbos de Sudáfrica, Schwilk et al. (1997) observaron que la máxima heterogeneidad espacial se daba en las zonas con menor frecuencia de fuegos y la mínima en las de frecuencia intermedia.

### 5.4 CONCLUSIONES

La historia de usos anterior al incendio determina tanto la estructura como la composición florística y la configuración espacial de las formaciones vegetales estudiadas a corto-medio plazo después del fuego. Sin embargo, en etapas intermedias de la sucesión postincendio, se produce un proceso de convergencia entre formaciones vegetales con diferentes historias de usos.

Los resultados obtenidos sugieren que han existido diferentes modelos de dinámica sucesional postcultivo en parcelas muy homogéneas entre sí en cuanto a los parámetros ecológicos y con misma historia de usos. Este resultado, que se ha asociado con la configuración espacial de las coberturas y la presencia de especies arbóreas facilitadoras de la colonización de las especies ornitocoras, pone de manifiesto la complejidad del proceso de sucesión secundaria y, subraya, en particular, la importancia de las condiciones locales.

No se ha observado un efecto significativo del aumento de la frecuencia de incendios sobre la mayoría de las variables florísticas y de estructura de la vegetación consideradas. La composición florística de las formaciones vegetales muestreadas se mantiene muy estable al aumentar la frecuencia de incendios. Se ha detectado una tendencia hacia una mayor homogeneidad de esta composición entre parcelas con misma historia de usos. La configuración espacial de la vegetación también se ha visto muy poco alterada por fuegos recurrentes. Se ha observado generalmente una pérdida de equitatividad en la distribución de las coberturas de las especies con el aumento de la frecuencia de incendios, a corto-medio plazo y para intervalos de tiempo entre fuegos consecutivos no inferiores a 3 años.

## 5. Historia de usos, de incendios y regeneración de la vegetación

Los resultados obtenidos sugieren un efecto homogeneizador del fuego entre parcelas con diferentes historias de usos tanto sobre la distribución de las estrategias regenerativas postincendio como sobre el recubrimiento vegetal.

No hemos detectado un predominio de las especies leguminosas en cuanto a riqueza específica a medio plazo tras el fuego. El aumento de la frecuencia de incendios no ha alterado significativamente la riqueza de leguminosas.

El bajo efecto que ha tenido el aumento de la frecuencia de incendios sobre las formaciones estudiadas (desarrolladas sobre zonas nunca cultivadas o antiguamente abandonadas) se debe, sin duda, al estrecho rango de frecuencia de incendios muestreado, pero también sugiere una resiliencia bastante alta frente al fuego de dichas formaciones, atribuida a su abundancia en especies germinadoras perennes, que se reinstalan después de un incendio a partir de sus bancos de semillas. En las formaciones menos maduras, desarrolladas sobre los cultivos más recientemente abandonados y muestreadas seis años tras el incendio, se ha detectado un efecto retardador del fuego sobre la dinámica sucesional así como un efecto reductor significativo sobre el recubrimiento vegetal. La menor resiliencia de estas formaciones se ha asociado con su baja riqueza de germinadoras perennes.



## **6 EFECTOS DE LA HISTORIA DE USOS DEL SUELO Y DE INCENDIOS SOBRE EL SUELO**

### **6.1 INTRODUCCIÓN**

Los paisajes mediterráneos han sido intensamente transformados por el hombre durante milenios. Los diferentes usos del suelo que se han practicado en estos territorios, y esencialmente los aprovechamientos agrícola, ganadero y forestal, han modificado el relieve, los suelos y la vegetación en estos sistemas (Naveh y Lieberman, 1984).

Las propiedades del suelo se ven afectadas por el tipo de uso asignado, tanto por los efectos de las distintas cubiertas vegetales implicadas como por los efectos directos de las prácticas de manejo del suelo, especialmente en el caso de las tierras de cultivo (Pagliai, 1998; Cammeraat et al. 1998; Giovannini et al. 2001). No son, sin embargo, muy abundantes los trabajos que se centran en el estudio de los efectos de la historia de usos sobre las propiedades físico-químicas del suelo en ecosistemas mediterráneos (Martínez-Fernández et al. 1995; Kosmas et al. 1996; Roxo et al. 1996; Giovannini et al. 2001).

En cambio, los efectos a corto plazo del fuego sobre los suelos de estos sistemas han sido ampliamente tratados en la literatura (Christensen, 1973; DeBano y Conrad, 1978; Trabaud, 1983b; Kutiel y Naveh, 1987; Kutiel y Shaviv, 1989; 1992; Rapp, 1990; Giovannini et al. 1990; Serrasolsas, 1994; Bautista, 1999). No son tan frecuentes los estudios que se interesan por los efectos del fuego sobre estos suelos a más largo plazo (Marion y Black, 1988; Carreira y Niell, 1992; Fenn et al. 1993; Andreu et al. 1994; Ferran, 1996), ni los que comparan los efectos de diferentes regímenes de incendios sobre el suelo (Trabaud, 1983b; Carreira et al. 1994).

Desde tiempos inmemoriales, el fuego ha sido utilizado por el hombre para la gestión de los ecosistemas mediterráneos (Naveh, 1990b). La quema de rastrojos y de restos de cosechas ha sido comúnmente utilizada para disminuir el volumen de restos vegetales y para aumentar la productividad de los cultivos (aporte de nutrientes en las cenizas). El fuego también se ha utilizado para controlar el desarrollo de la vegetación en los márgenes de cultivo. En las formaciones forestales, el fuego ha sido utilizado para eliminar los restos de tala, para mejorar el terreno de plantación y, más recientemente, se

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

ha extendido su uso para el control del combustible con el objetivo de disminuir el riesgo de incendios o la intensidad de los mismos (Vélez, 1990; Rego, 1997). La quema del matorral con el propósito de mejorar el pasto es otra práctica muy antigua y extendida.

El fuego afecta principalmente la cubierta vegetal, los horizontes orgánicos del suelo y los primeros centímetros del suelo mineral (Serrasolsas, 1994). La destrucción o reducción de la cubierta vegetal y de los horizontes orgánicos puede dejar el suelo más o menos desprotegido después del incendio (frente a la radiación solar, a los agentes erosivos,...). Por otra parte, la combustión, total o parcial, de la vegetación y de los horizontes orgánicos y el calentamiento del suelo causados por el fuego pueden inducir modificaciones de las propiedades físico-químicas del suelo. En particular, los horizontes orgánicos son esenciales para el mantenimiento de los ciclos de la materia orgánica y de los nutrientes y su alteración por el fuego supone cambios en la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Serrasolsas, 1994).

Durante un incendio, los nutrientes liberados por la combustión de la vegetación y de los horizontes orgánicos o bien se volatilizan y son exportados del sistema suelo-vegetación en forma de humos y gases, o bien se depositan sobre el suelo en forma de cenizas, pudiendo entonces permanecer en el sistema (Woodmansee y Wallach, 1981). Generalmente, se produce una pérdida neta de elementos del sistema suelo-vegetación después de un incendio (DeBano y Conrad, 1978; Raison et al. 1985). La magnitud de esta pérdida depende del comportamiento del fuego (intensidad, tiempo de residencia de las llamas) y de las características de la vegetación quemada (DeBano et al. 1998), pero también del tipo de suelo, de su contenido de humedad y de las condiciones climáticas tras el incendio (Chandler et al. 1983; Sanroque et al. 1985; Kutiel y Shaviv, 1992). Generalmente, se considera que las pérdidas de materia orgánica y de nitrógeno por volatilización son proporcionales a la intensidad del incendio (Raison et al. 1985; Little y Ohmann, 1988). Cuando los fuegos son frecuentes se puede producir una pérdida acumulativa de la reserva de nutrientes del sistema suelo-vegetación (Binkley y Christensen, 1992).

A pesar de esta pérdida neta de nutrientes en el sistema causada por el fuego, después de un incendio suele producirse un aumento a corto plazo de la fertilidad del suelo (Wells et al. 1979; Rundel, 1983; Trabaud, 1983b; Wilbur y Christensen, 1985; Kutiel y Naveh, 1987; Kutiel y Inbar, 1993). Por un lado, el calentamiento del suelo provoca la lisis

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

de los microorganismos y, por tanto, una liberación de nutrientes. Por otro lado, el aporte de cenizas al suelo aumenta el pH y el contenido en cationes básicos del suelo. Todo ello suele causar un incremento temporal de la actividad respiratoria y de las tasas de mineralización y nitrificación de N (Kutiel y Shaviv, 1989; Rapp, 1990; Prieto-Fernández et al. 1993; Marcos, 1997). Aumentan las formas asimilables de la mayoría de los nutrientes, especialmente el amonio (Christensen, 1973; Raison, 1979; Serrasolsas y Khanna, 1995; Casals, 2002) y el fósforo (Romanyà et al. 1994; Serrasolsas y Khanna, 1995; Marcos et al. 1998).

A lo largo de la sucesión postincendio, la dinámica de la vegetación está muy ligada a los cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo (Robertson et al. 1988) y especialmente a la dinámica de los nutrientes más limitantes para el crecimiento de las plantas, como N y P (McMaster et al. 1982). Varios autores han observado que los cambios en la cantidad y distribución de los recursos limitantes del suelo serían el factor determinante de la dinámica de la sucesión en los cultivos abandonados, determinando la composición florística de los primeros estadios (Tilman, 1988; Robertson et al. 1988).

La evolución de las propiedades del suelo a lo largo de la sucesión está, a su vez, muy determinada por los cambios en la estructura y en la composición de la vegetación (Ellis y Graley, 1987; Boone et al. 1988; Marcos, 1997). Diferentes autores han destacado la influencia de la distribución espacial de las plantas de una comunidad vegetal sobre la heterogeneidad espacial de los recursos edáficos (DeBano y Klopatek, 1988; Schlesinger et al. 1996; Christensen, 1990). Por otra parte, se ha observado que la estructura de la vegetación en el momento del incendio afecta en gran medida la distribución espacial de los nutrientes del suelo después del fuego, debido a la diferente calidad de hojarasca y de cenizas generadas por cada especie (Kutiel y Naveh, 1987; DeBano y Klopatek, 1988). Es sabido también que uno de los principales mecanismos de conservación de los nutrientes en el sistema suelo-vegetación es la absorción por parte de las plantas, por lo que una rápida regeneración de la cubierta vegetal después de un incendio se considera clave para minimizar las pérdidas de nutrientes (Andreu et al. 1994; Romanyà et al. 2001).

Así, las interacciones suelo-vegetación en las primeras etapas de la sucesión secundaria determinan en gran medida la resiliencia de los ecosistemas al fuego. El capítulo 5 ha mostrado que en la zona de estudio la historia de usos determina la estructura y la composición florística de las formaciones vegetales en las primeras etapas de la

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

sucesión postincendio. Este factor debe pues afectar también la fertilidad del suelo inmediatamente después del fuego y probablemente a medio-largo plazo.

Los objetivos de este capítulo son: a) explorar la influencia de la historia de usos sobre la fertilidad de suelos muestreados nueve años tras el incendio de 1991 en la Solana de Vall de Gallinera, b) estudiar los efectos de diferentes frecuencias de incendios sobre la fertilidad de estos mismos suelos y la interacción entre los factores historia de usos y historia de incendios y c) explorar la influencia de los parámetros de fertilidad del suelo sobre la dinámica de la sucesión secundaria en la zona de estudio.

## 6.2 MÉTODOS

### 6.2.1 Diseño experimental y muestreo del suelo

Para el estudio del efecto de los factores historia de usos e historia de incendios sobre el suelo, se han seleccionado treinta parcelas (Tabla 6.1) entre las treinta y tres del grupo de 1991 utilizadas para el muestreo de la vegetación (Tabla 5.3).

**Tabla 6.1. Distribución de las parcelas utilizadas para el muestreo del suelo según su historia de usos y de incendios (1976-1999) (la numeración de las parcelas corresponde a la utilizada en la Tabla 5.3). Las parcelas en las que se midió la profundidad del suelo con un georadar se indican en subrayado. RA: Recientemente abandonado; AA: Antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.**

Fuegos desde 1976	Historia de usos		
	RA	AA	NC
<b>0 fuegos</b>	<u>107</u> , 108, 109, 110	87, 88, <u>89</u> , 90	91, 92, 94, <u>95</u>
<b>1 fuego (1991)</b>	<u>68</u> , <u>71</u> , 72	<u>25</u> , <u>73</u> , 74	14, <u>15</u> , 21, 22
<b>2 fuegos (1984/1991)</b>	-	3, 4, <u>7</u> , 8	1, 2, <u>5</u> , 6

El muestreo del suelo se llevó a cabo en mayo y junio del 2000, es decir nueve años después del último incendio, por lo que ha permitido observar efectos del fuego a medio plazo. No se han seleccionado parcelas entre las quemadas por última vez en 1993 ya que se ha considerado muy improbable que existan diferencias significativas para las variables consideradas entre suelos muestreados siete años o nueve años después del incendio.

El factor historia de usos consta de tres niveles: nunca cultivado (NC), antiguamente abandonado (AA) y recientemente abandonado (RA). Se ha considerado que una parcela era “antiguamente abandonada” cuando había dejado de cultivarse antes de

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

1978, es decir por lo menos veintitrés años antes del muestreo del suelo, y era “recientemente abandonada” si había dejado de cultivarse después de 1978.

El factor historia de incendios corresponde, en realidad, al factor frecuencia de incendios con 2 niveles (1 y 2 fuegos en el periodo 1976-1999). Las parcelas no quemadas no pueden considerarse como verdaderas parcelas control y sólo pueden servir de referencia ya que, como se ha comentado en el capítulo 5, no estaban situadas junto a las parcelas de muestreo quemadas y con misma historia de usos y no es seguro que su vegetación fuera la misma en el momento del fuego.

En cada una de las parcelas se tomaron cuatro muestras superficiales de suelo (de 0-5 cm), con cilindros de 5 cm de diámetro en cuatro puntos escogidos aleatoriamente, evitando siempre puntos situados en los límites de la parcela o con características particulares (en zonas con movimientos de tierra, por ejemplo). En todos los casos, se retiraron los restos vegetales que habían en superficie antes de recoger la muestra (no existían prácticamente horizontes orgánicos bien constituidos).

Las muestras fueron desecadas al aire y tamizadas a 2 mm. A partir de las cuatro muestras de tierra fina (< 2 mm) obtenidas en cada parcela se confeccionó una muestra compuesta, manteniendo la misma proporción entre los pesos de cada una de las muestras. Una parte de la muestra compuesta, no triturada, se utilizó para el análisis de textura, el de pH y el de fósforo asimilable (POlsen). Otra parte fue triturada y utilizada para el resto de los análisis. Todos los análisis se realizaron conforme a los métodos oficiales de análisis de suelos del Ministerio de Agricultura (1986):

- Textura: método de la pipeta de Robinson.
- Carbonatos: método del calcímetro de Bernard.
- Carbono orgánico (CO): oxidación por dicromato potásico, según el método de Walkley-Black.
- Nitrógeno total (N): método de Kjeldahl.
- Fósforo asimilable (POlsen): método Olsen.
- Fósforo total (Ptotal): por colorimetría tras digestión húmeda de la muestra con ácidos nítrico y perclórico.
- pH en agua y KCl, proporción 1:2.5 (p/v).

El contenido en materia orgánica se estimó como  $CO \times 1.724$  (Jackson, 1976). También se calcularon las relaciones C/N y POlsen/Ptotal.

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

En diez de las parcelas (Tabla 6.1) se midió la profundidad del suelo con un georadar (Ground-Penetrating Radar, GPR) PulseEKKO 100 (Sensors & Software Inc.) y una antena de 450 MHz de frecuencia que permite recoger información de los 1.5 - 2 m superiores del suelo (Collins et al. 1989; Kung y Lu, 1993). En cada parcela se llevó a cabo un mínimo de un transecto de 4 m de longitud (en la parcela 107 el transecto fue de sólo 2.05 m). Los transectos se diseñaron intentando recoger la heterogeneidad de la parcela. En las situaciones con mayor heterogeneidad (parcelas con elevada pedregosidad o subsoladas y/o en bancales muy pequeños) se realizaron dos o tres transectos.

La distancia entre puntos dentro de cada transecto fue siempre de 5 cm y en cada punto se registró la profundidad. La media de cada transecto se utilizó como descriptor de la profundidad de la parcela. Los afloramientos, correspondientes a una profundidad 0, no se utilizaron en el cálculo de las medias. En cada transecto se anotaron las características más relevantes de la superficie del suelo (afloramientos, pedregosidad superficial, suelo desnudo) que se utilizaron para la posterior interpretación de los perfiles.

### 6.2.2 Tratamiento de los datos

Se verificó para todas las variables el cumplimiento de las condiciones de aplicación de la estadística paramétrica, es decir la condición de normalidad (mediante el test de Kolmogorov-Smirnov) y la de homogeneidad de las varianzas (mediante el test de contraste de Levene sobre la igualdad de las varianzas). En la mayoría de casos se cumplían ambas condiciones y se estudió el efecto de cada uno de los dos factores considerados (historia de usos y frecuencia de fuegos) y de su interacción mediante un ANOVA de dos factores. Cuando hubo algún efecto significativo, se realizaron comparaciones múltiples *a posteriori* con el test de Tukey. Para las variables POlsen y POlsen/Ptotal fue necesario recurrir a la estadística no paramétrica. Se utilizó el test de Kruskal-Wallis para  $n$  ( $n > 2$ ) muestras independientes y el test de Mann-Whitney para dos muestras independientes.

Las relaciones entre las distintas variables del suelo consideradas y entre estas variables y las variables de vegetación estudiadas en el capítulo 5 fueron exploradas mediante correlaciones utilizando el coeficiente de Pearson ( $r$ ) cuando se cumplían las condiciones de la estadística paramétrica y el coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) en caso contrario. En el caso de variables correlacionadas entre sí también se estudió la relación

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

entre las mismas mediante análisis de regresión. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico SPSS® para Windows, versión 9.

Con los datos obtenidos con el georadar se estableció la distribución de frecuencias de la profundidad del suelo en las parcelas muestreadas. Se compararon las medias de la profundidad mínima, media y máxima entre parcelas nunca cultivadas, antiguamente abandonadas y recientemente abandonadas mediante estadística no paramétrica (test de Mann-Whitney para dos muestras independientes y test de Kruskal-Wallis para  $n > 2$  muestras independientes). A las parcelas con varios transectos, se les atribuyó como valor de las variables de profundidad (mínima, media y máxima) el valor mínimo, la media y el valor máximo, respectivamente, de los valores obtenidos en los diferentes transectos para dichas variables. Por otra parte, se exploraron las relaciones entre las variables de profundidad del suelo y las variables de vegetación, por un lado, y de suelo, por otro lado, mediante el coeficiente de Spearman. Para una categoría de historia de usos/historia de incendios determinada, los valores de profundidad mínima, media y máxima atribuidos a las parcelas no muestreadas con georadar fueron el valor mínimo, la media y el valor máximo, respectivamente, de los valores obtenidos para dichas variables en las parcelas muestreadas dentro de dicha categoría.

## 6.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6.3.1 Características generales

Los suelos muestreados sobre calizas en el presente estudio eran generalmente muy descarbonatados: el porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  sólo fue superior al 5% en dos categorías de historia de usos/historia de incendios.

Por otra parte, el pH medio en agua osciló entre un 6.72 y un 7.69 (Tabla 6.2), es decir que los suelos eran de pH neutro o ligeramente básico. No se ha detectado un efecto significativo de la historia de usos sobre el pH (Tabla 6.2).

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

**Tabla 6.2: Valores del pH en agua y en KCl (media  $\pm$  desviación estándar), según la historia de usos y el número de incendios. Letras diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos. Números diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.**

	Historia de usos		
	RA	AA	NC
<i>pH H<sub>2</sub>O</i>			
0 fuegos	7.26 (0.43) a1	7.17 (0.36) a1	7.69 (0.19) a1
1 fuego	6.72 (0.24) a1	7.09 (0.46) a1	7.18 (0.18) a1
2 fuegos	-	7.20 (0.48) a1	7.38 (0.48) a1
<i>pH KCl</i>			
0 fuegos	6.33 (0.38) a1	6.17 (0.41) a1	6.82 (0.21) a1
1 fuego	6.08 (0.27) a1	6.11 (0.54) a1	6.27 (0.15) a2
2 fuegos	-	6.13 (0.15) a1	6.41 (0.19) a2

El análisis de la textura mostró que en la mayoría de categorías de historia de usos/historia de incendios dominaban los suelos de tipo franco-arcilloso, con contenidos en arcilla superiores al 30% (Tabla 6.3). Estos altos contenidos en arcilla debían proporcionar una gran estabilidad a la mayoría de estos suelos. Se considera que con porcentajes de arcilla superiores al 30-35% los suelos son estables por resistir al impacto de las gotas de lluvia y la dispersión (Morgan, 1986).

La única categoría de suelos con un contenido en arcilla inferior al 30% fue la de las parcelas recientemente abandonadas (RA) y quemadas una vez (Tabla 6.3). Por otra parte, la variabilidad existente entre las parcelas réplica de esta categoría (parcelas 68, 71 y 72) fue generalmente más alta que la encontrada entre las parcelas réplica RA y nunca quemadas para el contenido de las diferentes fracciones granulométricas (Tabla 6.3). Concretamente, las parcelas 71 y 72 se diferenciaron de la parcela 68 por un contenido más alto de arena gruesa y de limos gruesos y por un contenido más bajo de limos finos.

Los resultados obtenidos en el capítulo 5 sugerían que la dinámica sucesional postcultivo había sido muy diferente en la parcela 68 respecto de la de las parcelas 71 y 72. Las diferencias texturales encontradas sugieren un efecto parcela que podría haber influido en las diferencias observadas entre estas parcelas en cuanto a la dinámica de la sucesión secundaria.



## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

Tabla 6.3: Contenido de las diferentes fracciones granulométricas (media  $\pm$  desviación estándar) en % p/p (a) y textura de las parcelas (b), según la historia de usos y el número de incendios. Letras diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos. Números diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado. N°: n° parcela.

(a)

	Historia de usos		
	RA	AA	NC
<b>Arena Gruesa</b>			
0 fuegos	0.40 (0.17) a1	0.33 (0.31) a1	0.22 (0.11) a1
1 fuego	0.29 (0.20) a1	0.24 (0.11) a1	0.06 (0.02) a2
2 fuegos	-	0.08 (0.02) a1	0.06 (0.02) a2
<b>Arena Fina</b>			
0 fuegos	18.30 (2.99) a1	43.47 (4.35) b1	16.90 (5.43) a1
1 fuego	55.17 (8.78) a2	33.93 (2.13) b2	45.15 (5.58) a2
2 fuegos	-	36.37 (3.94) a2	43.45 (13.24) a2
<b>Limo Grueso</b>			
0 fuegos	12.65 (2.05) a1	8.02 (1.24) a1	11.70 (5.06) a1
1 fuego	7.33 (5.03) a1	11.43 (2.44) a1	8.57 (1.11) a1
2 fuegos	-	8.87 (1.80) a1	9.68 (1.60) a1
<b>Limo Fino</b>			
0 fuegos	33.03 (3.56) a1	15.64 (3.51) b1	30.77 (14.57) ab1
1 fuego	16.92 (9.91) a2	20.37 (3.43) a1	15.06 (3.34) a1
2 fuegos	-	16.94 (1.87) a1	16.55 (1.71) a1
<b>Arcilla</b>			
0 fuegos	35.64 (5.06) a1	32.55 (0.99) a1	40.40 (12.69) a1
1 fuego	20.30 (5.00) a2	34.04 (3.21) b12	31.17 (4.07) a1
2 fuegos	-	37.74 (2.72) a2	30.27 (12.15) a1

(b)

	Historia de usos					
	RA		AA		NC	
	N°	Textura	N°	Textura	N°	Textura
0 fuegos	107	Ar.Limosa-Fr.Ar.Limosa	87	Franca Arcillosa	91	Franca Arcilla Limosa
	108	Franca Arcillosa	88	Franca Arcillosa	92	Franca Arcillosa
	109	Fr. Arcilla Limosa	89	Franca Arcillosa	94	Arcilla Limosa
	110	Franca Arcillosa	90	Fr.Arcilla Arenosa	95	Arcilla
1 fuego	68	Franca-Fr.Arenosa	25	Franca Arcillosa	14	Franca Arcillosa
	71	Fr.Arcilla Arenosa	73	Franca Arcillosa	15	Franca Arcillosa
	72	Franca Arenosa	74	Franca Arcillosa	21	Fr.Arcilla Arenosa
2 fuegos	-	-	3	Franca Arcillosa	22	Franca Arcillosa
			4	Arcilla-Fr.Arcillosa	1	Franca Arenosa
			7	Franca Arcillosa	2	Arcilla
			8	Franca Arcillosa	5	Franca Arcillosa
					6	Fr.Arcilla-Arenosa-Fr

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

### 6.3.2 Estudio de la profundidad del suelo

Los transectos realizados en las parcelas nunca cultivadas (NC) indicaron generalmente una elevada pedregosidad y la presencia de afloramientos (Tabla 6.4 ). Según el muestreo llevado a cabo en capítulo 5, la cobertura de afloramientos en las parcelas 95, 15 y 5 era de un 38.3%, un 28.3% y un 16.7%, respectivamente.

Entre estas parcelas la profundidad media del suelo osciló entre los 20 y los 54 cm. La profundidad máxima fue de 64 cm, encontrada en la parcela 15. Ésta se distinguió de las otras parcelas NC por una profundidad del suelo mayor y por una menor amplitud del rango de valores de profundidad a lo largo del transecto realizado, es decir por una mayor homogeneidad de la variable estudiada (Tabla 6.4 ). En esta parcela, el valor de la relación riqueza de especies leñosas/riqueza de herbáceas fue más alto que en el resto de parcelas nunca cultivadas quemadas en 1991 (de cualquier frecuencia de incendios) y que en las parcelas nunca cultivadas de 0 fuegos. Una mayor profundidad del suelo podría haber favorecido el establecimiento de especies leñosas.

Explorando para las parcelas muestreadas con el georadar la relación entre las variables florísticas y de estructura de la vegetación consideradas en el capítulo 5, por un lado, y la profundidad del suelo, por otro lado, no se han encontrado correlaciones significativas. Conviene recordar, sin embargo, que en el capítulo anterior no se habían muestreado variables de biomasa.

Considerando todas las parcelas nunca cultivadas (incluidas las no muestreadas con georadar a las que se les han atribuido los valores de profundidad según lo expuesto en la metodología), encontramos una correlación significativa entre la profundidad máxima y la cobertura total ( $\rho = 0.62$ ,  $p < 0.05$ ).

La Tabla 6.4 muestra que en el transecto 5 el 13% de los puntos (sin contar los puntos con afloramientos) tenían una profundidad inferior a 10 cm. En el transecto 95b, el 24.5% de los puntos (sin contar los puntos con afloramientos) tenían una profundidad inferior a 13 cm. Estos resultados sugieren que en las parcelas nunca cultivadas, la profundidad del suelo pudo llegar a ser en muchos puntos un factor limitante para el desarrollo de muchas especies vegetales. Esto podría explicar que estas zonas no se hayan dedicado en ningún momento a la práctica agrícola o, incluso, que el desarrollo de su cubierta vegetal haya sido más moderado que el de zonas anteriormente cultivadas, tal como han mostrado los resultados expuestos en el capítulo 5.

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

**Tabla 6.4.** Profundidad del suelo (cm) en las parcelas muestreadas según la historia de usos y el número de fuegos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado. Para cada transecto se indican los valores correspondientes a profundidad mínima, media y máxima. Afl indica afloramiento. Cuando la profundidad medida no corresponde a la de la roca madre consolidada se indica entre paréntesis. Se indican 4 niveles de pedregosidad (Ped.): +++, muy abundante; ++, abundante; +, poca pedregosidad; 0, pedregosidad escasa o nula. GPR: Ground-Penetrating Radar.

	Fuegos	Parcela	Transecto	Mín	Media	Máx	Ped.	Comentarios
RA	0	107	107	>80 (44)	---	>80 (57)	0	Datos de profundidad corresponden a posible suela de arado. Máxima profundidad observada no corresponde a la roca madre (límite detección GPR).
		68	68	46	57	67	++	En el tramo 0-1.8 m del transecto no está claro el límite del suelo y los datos se han descartado.
	1	71	71	>70 (34)	---	>70 (52)	0	Datos de profundidad corresponden a posible suela de arado. Máxima profundidad observada no corresponde a la roca madre (límite detección GPR).
AA	0	89	89	>80 (38)	---	>80 (61)	0	Datos de profundidad corresponden a posible suela de arado. Máxima profundidad observada no corresponde a la roca madre (límite detección GPR).
		1	25	25	52	78	115	+
	73		73a	19	42	61	+	
			73b	25	45	79		
			73c	46	62	76		
	2	7	7a	57	---	>90 (65)	+	35% transecto profundidad mayor de 90 cm. Min, max, media corresponden al tramo en que se puede detectar la profundidad.
			7b	15	---	>90 (33)		28% transecto profundidad superior a 90 cm. Min, max, media corresponden al tramo en que se puede detectar la profundidad.
NC	0	95	95a	18	36	49	++	21% del transecto sobre afloramientos. La profundidad media se ha calculado sin considerar los afloramientos (prof. = 0).
			95b	Afl.	20	36		
	1	15	15	41	54	64	+	
	2	5	5	Afl	26	49	+++	33% transecto sobre afloramientos. La profundidad media se ha calculado sin considerar los afloramientos (prof. = 0).

Entre las parcelas previamente cultivadas, la pedregosidad fue casi siempre baja o nula en los 30-50 cm superiores del suelo. No se encontraron afloramientos a lo largo de los transectos realizados (Tabla 6.4). En base a las mediciones realizadas con el georadar,

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

la profundidad media del suelo siempre fue superior a los 40 cm, excepto para el transecto 7b.

En algunas parcelas con muy baja pedregosidad (parcelas 107, 71 y 89), se ha observado un cambio de horizontes en los 30-40 cm. Mediante una cata se ha comprobado que este cambio, atribuible a las prácticas agrícolas, correspondía a una mayor compactación del suelo en profundidad, indicando sin duda el límite del arado. En estas parcelas, la máxima profundidad medida por el georadar no correspondía a la roca madre. El desarrollo de la vegetación no parece haberse visto influido por esta posible suela de arado en las parcelas 107 y 71, pero podría estar relacionado con una cobertura total muy baja (38.3%) en el caso de la parcela 89.

Entre las parcelas antiguamente abandonadas (AA), la profundidad mínima fue de 15 cm y la máxima medida de 115 cm. Esta profundidad máxima pudo ser superior ya que en algunos puntos el georadar no pudo medir la profundidad real, que superaba los 80 cm. Entre las parcelas recientemente abandonadas (RA), la profundidad mínima medida fue de 34 cm y la máxima medida de 67 cm. De nuevo, estos valores son inferiores a las profundidades mínima y máxima reales de estos suelos, que superaban los 70 cm y los 80 cm, respectivamente.

Observamos que el rango de valores de profundidad fue más amplio entre las parcelas AA que entre las RA. Estos resultados sugieren que las parcelas AA serían más heterogéneas en cuanto a la profundidad del suelo que las RA. Entre las primeras debían encontrarse desde los peores terrenos de cultivo del área de estudio (bancales muy pequeños situados cerca de afloramientos que aprovechaban al máximo la orografía del terreno), hasta parcelas de cultivo de características similares a las abandonadas más recientemente. Esta heterogeneidad en la profundidad del suelo podría ser en parte responsable de la mayor heterogeneidad de la distribución espacial de la vegetación que se había observado en las parcelas antiguamente abandonadas del grupo de 1991 (categoría CMMf) respecto de las más recientemente abandonadas (CCCf) (Figura 5.22).

Considerando todas las parcelas muestreadas con el georadar, no se han encontrado diferencias significativas entre las medias de los valores de profundidad (mínima, media y máxima) entre parcelas antiguamente abandonadas y recientemente abandonadas. En cambio, la profundidad máxima fue siempre significativamente más alta en las parcelas

antiguamente abandonadas y en las recientemente abandonadas que en las nunca cultivadas (Figura 6.1).

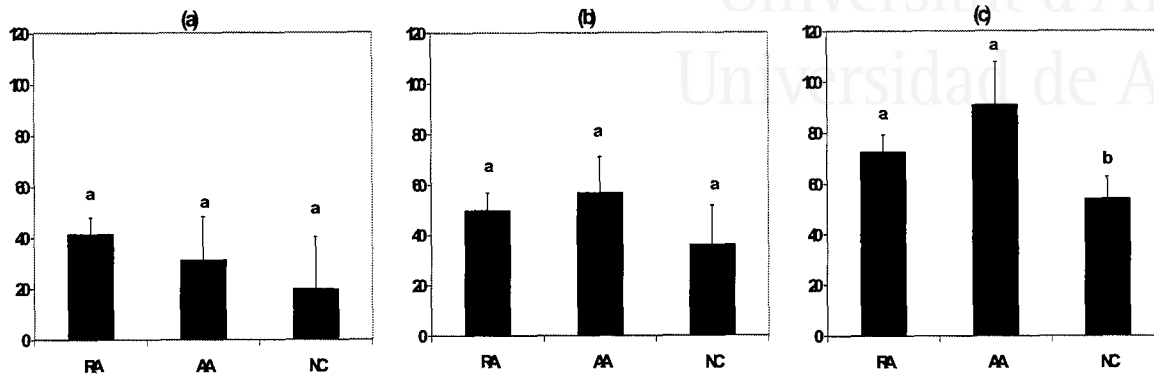


Figura 6.1 Media ( $\pm$  desviación estándar) de la profundidad mínima (a), profundidad media (b) y profundidad máxima (c) en cm, según la historia de usos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.

El estudio de la variable profundidad del suelo permite pues discriminar las parcelas según su historia de usos. En el área de estudio, los suelos más profundos y fértiles se han dedicado tradicionalmente al uso agrícola. Muchas zonas de vocación forestal se han dedicado también al cultivo mediante el aterrazamiento de laderas. Las propiedades edáficas en los suelos de estos cultivos se han mejorado mediante prácticas como el relleno de los bancales con tierra y la extracción de piedras. Las zonas nunca cultivadas suelen ocupar, pues, los terrenos más inaccesibles e improductivos (suelos más pedregosos y menos profundos).

No se ha detectado relación alguna entre la frecuencia de fuegos y la profundidad del suelo.

Para cada historia de usos muestreada, hemos representado la distribución de frecuencias de la profundidad del suelo, considerando la resultante del promedio de todos los transectos realizados en parcelas con dicha historia de usos (Figura 6.2). Las distribuciones obtenidas muestran la menor profundidad media y la mayor presencia de afloramientos que caracterizan a los suelos nunca cultivados, así como la mayor heterogeneidad de los suelos antiguamente abandonados respecto de los más recientemente abandonados.

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

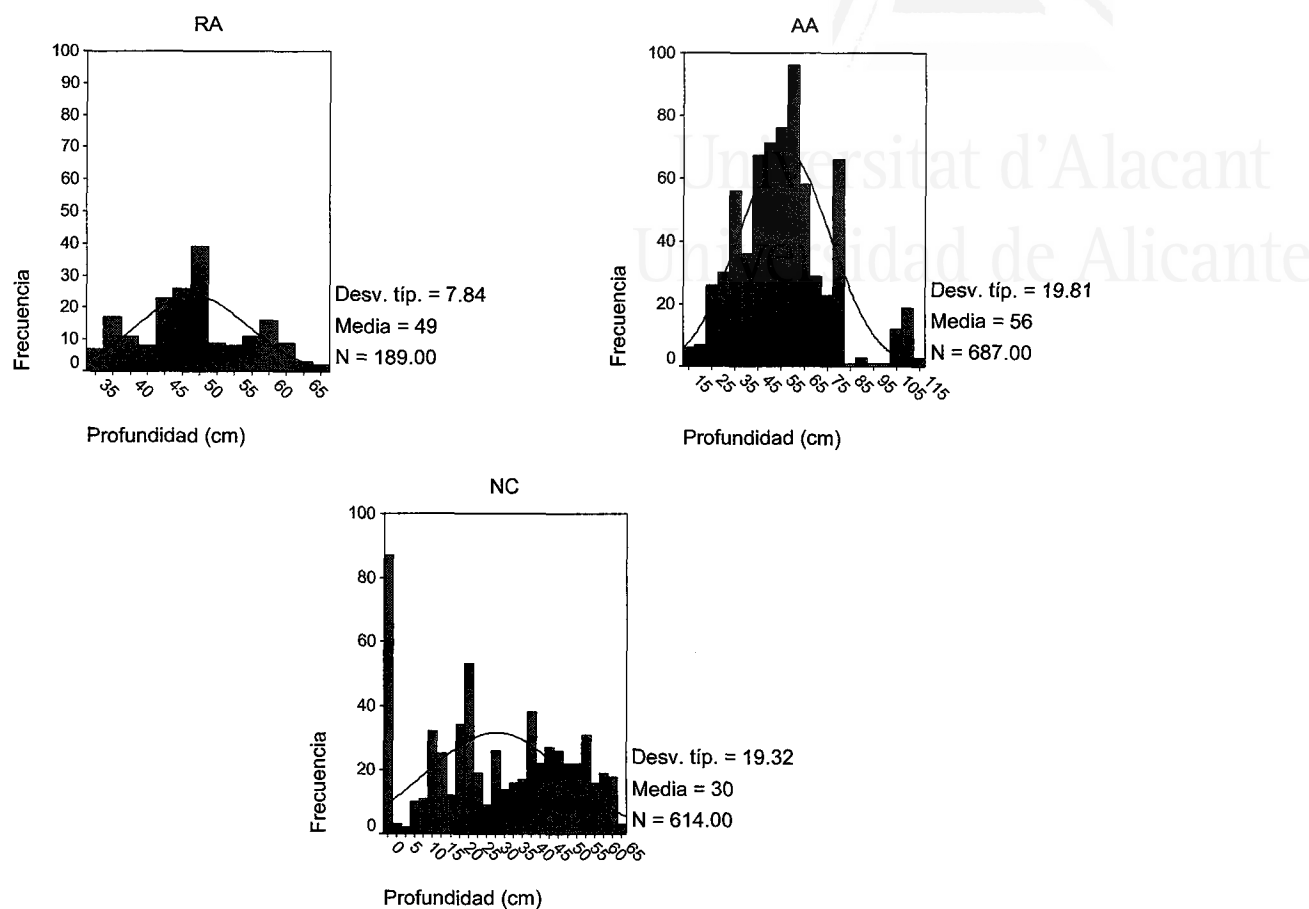


Figura 6.2 Distribución de frecuencias promedio de la profundidad del suelo (cm) según la historia de usos. En los transectos NC se han incluido los puntos con afloramiento (no contabilizados en el cálculo de las profundidades medias en la Tabla 6.4). RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.

## 6.3.3 Materia orgánica y Ntotal

Considerando el conjunto de parcelas muestreadas, observamos que las variables contenido en materia orgánica y contenido en nitrógeno total del suelo están altamente correlacionadas entre sí ( $r=0.95$ ,  $p < 0.01$ ), lo que sugiere que la dinámica del nitrógeno está muy estrechamente ligada a la del carbono orgánico, como es común. Por ello, el estudio de estas dos variables se presenta de manera conjunta.

Para el conjunto de condiciones experimentales consideradas, el contenido medio en materia orgánica del suelo osciló entre valores medios (3.16 %) y bastante elevados (6.86%) para un contexto mediterráneo (Tabla 6.5). Este resultado, unido a los altos contenidos en arcilla encontrados en la mayoría de las parcelas (Tabla 6.3), hace pensar

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

que la estabilidad estructural debía ser elevada en la mayoría de los suelos muestreados, lo que contribuiría a preservarlos de la acción de los procesos erosivos.

**Tabla 6.5: Contenido en materia orgánica (MO) y en nitrógeno total (media  $\pm$  desviación estándar) en % p/p, según la historia de usos y el número de fuegos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado. Se indican los resultados del ANOVA de 2 factores con interacción. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de un factor. F1: Factor historia de usos. F2: Factor frecuencia de incendios. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos y números diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios, según el test de Tukey.**

	Historia de usos			ANOVA – F2
	RA	AA	NC	
<b>% Materia orgánica</b>	<b>A</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	
0 fuegos	3.97 (0.70) a1	4.50 (1.60) a1	6.86 (1.12) b1	<b>A</b>
1 fuego	4.37 (1.45) a1	4.48 (1.53) a1	5.68 (1.11) a1	<b>AB</b>
2 fuegos	-	3.16 (0.44) a1	4.12 (0.58) b2	<b>B</b>
ANOVA – F1		0.002		F1*F2 = 0.437
<b>% Ntotal</b>	<b>AB</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	
0 fuegos	0.21 (0.03) a1	0.18 (0.06) a1	0.33 (0.04) b1	<b>A</b>
1 fuego	0.22 (0.06) a1	0.21 (0.07) a1	0.25 (0.05) a2	<b>A</b>
2 fuegos	-	0.16 (0.04) a1	0.19 (0.03) a2	<b>B</b>
ANOVA – F1		0.004		F1*F2 = 0.08

La ANOVA de dos factores realizada sobre el conjunto de parcelas muestreadas ha mostrado un efecto significativo de los factores historia de usos y frecuencia de incendios, tanto para la variable MO como para Ntotal (Tabla 6.5). La interacción entre los dos factores no fue significativa, aunque estuvo al límite de la significación en el caso de Ntotal ( $p=0.08$ ). Los resultados obtenidos indican, por un lado, que la puesta en cultivo supondría una disminución de MO y Ntotal en el suelo y, por otro lado, que el aumento de la frecuencia de incendios también conduciría a una reducción de los contenidos en MO y Ntotal (Tabla 6.5).

Para una determinada frecuencia de incendios, la menor riqueza en materia orgánica se encontró en las parcelas recientemente abandonadas, o en las parcelas antiguamente abandonadas en el caso de los suelos sometidos a dos fuegos (Tabla 6.5). El mayor contenido en materia orgánica fue siempre el de las parcelas nunca cultivadas, siendo este valor significativamente superior al de las parcelas previamente cultivadas, tanto entre las parcelas nunca quemadas como entre las quemadas dos veces.

Se ha observado frecuentemente que la puesta en cultivo repetida del suelo causa su empobrecimiento en materia orgánica en comparación con suelos menos perturbados

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

(Escarré et al. 1983; Post y Mann, 1990; Burke et al. 1995; Martínez-Fernández et al. 1995; Wang y Amundson, 1999). Tras el abandono, a medida que la cubierta vegetal de la parcela anteriormente cultivada se iría recuperando, la reserva de materia orgánica del suelo se recuperaría también ( $AA > RA$ , aunque no significativamente).

En el caso de  $N_{total}$ , se observa que  $AA < RA < NC$  entre las parcelas nunca quemadas y las de un fuego y que  $AA < NC$  entre las parcelas de dos fuegos (Tabla 6.5). Aunque las diferencias entre parcelas nunca cultivadas y anteriormente cultivadas sólo fueron significativas en las zonas no quemadas, estos resultados sugieren que la puesta en cultivo causaría un empobrecimiento de los suelos en nitrógeno asociado a la materia orgánica. Después del abandono, los niveles de nitrógeno en los suelos anteriormente cultivados reaumentarían gracias a la colonización vegetal.

En general, estos suelos evolucionarían positivamente tras el abandono del cultivo tendiendo a recuperar niveles de materia orgánica y de nitrógeno total similares a los de los suelos no perturbados en un periodo de tiempo de unos veinte años o incluso menos (esto es lo que ocurría en las parcelas recientemente abandonadas de un fuego). Las variables MO y  $N_{total}$  están correlacionadas con el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $r=0.49$ ,  $p<0.01$ ;  $r=0.42$ ,  $p<0.05$ ). En la provincia de Murcia, en ambiente semiárido, Martínez-Fernández et al. (1995) observaron que el suelo de parcelas que habían dejado de cultivarse recuperaba en unos diez años niveles de materia orgánica y una estabilidad estructural similar a la de suelos no cultivados.

En el presente estudio, las pocas diferencias significativas encontradas en el contenido en MO y en  $N_{total}$  del suelo entre zonas con diferentes historias de usos sugieren que estos suelos con altos contenidos en arcilla son bastante estables en su contenido en MO y el N asociado.

En el caso del  $N_{total}$ , la aplicación de fertilizantes en las tierras cultivadas pudo también compensar en cierta medida el empobrecimiento del suelo en N causado por la puesta en cultivo y podría explicar la mayor riqueza de  $N_{total}$  encontrada en los suelos más recientemente abandonados respecto a la de los suelos antiguamente abandonados. En cultivos abandonados más recientemente, la fertilización pudo ser más frecuente y sistemática, debido a la evolución de las prácticas agrícolas.

La alta variabilidad observada en los contenidos de MO y  $N_{total}$  para la mayoría de condiciones experimentales recuerda que las propiedades edáficas pueden tener una gran



variabilidad espacial (Webster, 1985; Robertson et al. 1988; Schlesinger et al. 1996). En particular, los suelos de ecosistemas mediterráneos se caracterizan por una gran heterogeneidad espacial en sus propiedades (Cerdà et al. 1995; Marcos et al. 1998). Se entiende entonces que el valor de estas dos variables pueda diferir bastante entre parcelas réplica que, por otra parte, no pudieron seleccionarse en base a un conocimiento exhaustivo de las historias recientes de usos y de incendios (capítulo 5).

En cuanto al factor frecuencia de incendios, observamos una tendencia consistente hacia la disminución del contenido de materia orgánica del suelo a lo largo de todo el rango de frecuencias en las parcelas antiguamente abandonadas y en las nunca cultivadas (Tabla 6.5). Esta disminución, sin embargo, sólo fue significativa entre las parcelas nunca cultivadas de uno y dos fuegos.

Ntotal también disminuyó a lo largo de todo el rango de frecuencias de incendios entre las parcelas nunca cultivadas (Tabla 6.5). Esta disminución fue significativa entre las parcelas de referencia y las quemadas y estuvo al límite de la significación entre las parcelas de uno y dos fuegos ( $p=0.06$ ).

Es sabido que los incendios causan la eliminación total o parcial de los horizontes orgánicos superficiales y pueden afectar también el complejo organo-mineral de los horizontes minerales subyacentes (Canadell y Fontanillas, 1987). Además, la destrucción de la vegetación resulta en una disminución del aporte de materia orgánica al suelo. Muchos autores han observado una reducción a corto plazo después del fuego del contenido de carbono del suelo (Kutiel y Shaviv, 1989; Giovannini, 1994), relacionándola con la intensidad del incendio (Dyrness et al. 1989). Por otra parte, fuegos recurrentes pueden reducir los niveles de materia orgánica del suelo (Alcañiz et al. 1996; Carreira et al. 1996) ya que el proceso natural de agradación del CO del suelo puede verse detenido o incluso invertido (Vallejo et al. en prensa). En cuanto al nitrógeno, su temperatura de volatilización es baja, en torno a 200°C (Binkley, 1986; DeBano et al. 1998), por lo que el fuego suele provocar pérdidas importantes de este nutriente en el sistema suelo-vegetación (Walker et al. 1986; Alcañiz et al. 1996) y es frecuente observar una disminución del nitrógeno total en el suelo después de un incendio (Chandler et al. 1983; White, 1986; DeBano et al. 1998). También se han observado pérdidas acumulativas de este nutriente en el suelo al aumentar la frecuencia de incendios (Rundel y Vankat, 1989; Binkley y Christensen, 1992; Carreira et al. 1996).

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

Entre las parcelas recientemente abandonadas, en cambio, observamos contenidos en MO y en Ntotal superiores, aunque no significativamente, en las parcelas quemadas una vez que en las de referencia (Tabla 6.5).

Este resultado podría reflejar un efecto parcela causado por las diferencias existentes en la cubierta vegetal entre las parcelas RA de un fuego y las no quemadas. Como se ha dicho, estas últimas no estaban situadas junto a las parcelas con misma historia de usos que se habían quemado y no tenían probablemente la misma vegetación en el momento del fuego, por lo que no pueden ser consideradas verdaderas parcelas control. La vegetación estaba dominada por los caméfitos (especialmente *Brachypodium retusum*) en las parcelas RA de 0 fuegos (cobertura de leñosas de un 34.6%). Las de un fuego, en cambio, estaban cubiertas por un matorral denso de *Cistus monspeliensis* (cobertura de leñosas del 72.8%), que pudo contribuir al mantenimiento de un mayor contenido en materia orgánica en el suelo.

El análisis de la covarianza (ANCOVA) ha mostrado un efecto significativo del contenido en (arcilla+limo) de los suelos muestreados sobre CO y sobre Ntotal. No existían, sin embargo, interacciones significativas entre estas variables de textura y los factores historia de usos y frecuencia de incendios.

Hemos calculado las variables “gramos de carbono orgánico en el suelo por gramos de (arcilla+limo)” ( $CO/g_{\text{arcilla+limo}}$ ) y “N total por gramos de (arcilla+limo)” ( $N/g_{\text{arcilla+limo}}$ ) para eliminar un posible efecto de la textura en el estudio del efecto de los factores historia de usos y frecuencia de incendios sobre las variables MO y Ntotal (Hassink, 1995). Los resultados obtenidos con estas nuevas variables confirman generalmente las tendencias observadas en el caso de MO y Ntotal (Tabla 6.6).

El análisis de la varianza de dos factores realizado sobre el conjunto de parcelas muestreadas para  $CO/g_{\text{arcilla+limo}}$  y  $N/g_{\text{arcilla+limo}}$  ha mostrado un efecto significativo del factor historia de usos y del factor frecuencia de incendios sobre las dos variables así como una interacción significativa entre los dos factores en el caso de  $CO/g_{\text{arcilla+limo}}$  y al límite de la significación para  $N/g_{\text{arcilla+limo}}$  (Tabla 6.6).

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

Tabla 6.6 Gramos de carbono orgánico por gramos de (arcilla + limo) y gramos de nitrógeno por gramos de (arcilla + limo) (media  $\pm$  desviación estándar) según la historia de usos y el número de fuegos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado. Se indican los resultados del ANOVA de 2 factores con interacción. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de un factor. F1: Factor historia de usos. F2: Factor frecuencia de incendios. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos y números diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios, según el test de Tukey.

	Historia de usos			ANOVA - F2
	RA	AA	NC	
<i>CO/g<sub>arcilla+limo</sub></i>	<i>AB</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	
0 fuegos	0.029 (0.004) a1	0.048 (0.010) ab1	0.052 (0.007) b1	<i>A</i>
1 fuego	0.059 (0.014) a2	0.042 (0.016) a1	0.065 (0.016) a1	<i>B</i>
2 fuegos	-	0.030 (0.005) a1	0.045 (0.007) b2	<i>A</i>
ANOVA - F1		0.012		F1*F2 = 0.046
<i>N/g<sub>arcilla+limo</sub></i>	<i>AB</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	
0 fuegos	0.0026(0.0004) a1	0.0034 (0.0010) ab1	0.0043 (0.0004) b12	<i>A</i>
1 fuego	0.005 (0.0011) a2	0.0034 (0.0013) a1	0.0049 (0.0010) a1	<i>B</i>
2 fuegos	-	0.0026 (0.0007) a1	0.0035 (0.0003) a2	<i>A</i>
ANOVA - F1		0.017		F1*F2 = 0.063

En las parcelas nunca cultivadas (NC) y en las recientemente abandonadas (RA),  $CO/g_{arcilla+limo}$  y  $N/g_{arcilla+limo}$  aumentan no significativamente entre las parcelas no quemadas y las de un fuego (Figura 6.3). En cambio, ambas variables siempre disminuyen entre las parcelas de uno y 2 fuegos (significativamente en las parcelas nunca cultivadas).

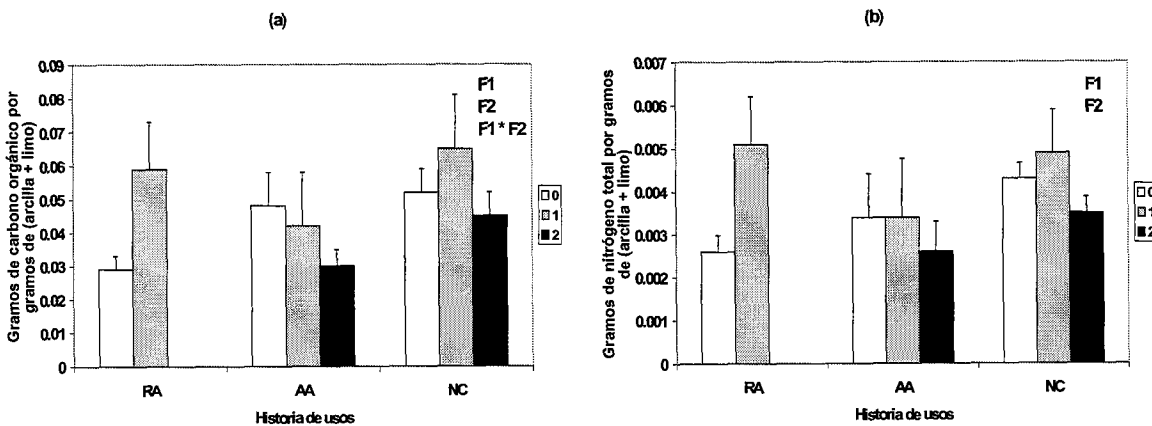


Figura 6.3 Efectos del factor frecuencia de incendios (F2) sobre las variables  $CO/g_{arcilla+limo}$  (a) y  $N/g_{arcilla+limo}$  (b) en función de la historia de usos (F1). Se indican los valores medios y las barras de desviación estándar. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.

Los resultados anteriores sugieren que fuegos recurrentes causarían una pérdida acumulativa a medio plazo de carbono orgánico y de nitrógeno total del suelo y que esta pérdida tendería a ser mayor en las parcelas nunca cultivadas, es decir en aquellos

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

ecosistemas que podemos considerar, en principio, más maduros en el momento del fuego y que debían caracterizarse por mayores contenidos de CO y Ntotal en el suelo. Vallejo et al. (en prensa) también señalan que las pérdidas de carbono asociadas al fuego dependen en gran medida del tipo de ecosistema quemado.

Como se ha dicho, varios autores han observado que las pérdidas de materia orgánica y de nitrógeno por volatilización serían proporcionales a la intensidad del incendio (Raison et al. 1985; Little y Ohmann, 1988). Podemos pensar que la carga de combustible presente en las parcelas nunca cultivadas era mayor en el momento del incendio y condujo por tanto a fuegos de mayor intensidad, lo que habría causado mayores pérdidas de nutrientes en el sistema en general y en el suelo en particular. En el muestreo de la vegetación de estas parcelas no se han considerado variables de biomasa, por lo que no podemos verificar esta hipótesis. En cualquier caso, los resultados obtenidos en el capítulo 5 no parecen confirmarla: en las parcelas RA y AA de un fuego del grupo de 1991, encontramos mayores coberturas totales y de leñosas que en las parcelas NC de un fuego (Anejo IV).

Es destacable que, para una historia de usos determinada, se hayan observado pocas diferencias significativas en los contenidos en MO y Ntotal entre las diferentes frecuencias de incendios. Por un lado, el rango de frecuencias utilizado en el presente estudio es muy estrecho. Por otro lado, las variaciones causadas por el fuego en los contenidos de nutrientes en el suelo suelen atenuarse con el tiempo, es decir que podrían no ser detectadas en este muestreo realizado nueve años después del incendio. Los niveles de estos nutrientes podrían haber recuperado, en ese momento, valores similares a los de suelos no perturbados. Otros autores han observado que, para frecuencias de incendio moderadas, la resiliencia del suelo puede ser bastante alta (Giovannini, 1994). En coscojares sobre calizas en el macizo de Garraf, Ferran (1996) observó, por ejemplo, que el incendio provocaba un incremento del C orgánico y de Ntotal en el suelo mineral superficial, pero que en 6-10 años se recuperaban los niveles de concentración anteriores a la perturbación.

La alta variabilidad de los parámetros estudiados entre parcelas réplica en muchas de las condiciones experimentales muestreadas también podría contribuir a enmascarar un efecto de los fuegos recurrentes. Por otra parte, las parcelas nunca quemadas no pueden considerarse como verdaderas parcelas control, como ya se ha dicho. El estudio de la

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

vegetación ha mostrado que la cobertura total y la cobertura de leñosas fueron generalmente bastante más bajas en estas parcelas que en las parcelas quemadas del grupo de 1991 (Anejo IV). Entre las parcelas NC, la cobertura total de las parcelas no quemadas era significativamente más baja que en las de un fuego ( $p=0.018$ ) y entre las parcelas AA, la cobertura de leñosas de las parcelas no quemadas era significativamente más baja que en las de dos fuegos ( $p=0.049$ ). Así, una resiliencia aparentemente alta de estos suelos frente al fuego podría estar relacionada con un efecto parcela derivado de las diferencias en la cobertura vegetal. Sin embargo, considerando todas las parcelas muestreadas, no se han encontrado correlaciones significativas entre las variables MO y Ntotal, por un lado, y las variables de vegetación muestreadas en el capítulo 5, por otro lado.

Observamos que la amplitud del rango de los valores medios de las variables MO y Ntotal entre las historias de usos disminuyó con el aumento de la frecuencia de incendios (Tabla 6.5). En el caso del Ntotal, sólo se habían encontrado diferencias significativas entre historias de usos entre las parcelas nunca quemadas. Estos resultados sugieren que el fuego tendría un efecto homogeneizador sobre los contenidos en materia orgánica y en nitrógeno total del suelo entre parcelas con diferentes historias de usos. Otros estudios han observado un efecto homogeneizador del fuego sobre las propiedades del suelo (Marcos, 1997; LUCIFER, 2001; Giovannini et al. 2001).

Considerando tanto el conjunto de parcelas del muestreo de suelos, como únicamente las antes cultivadas, no se han encontrado correlaciones significativas entre cada una de las variables MO, Ntotal CO/garcilla+limo y N/garcilla+limo y las variables de vegetación estudiadas en el capítulo 5. Hay que recordar que entre estas últimas variables, no se habían considerado variables de biomasa.

### 6.3.4 Relación C/N

Los valores de la relación C/N fueron bajos en las parcelas muestreadas, siempre inferiores a 15 (Tabla 6.7), como es habitual en los suelos mediterráneos.

El análisis de la varianza realizado para la variable C/N sobre el conjunto de parcelas muestreadas indica una interacción significativa entre los factores historia de usos y frecuencia de incendios (Tabla 6.7).

Observamos que para una frecuencia de incendios determinada, el valor más bajo de la relación C/N siempre fue el de las parcelas más recientemente abandonadas, aunque

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

sólo se dieron diferencias significativas entre parcelas no quemadas (Tabla 6.7). En el caso de la frecuencia de dos fuegos, el valor más bajo fue el de las parcelas antiguamente abandonadas. En las parcelas nunca cultivadas se alcanzó siempre el máximo valor de C/N excepto para la frecuencia de 0 fuegos (Tabla 6.7).

**Tabla 6.7 Valores de la relación C/N (media  $\pm$  desviación estándar), según la historia de usos y el número de fuegos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado. Se indican los resultados del ANOVA de 2 factores con interacción. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de un factor. F1: Factor historia de usos. F2: Factor frecuencia de incendios. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos y números diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios, según el test de Tukey.**

	Historia de usos			ANOVA – F2
	RA	AA	NC	
	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>B</i>	
<b>0 fuegos</b>	11.28 (1.24) a1	14.20 (0.50) b1	12.04 (0.95) a1	<i>A</i>
<b>1 fuego</b>	11.62 (0.83) a1	12.13 (0.70) a2	13.11 (1.38) a1	<i>A</i>
<b>2 fuegos</b>	-	11.82 (1.36) a2	13.01 (0.91) a1	<i>A</i>
<b>ANOVA – F1</b>		0.027		F1 * F2 = 0.014

Estos resultados sugieren que el valor de C/N disminuiría en los suelos cultivados, pero tendería a reumentar después del abandono del cultivo (AA > RA). En las parcelas no quemadas, se observa una recuperación significativa de C/N a lo largo de la sucesión postcultivo (de RA a AA). El valor de C/N en las parcelas AA no quemadas es incluso significativamente superior al de las parcelas NC no quemadas (Tabla 6.7). Esto no ocurre en las parcelas de un fuego en las cuales la recuperación de la cubierta vegetal tras el abandono del cultivo y, por tanto, la acumulación de restos vegetales sobre el suelo, se habrían visto frenadas por el incendio, lo que habría retardado también el aumento de C/N.

Entre las parcelas previamente cultivadas del presente estudio se ha encontrado una correlación significativa entre C/N y el tiempo (en años) transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $r=0.475$ ,  $p < 0.05$ ). El análisis de regresión lineal entre la variable dependiente C/N y los años transcurridos desde el abandono muestra una tendencia creciente significativa (Tabla 6.8).

**Tabla 6.8 Coeficientes y significación del modelo lineal:  $C/N = a + b$  (años desde el abandono). SE: error estándar. (n = 18)**

Variable dependiente	Constante $\pm$ SE	Pendiente $\pm$ SE	R <sup>2</sup>	Significación
C/N	11.186 $\pm$ 0.553	0.065 $\pm$ 0.029	0.244	0.037

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

Varios autores han observado un aumento progresivo de la relación C/N tras el abandono del cultivo (Knops y Tilman, 2000; Giovannini et al. 2001; Caturla, 2002), como consecuencia del aumento de la cubierta vegetal y de la acumulación de restos vegetales y también del cese del laboreo. La evolución de C/N a lo largo de la sucesión depende en gran medida de las características de la vegetación colonizadora. En los primeros estadios de la colonización suelen predominar especies ruderales con alto contenido en N (Vallejo, com. pers.). Posteriormente, las especies pueden diferir en la calidad de la hojarasca que producen. En este caso, en las parcelas antes cultivadas muestreadas, tanto entre las parcelas no quemadas como entre la que se quemaron en 1991, se desarrolló generalmente una vegetación dominada por *Cistus monspeliensis*, *Ulex parviflorus* y *Brachypodium retusum*. En algunas parcelas, como las RA y quemadas una vez, *Cistus monspeliensis* llegó incluso a alcanzar coberturas muy altas (Tabla 5.5). Las jaras (*Cistus ssp.*) suelen presentar relaciones C/N elevadas (Ferran y Vallejo, 1992). El desarrollo de esta vegetación pudo pues favorecer el aumento de C/N en el suelo después del abandono. No se han encontrado correlaciones significativas entre C/N y las variables de vegetación consideradas en el capítulo 5.

En cuanto al efecto del fuego, varios autores han observado una disminución de la relación C/N a corto y medio plazo después de un incendio (DeBano et al. 1979; Trabaud, 1983b; Kutiel y Naveh, 1987; Serrasolsas, 1994; Caturla, 2002) o incluso a más largo plazo (Arevalo et al. 1993; Ferran, 1996). Esto es debido a una mayor pérdida de carbono que de nitrógeno por combustión y, probablemente, al incremento de formas estables (no hidrolizables) del N (Almendros et al. 1989). En general, después de un incendio, disminuiría C/N de los horizontes orgánicos (Serrasolsas, 1994) y aumentarían la mineralización de N y la nitrificación (Raison, 1979; Almendros et al. 1990). Posteriormente, la evolución de C/N sería variable y estaría asociada al desarrollo de la vegetación.

Entre las parcelas muestreadas, el valor de la relación C/N disminuyó significativamente entre las parcelas de referencia y las quemadas en las zonas antiguamente abandonadas (Tabla 6.7). Entre las parcelas de uno y dos fuegos se observó siempre una disminución de C/N, aunque no significativa (Tabla 6.7). Estos resultados no reflejan un efecto claro a medio plazo del fuego sobre esta variable aunque, en el caso de

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

las parcelas AA, sugieren que el C/N disminuiría con el aumento de la frecuencia de incendios.

### 6.3.5 Fósforo total (P<sub>total</sub>) y fósforo asimilable (P<sub>Olsen</sub>)

El análisis de la varianza realizado para el contenido en fósforo total del suelo (P<sub>total</sub>) sobre el conjunto de parcelas muestreadas confirma la existencia de un efecto significativo tanto del factor historia de usos como del factor frecuencia de fuegos sobre esta variable, aunque no de la interacción de los dos factores (Tabla 6.9).

En el caso del contenido en fósforo asimilable del suelo (P<sub>Olsen</sub>) y de la relación P<sub>Olsen</sub>/P<sub>total</sub> no ha podido aplicarse estadística paramétrica y se ha utilizado los tests de Kruskal-Wallis para  $n$  ( $n > 2$ ) muestras independientes y de Mann-Whitney para dos muestras independientes.

Tanto entre las parcelas nunca quemadas como entre las quemadas por un fuego, los mayores contenidos medios en fósforo total y en fósforo asimilable (P<sub>Olsen</sub>) fueron los de las parcelas recientemente abandonadas (Tabla 6.9). Estos contenidos fueron significativamente más altos que los de las parcelas nunca cultivadas excepto en el caso del fósforo asimilable de las parcelas de un fuego (Tabla 6.9). En las parcelas de dos fuegos, los valores de P<sub>total</sub> y P<sub>Olsen</sub> siempre fueron más altos, aunque no significativamente, en las parcelas antiguamente abandonadas que en las nunca cultivadas.

En todos los casos, el contenido en P<sub>Olsen</sub> de estos suelos era bajo o incluso muy bajo, según lo establecido por Olsen et al. (1954).

Los valores generalmente más altos de P<sub>total</sub> y de P<sub>Olsen</sub> encontrados en los suelos que han sido cultivados podrían ser debidos a un aporte de fósforo en forma de fertilizantes orgánicos y/o minerales en los antiguos cultivos. La permanencia del fósforo, incluso en parcelas abandonadas por lo menos veintitrés años antes del muestreo (AA), no sería sorprendente en estos suelos, ricos en arcillas y en sesquióxidos de Fe<sup>3+</sup> (a juzgar por su intenso color rojo), y en los que, por tanto, la pérdida de este nutriente por lavado debió ser poco importante. Por otra parte, las trazas de carbonatos y la abundancia de CCA también comportan la inmovilización del P soluble.



## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

**Tabla 6.9: Contenidos en Ptotal y en P asimilable (POlsen), en mg.kg<sup>-1</sup>, y relación POlsen/Ptotal (media  $\pm$  desviación estándar), según la historia de usos y el número de fuegos. RA: recientemente abandonado; AA: antiguamente abandonado; NC: nunca cultivado.**

Ptotal	Historia de usos			ANOVA – F2
	RA	AA	NC	
	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>B</i>	
<b>0 fuegos</b>	460.0 (99.3) a1	322.5 (51.9) b1	335.0 (36.9) b1	<i>A</i>
<b>1 fuego</b>	373.3 (77.7) a1	266.7 (32.2) ab12	240.0 (31.6) b2	<i>B</i>
<b>2 fuegos</b>	-	202.5 (60.8) a2	190.0 (27.2) a3	<i>C</i>
<b>ANOVA – F1</b>		0.000		F1 * F2 = 0.921
<b>POlsen</b>				
<b>0 fuegos</b>	11.5 (4.5) a1	10.8 (10.2) ab1	4.4 (0.8) b1	
<b>1 fuego</b>	4.8 (1.5) a1	2.5 (1.2) a1	3.6 (1.7) a12	
<b>2 fuegos</b>	-	2.6 (2.5) a1	1.7 (0.6) a2	
<b>POlsen/Ptotal</b>				
<b>0 fuegos</b>	0.027 (0.014) a1	0.032 (0.031) ab1	0.013 (0.003) b1	
<b>1 fuego</b>	0.013 (0.002) a1	0.009 (0.004) a1	0.014 (0.008) a1	
<b>2 fuegos</b>		0.013 (0.01) a1	0.009 (0.003) a1	

**Para Ptotal:** se indican los resultados del ANOVA de 2 factores con interacción. F1: Factor historia de usos. F2: Factor frecuencia de incendios. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de un factor. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos y números diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios, según el test de Tukey.

**Para POlsen y POlsen/Ptotal:** Letras diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre historias de usos y números diferentes corresponden a diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre frecuencias de incendios, según el test no paramétrico de Mann-Whitney.

Sin embargo, observamos un mayor contenido de Ptotal y de POlsen en las parcelas RA que en las AA (significativamente más alto en el caso de Ptotal en las parcelas de 0 fuegos), lo que sugiere que el valor de estas dos variables disminuiría a lo largo de la sucesión postcultivo.

Sobre el conjunto de parcelas antes cultivadas, se observa una correlación significativa negativa entre Ptotal y el tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego ( $\rho = -0.72$ ,  $p < 0.01$ ). El análisis de regresión lineal entre la variable dependiente Ptotal y los años transcurridos desde el abandono muestra una tendencia decreciente significativa (Tabla 6.10).

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

**Tabla 6.10 Coeficientes y significación del modelo lineal:  $P_{total} = a + b$  (años desde el abandono). SE: error estándar. (n = 18)**

Variable dependiente	Constante $\pm$ SE	Pendiente $\pm$ SE	R <sup>2</sup>	Significación
<b>P<sub>total</sub></b>	463.11 $\pm$ 38.06	-6.79 $\pm$ 1.97	0.244	0.003

En el caso del fósforo asimilable, diferentes autores han observado una disminución a lo largo de la sucesión postcultivo (Mellinger y McNaughton, 1975; Escarré et al. 1983).

Una fertilización más abundante y sistemática en el caso de los cultivos más recientemente abandonados o quizás el uso de fertilizantes de síntesis en estos últimos podrían explicar estos resultados.

En cuanto al factor frecuencia de incendios, para todas las historias de usos observamos una disminución del contenido en fósforo total del suelo a lo largo de todo el rango de frecuencias de incendios (Tabla 6.9). Las variaciones fueron significativas entre las parcelas antiguamente abandonadas de referencia y las de dos fuegos y a lo largo de todo el rango de frecuencias de incendios para las parcelas nunca cultivadas.

En cuanto al fósforo asimilable, su contenido siempre fue más bajo en las parcelas quemadas, aunque sólo se encontraron diferencias significativas en las zonas nunca cultivadas entre las parcelas de referencia y las de dos fuegos (Tabla 6.9). En las parcelas recientemente abandonadas, la diferencia entre el valor de POlsen en las parcelas de referencia y en las de un fuego estuvo al límite de la significación ( $p=0.06$ ).

Estos resultados sugieren que fuegos recurrentes causarían una disminución acumulativa a medio plazo de los contenidos en fósforo total y en fósforo asimilable del suelo. Entre las parcelas anteriormente cultivadas, la alta variabilidad de  $P_{total}$  y POlsen (que podría ser debida a diferencias en las especies cultivadas y en el manejo de los cultivos antes y después de su abandono) podría ocultar un efecto significativo de la frecuencia de incendios. Por otra parte, como se ha dicho, el rango de frecuencias de incendios muestreado en este estudio es muy estrecho.

Se considera que el fósforo es un nutriente bastante termoresistente, cuyas pérdidas por volatilización suelen ser muy bajas durante un incendio (Raison, 1979). El P orgánico empieza a volatilizarse a 360°C (Raison et al. 1985) y el inorgánico a 774°C (Wells et al. 1979; Raison et al. 1985). La mayoría de los incendios, por lo tanto, no causa grandes pérdidas de este nutriente en el suelo. Sin embargo, podemos pensar que si el ecosistema sufre pérdidas de fósforo durante el fuego (las cenizas resultantes de la combustión de la

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

hojarasca y de la vegetación son a menudo exportadas de la parcela por las corrientes convectivas), estas pérdidas serán acumulativas con la frecuencia y se reflejarán en el suelo a más o menos largo plazo. Por otra parte, es posible que las importantes lluvias que se produjeron en los meses siguientes al incendio de 1991 provocaran también una pérdida de fósforo en el sistema por escorrentía superficial de las cenizas.

Muchos autores han observado aumentos del fósforo asimilable a corto plazo como consecuencia del fuego (Tomkins et al. 1991; Saa et al. 1993; Serrasolsas, 1994; Romanyà et al. 1994; Serrasolsas y Khanna, 1995), pero también se ha observado el efecto contrario (DeBano y Conrad, 1978; Marcos, 1997). Por otra parte, varios autores han descrito una disminución del P asimilable en las primeras etapas de la sucesión postincendio (Marion y Black, 1988; Ferran, 1996). En el marco del proyecto LUCIFER anteriormente citado (capítulos 1, 4, 5), se estudió el efecto de la frecuencia de fuegos (1 a 3 fuegos) tres años y medio después del último incendio sobre diferentes parámetros de fertilidad del suelo en coscojares de la provincia de Valencia, observándose también una disminución acumulativa del P disponible.

En el caso de que siga aumentando la frecuencia de incendios en el área de estudio, podemos suponer que las pérdidas acumulativas de  $P_{total}$  y de  $P_{asimilable}$ , combinadas con la disminución de los contenidos en carbono orgánico y  $N_{total}$  en algunos ecosistemas, afectarán la regeneración postincendio de las formaciones vegetales, pudiendo disminuir su resiliencia al fuego.

Entre las parcelas nunca cultivadas hemos detectado una correlación significativa entre el contenido en fósforo total y el contenido en materia orgánica ( $r=0.79$ ,  $p<0.01$ ). Es decir que, en estas parcelas, la materia orgánica podría ser una fuente importante del fósforo medido en estos suelos, y, como hemos visto, el contenido en MO disminuía significativamente entre las parcelas nunca cultivadas de uno y dos fuegos (Tabla 6.5).

Para el conjunto de las parcelas muestreadas, hemos explorado la relación entre el contenido en carbono orgánico (CO) de estos suelos, por un lado, y  $P_{total}$ ,  $P_{Olsen}$  o  $P_{Olsen}/P_{total}$ , por otro lado, mediante regresión lineal. Las pendientes de las tres rectas de regresión obtenidas no fueron significativas.

Hemos estudiado estas mismas relaciones para tres subgrupos de parcelas definidos según la historia de usos (RA, AA, NC), por un lado, o según la frecuencia de incendios (nunca quemadas, un fuego y dos fuegos), por otro lado. En el caso de las variables CO y

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

$P_{total}$ , obtenemos un coeficiente de la regresión (pendiente) significativo para las parcelas no cultivadas (Figura 6.4).

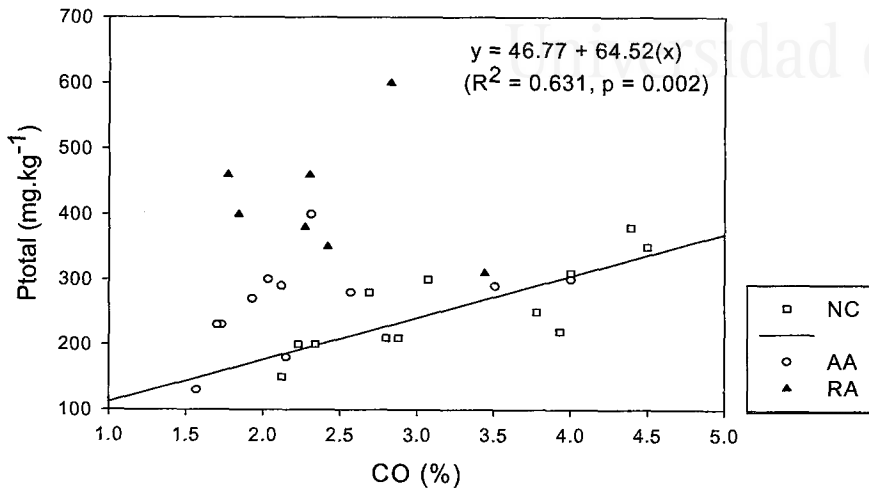


Figura 6.4 Relaciones entre CO y  $P_{total}$  según la historia de usos de las parcelas muestreadas.

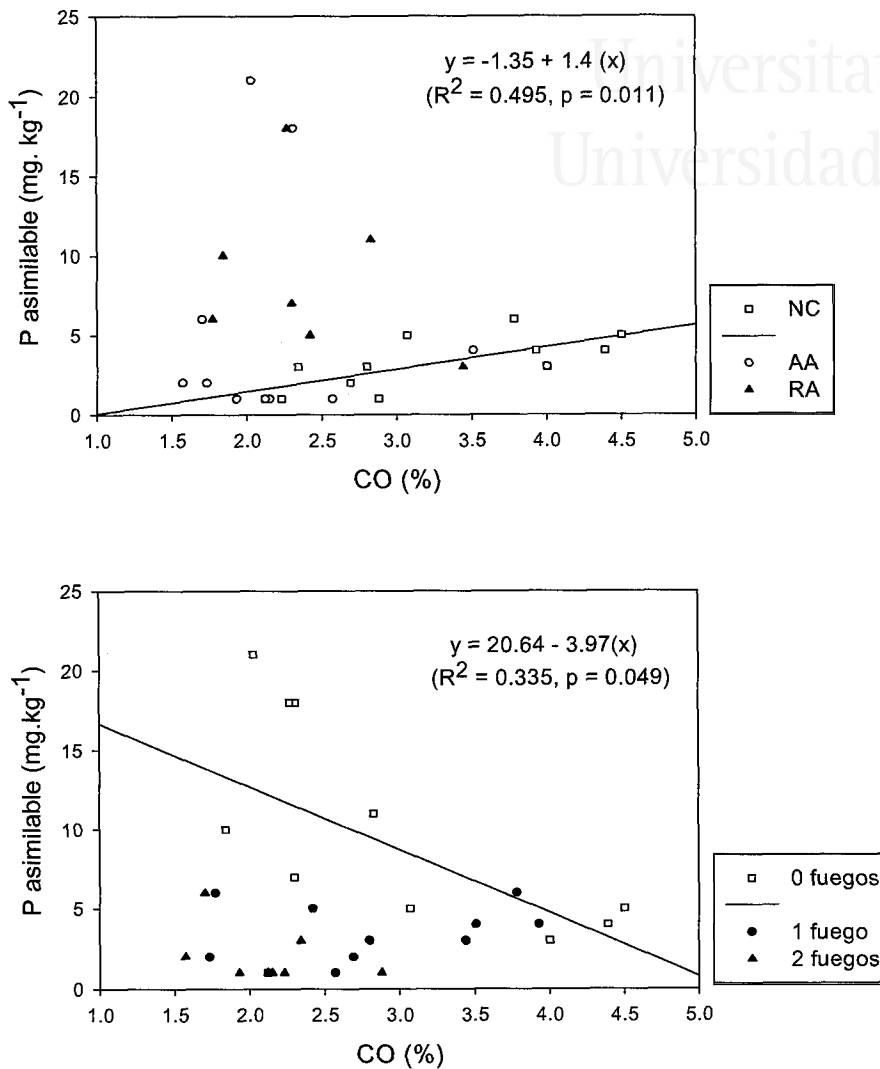
En el caso de CO y POlsen, obtenemos una pendiente significativa para las parcelas no cultivadas y las parcelas no quemadas (Figura 6.5).

Estos resultados reflejan que tanto la historia de usos como la de fuegos pueden causar alteraciones a medio y largo plazo en las propiedades químicas del suelo. En las parcelas nunca cultivadas, tanto el contenido en fósforo total como el contenido en fósforo asimilable están ligados al contenido en carbono orgánico del suelo. Esto no es así en los suelos que han sido cultivados (Figura 6.4), lo que nos hace pensar que a medida que se naturalizan las parcelas, el ciclo del fósforo está más asociado al de la materia orgánica.

En el caso del factor fuego, se observa que el contenido en fósforo asimilable sólo está significativamente relacionado con el CO en las parcelas no quemadas (Figura 6.5). El aumento de la frecuencia de incendios causa una disminución del fósforo asimilable, como ya se ha dicho.

Trabajando en ecosistemas forestales, Bauhus et al (2002) observa una relación significativa entre CO y el fósforo asimilable en suelos no quemados y/o quemados con una intensidad moderada, pero no en suelos quemados intensamente. Sin embargo, a diferencia de lo observado en el presente estudio, la relación significativa entre CO y el fósforo asimilable es creciente y el contenido en Pasimilable se ve potenciado por el fuego y por el aumento de la intensidad de quema.

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo



**Figura 6.5** Relaciones entre CO y el fósforo asimilable (POlsen) según la historia de usos (a) y de fuegos (b) de las parcelas muestreadas.

Observamos que tanto para el fósforo total como para el fósforo asimilable la amplitud del rango de los valores medios entre las historias de usos disminuyó con el aumento de la frecuencia de incendios (Tabla 6.9). Estos resultados sugieren que el fuego tendría un efecto homogeneizador sobre el contenido en fósforo entre suelos con diferentes historias de usos, tal como se observaba con la materia orgánica y el nitrógeno total.

Por otra parte, entre las parcelas nunca quemadas el valor de POlsen/Ptotal fue significativamente más alto en las parcelas recientemente abandonadas que en las nunca cultivadas, mientras que entre las parcelas de uno o de dos fuegos no existieron diferencias

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

significativas para esta variable. Este resultado soporta, por un lado, la idea que la fertilización pudo llegar a ser muy importante en algunas de las parcelas recientemente abandonadas, pudiendo influir en la proporción de fósforo asimilable en estos suelos hasta etapas intermedias de la sucesión postcultivo, y, por otro lado, sugiere de nuevo que el fuego homogeneizaría los suelos de estas parcelas “borrando” los efectos derivados de las diferentes historias de usos.

Para el conjunto de parcelas del muestreo de suelos, hemos explorado la relación entre cada una de las variables  $P_{total}$ ,  $PO_{lsen}$  y  $PO_{lsen}/P_{total}$  y las variables de vegetación estudiadas en el capítulo 5. Sólo se ha encontrado una correlación significativa entre  $P_{total}$  y la relación riqueza de germinadoras/riqueza de rebrotadoras ( $Rg/Rr$ ) ( $r = 0.41$ ,  $p < 0.05$ ). Hay que recordar, sin embargo, que en el capítulo 5 no se habían muestreado variables de biomasa. La relación encontrada se explicaría por el hecho que entre las parcelas del grupo de 1991 consideradas en el muestreo de la vegetación (capítulo 5), el máximo valor de  $Rg/Rr$  se alcanzó en las parcelas RA y el menor en las NC (Anejo III), aunque los valores no fueron significativamente diferentes. Como se ha visto, el contenido en  $P_{total}$  de las parcelas RA es, generalmente, significativamente más alto que en las AA y NC (Tabla 6.9), probable consecuencia de la fertilización.

Por otra parte, los resultados del capítulo 5 sugerían la existencia de diferentes modelos de sucesión postcultivo en parcelas con misma historia de usos y condiciones ecológicas muy similares, concretamente entre las parcelas (CCCf) del grupo de 1991. En relación a la parcela 68, las parcelas 71 y 72 mostraban diferencias en la composición florística y una menor riqueza específica: la colonización masiva por *Cistus monspeliensis* debió ir en detrimento de la instalación de otras especies. Mientras que la parcela 68 mostraba un mayor contenido en  $MO$  y  $N_{total}$ , las parcelas 71 y 72 mostraban una mayor riqueza en  $P_{total}$ , en  $PO_{lsen}$  y una mayor disponibilidad ( $PO_{lsen}/P_{total}$ ). Ello nos sugiere un papel limitante para el fósforo en los ecosistemas estudiados: su presencia en cantidades relevantes favorecería la expansión de un número reducido de especies exigentes, con elevadas tasas de crecimiento, y, por tanto, una menor diversidad, fenómeno observado previamente por varios autores (Grime, 1979; Austin y Austin, 1981, Escarré et al. 1983). En nuestro caso, la disponibilidad de fósforo parece determinante para la dinámica sucesional postcultivo, hipótesis que deberá ser verificada en trabajos futuros.

## 6.4 CONCLUSIONES

El estudio de la profundidad del suelo en parcelas con diferentes historias de usos indica que la atribución de usos en el territorio estudiado se ha realizado tradicionalmente según el grado de aptitud del suelo para el cultivo, como sería de esperar. Los suelos anteriormente cultivados son generalmente poco pedregosos y profundos, mientras que los suelos nunca cultivados son muy pedregosos, con muchos afloramientos y menos profundos. Ciertas prácticas agrícolas también debieron contribuir a la mejora de las propiedades edáficas de algunos suelos cultivados.

Los resultados obtenidos indican que la puesta en cultivo repetida ha conducido a un empobrecimiento de estos suelos en materia orgánica y en nitrógeno total. Los niveles de materia orgánica y de nitrógeno total propios de suelos no alterados podrían recuperarse en unos veinte años tras el abandono. En el caso del fósforo, por el contrario, los mayores contenidos en fósforo total y en fósforo asimilable se han encontrado en los suelos anteriormente cultivados, y especialmente en los más recientemente abandonados, lo que se atribuye a un remanente de fertilizantes en los cultivos.

Los resultados obtenidos sugieren que el aumento de la frecuencia de incendios causaría una disminución acumulativa a medio plazo de los contenidos en carbono orgánico, en nitrógeno total, en fósforo total y en fósforo asimilable del suelo. Esta pérdida de fertilidad del suelo asociada al fuego sería más importante en los ecosistemas menos perturbados (zonas nunca cultivadas), es decir en los que tenían los suelos más ricos en CO y Ntotal en el momento del incendio.

Se ha observado un efecto homogeneizador del fuego sobre las propiedades químicas del suelo entre zonas con diferentes historias de usos; tanto sobre la riqueza en materia orgánica como sobre los contenidos en nitrógeno total, en fósforo total y asimilable. Este efecto se vería incrementado por el aumento de la frecuencia de incendios.

No se han detectado, prácticamente, relaciones significativas entre los parámetros de fertilidad del suelo y las variables de riqueza y de cobertura de las formaciones

## 6. Historia de usos, de incendios y fertilidad del suelo

vegetales estudiadas. Los resultados obtenidos sugieren, sin embargo, que diferencias en la disponibilidad de fósforo pueden determinar diferentes modelos de sucesión secundaria.

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



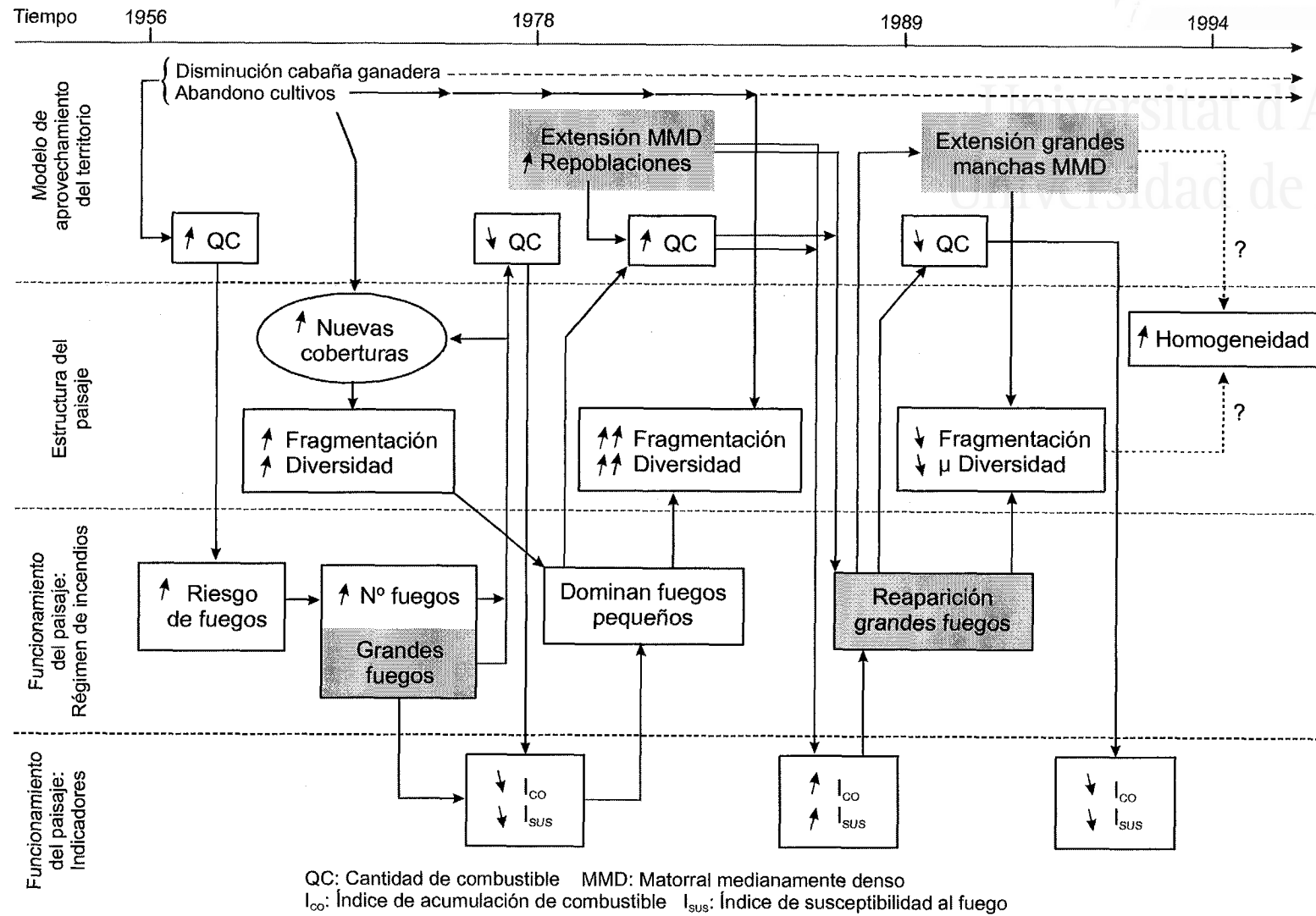
## 7 SÍNTESIS

En síntesis, el intenso proceso de abandono agrícola que ha tenido lugar en las últimas décadas ha sido el principal factor motor de cambios en la estructura y el funcionamiento del paisaje de la zona de estudio y ha supuesto, en particular, una alteración del régimen de incendios a partir de la década de los setenta, que, a su vez, ha influido en la dinámica reciente del paisaje.

Hemos estudiado, en diferentes ecosistemas, las respuestas del suelo y de la vegetación a dos perturbaciones que operan a escalas de tiempo muy diferentes: el cultivo y el fuego. Por un lado, la puesta en cultivo supuso una disminución significativa a medio plazo de los contenidos en carbono orgánico y nitrógeno total del suelo; por otro lado, el aumento de la frecuencia de fuegos causaría una pérdida acumulativa de fertilidad del suelo, mayor en los ecosistemas menos perturbados.

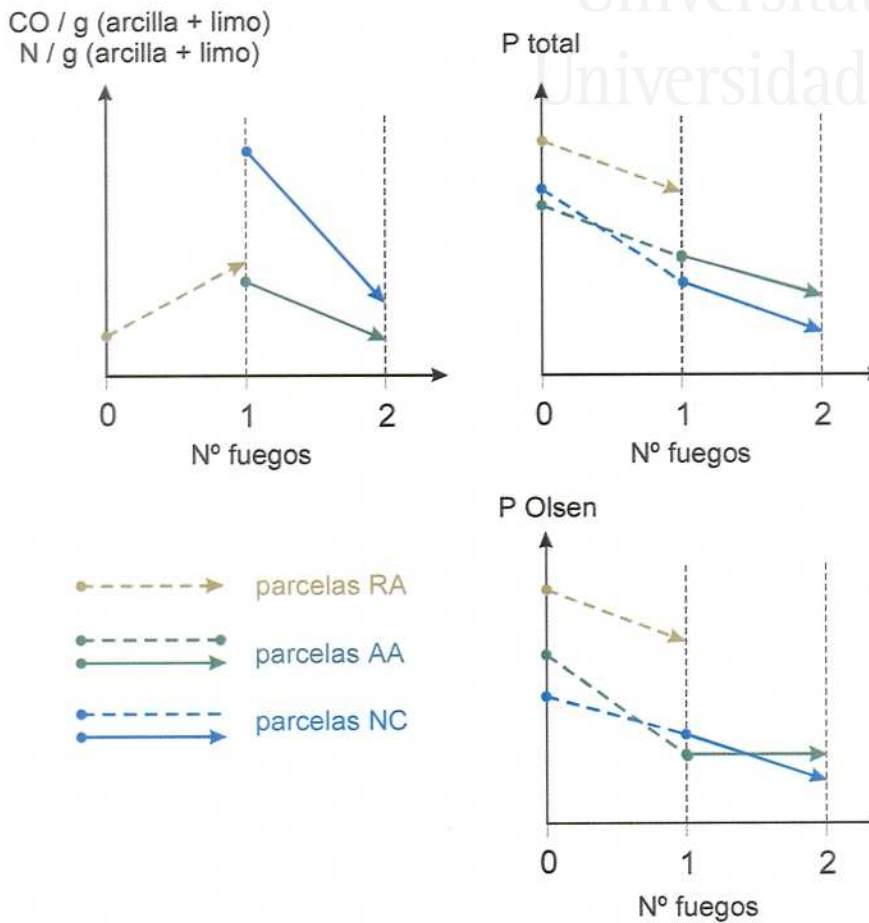
La recuperación de la vegetación, y especialmente la de las especies rebrotadoras leñosas, fue muy lenta en los cultivos abandonados. La dinámica sucesional postincendio estuvo determinada por la historia de usos en sus primeras etapas, pero tendió a converger en etapas intermedias. El aumento de la frecuencia de fuegos no alteró significativamente la estructura, la composición florística y la configuración espacial de las formaciones vegetales más maduras, lo que puede ser debido al estrecho rango de frecuencia de incendios muestreado, pero también a una gran resiliencia frente al fuego asociada con una rápida reinstalación postincendio de las especies germinadoras perennes.

Figura 7.1 Esquema conceptual de las interacciones entre cambios de usos del suelo, dinámica del paisaje y régimen de incendios en Vall de Gallinera (1956-1994).

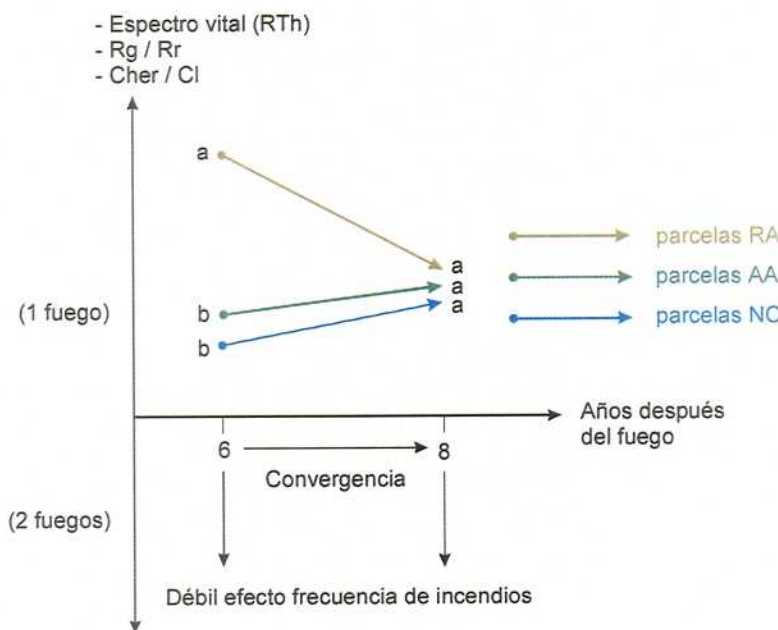


**Figura 7.2 Representación cualitativa de los efectos de la historia de usos y frecuencia de incendios:**  
 (a) sobre los principales parámetros de fertilidad del suelo; (b) sobre la vegetación.  
 RA: parcelas recientemente abandonadas; AA: antiguamente abandonadas; NC: nunca cultivadas.  
 RTh: riqueza de terófitos; Rg/Rr: relación riqueza de germinadoras / riqueza de rebrotadoras;  
 Cher/Cl: relación cobertura de herbáceas / cobertura de leñosas.

(a)



(b)





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## 8 BIBLIOGRAFÍA

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

Ahlgren, I. F. y Ahlgren, C.E. 1960. Ecological effects of forest fires. *Bot Rev.* 26: 483-553.

Albini, F.A. y Anderson, E.B. 1982. Predicting behavior in US Mediterranean ecosystems. In: C.E. Conrad y W.C. Oechel (eds.). *Proc. Symp. On Dynamics and Management of Mediterranean type ecosystems.* USDA Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station Gen. Tech. Report PSW-58, Berkeley, CA.

Allen, T.F.H. y Starr, T.B. 1982. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity.* University of Chicago Press, Chicago.

Almendros, G., González-Vila, F.J. y Martín, F. 1989. Alteraciones del humus en bosques mediterráneos continentales afectados por incendios. *Options Méditerranéennes* 3: 95-99.

Almendros, G., González-Vila, F.J. y 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.

Anderson, H.E. 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA Forest Serv. Intermountain Forest and Range Exp. Stn.Gen.Tech.Rep. INT-122, Ogden, Utah.

Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J. y Cerni, R. 1994. Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses. In: M. Sala and J.L. Rubio (eds.). *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires.* Geoforma Ediciones, Logroño.

Archivo de la Diputación Provincial de Alicante (sección de fomento): Leg.219 y Leg 45 (pp. 200).

Arevalo, J.R., Carreira, J.A. y Niell, F.X. 1993. Kinetic parameters of phosphatase activity along a xeric dolomitic soil chronosequence related to wildfires. *Geomicrobiology Journal*, 11: 235-245.

Arianoutsou, M. y Margaritis, N.S. 1981. Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (East Mediterranean) I. Regeneration by seed germination. *Biol. Ecol. Medit.* 8: 199-128.

Arianoutsou, M. 1984. Post-fire successional recovery of a phryganic (east Mediterranean) ecosystem. *Acta Oecologica: Oecologia Plantarum* 5: 387-394.

Arianoutsou, M. y Thanos, C.A. 1996. Legume in the fire-prone mediterranean regions: an example from Greece. *Int. J. of Wildland Fire*, 6(2).77-82.

Arianoutsou, M. 1998. Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. In: P.W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.). *Landscape degradation in Mediterranean-type ecosystems.* Ecological Studies 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 273-295.

Aschmann, H. 1973. In: Di Castri, F. and H. Mooney (eds.). *Mediterranean type ecosystems. Origin and structure.* Ecological Studies, 7. Springer, New York. pp. 11-20.

Atkinson, D. y Willows, R. I. 1990. Human impacts on european ecosystems. *TREE* 5 (3): 73-74.

Austin, M. P. y Austin, B. O. 1981. Behaviour of experimental plant communities along nutrient gradient. *J. Ecol.* 68, 891-918.

## 8. Bibliografía

- Avnir, D., Biham, O., Lidar, D. y Malcai, O. 1997. On the abundance of fractals. In: M.M. Novak and T.G. Dewey (eds.). *Fractal Frontiers*. World Scientific, Singapore, pp. 199-234.
- Baeza, M. J. 2001. Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por *Ulex parviflorus* (Pourr.). Tesis doctoral. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante.
- Bak, P., Tang, C. y Wiesenfeld, K. 1988. Self-organized criticality. *Phys. Rev. A*, 38: 364-374.
- Bak, P. y Tang, C. 1989. Earthquakes as a self-organized critical phenomenon. *J. Geophys. Res. B*, 94: 15635-15637.
- Baker, W.L. 1989. A review of models of landscape change. *Landscape Ecology* 2(2): 111-133.
- Baker, W.L. 1993. Spatially heterogeneous multi-scale response of landscapes to fire suppression. *Oikos* 66: 66-71.
- Balabanis, P., Eftichidis, G. y Fantechi, R. 1997. *Forest fire risk and management*, Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course held in Greece, may-june 1992. European Commission, Brussels.
- Balling, R.C., Meyer, G.A. y Wells, S.G. 1992. Climate change in Yellowstone National Park: is the drought-related risk of wildfires increasing? *Climatic change*, 22: 35-45.
- Ballini, C. y Bonin, G. 1995. Nutrient cycling in some *Ulex parviflorus* Pourr. Scrubs in Provence (southeastern France). II. Nutrient release from decomposing litter. *Eur. J. Soil. Biol.* 31(3): 143-151.
- Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R. y Quézel, P. 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the Mediterranean Basin. *Vegetatio* 87: 151-173.
- Barceló, M. C. 1984. Poblament i toponomàstica de la Vall de Gallinera islàmica. *Aguaits* 2: 5-17.
- Baskin, C. y Baskin, M. 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, London.
- Baudry, J. y Bunce, R.G.H. 1991. Land abandonment and its role in conservation. Proceedings of the Zaragoza/Spain Seminar, 10-12 december 1989. *Options Méditerranéennes, Série Séminaires n°15*. CIHEAM-INTECOL.
- Bauhus, J., Khanna, P.K., Hopmans, P. y Weston, C. 2002. Is soil carbon a useful indicator of sustainable forest soil management? – a case study from native eucalypt forests of south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 171: 59-74.
- Bautista, S. 1999. Regeneración post-incendio de un pinar (*Pinus halepensis*, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485-488.
- Bazzaz, F.A. 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance. In: Mooney, H. and Godron, M. (eds.). *Disturbance and Ecosystems. Components of Response*. Ecological Studies, 44. Springer-Verlag, New York. pp. 259-275.
- Bendel, R. B., Higgins, S.S., Teberg, J.E. y Pyke, D.A. 1989. Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia*, 78(3): 394-400.

Binkley, D. 1986. Soil acidity in loblolly pine stands with interval burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1590-1594.

Binkley, D. y Christensen, N. 1992. The effects of canopy fire on nutrient cycles and plant productivity. In: Laven, R. and Omi, P. (eds.). *Pattern and process in crown fire ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

Binkley, D. 1993. Group Report: Impacts of Fires on Ecosystems. In: P.J. Crutzen and J.G. Goldammer (eds.). *Fire in the environment: the ecological, atmospherical and climatic importance of vegetation fires*. John Wiley and Sons, Chichester. pp. 359-372.

Blondel, J. y Aronson, J. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the mediterranean basin: human and non-human determinants. In: G.W. Davis and D.M. Richardson (eds.) *Mediterranean -Type Ecosystems: The Function of Biodiversity*. Ecological Studies 109. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.

Bonan, G.B., Shugart, H.H. y Urban, D.L. 1990. The sensitivity of some high-latitude boreal forests to climatic parameters. *Climatic change*, 16: 9-29.

Bond, W.J. y van Wilgen, B.W. 1996. *Fire and plants*. Chapman & Hall, London.

Bonmatí, J. F. 1989. La agricultura en la provincia de Alicante a finales del siglo XIX, Generalitat Valenciana, pp. 206.

Boone, R.D., Sollins, P y Cromack, K. 1988. Stand and soil changes along a mountain hemlock death and regrowth sequence. *Ecology*, 69, 3:714-722.

Bormann, F.H. y Likens, G.E. 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.

Bornkamm, R. 1981. Rates of change in vegetation during secondary succession. *Vegetatio* 47: 213-220.

Bosch i Julià, M. 1866. Memoria sobre la Inundación del Júcar en 1864. Imprenta Nacional, Madrid.

Bosque Sendra, J. 1992. *Sistemas de Información Geográfica*. Rialp, Madrid. pp. 451.

Botkin, D. B., Sobel, M.J. 1975. Stability in time-varying ecosystems. *The American Naturalist*. v. 109, pp. 625-646.

Box Amorós, M. 1986. Terrazas y Riegos de Boquera. *El Campo* 103. pp. 116-118.

Bradstock, R.A., Bedward, M. y Scott, J.A. 1994. Persistence of plant populations in landscapes subjected to recurrent fire: simulation of effects of fires of varied frequency and size. *Proc. 2nd Int. Conf. on Forest fire Research*. Vol II, D.10. pp. 899-908. Nov 1994, Coimbra.

Brandt, C.J. y Thornes, J.B. 1996. *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley and Sons.

Brown, V.K. 1991. Early successional changes after land abandonment: the need for research. In: *Land abandonment and its role in conservation*. Proceedings of the Zaragoza/Spain Seminar, 10-12 december 1989. Options Méditerranéennes, Série Séminaires n°15: 97-101. CIHEAM-INTECOL.

Burgess, R. L. y Sharpe, D.M. 1981. *Forest Island Dynamics in Man Dominated Landscapes*. Springer Verlag, New York.

Burke, I.C., Lauenroth, W.K. . 1995. Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: Implications for the conservation reserve program. *Ecological applications* 5: 793-801.

Burrough, P. A. 1981. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. *Nature* 294: 240-242.

## 8. Bibliografía

- Burrough, P.A. 1986. Principles of GIS for Land Resource Assessment. Oxford University Press, 194 p.
- Byram, G. M. 1959. Combustion of Forest fuel. In: K.P. Davis (ed.). Forest Fire: Control and use. Mcgraw Hill, New York. pp. 61-89.
- Cammeraat, L.H., Imeson, A.C., Quinton, J. y Morgan, R. 1998. Erosion and land use: land abandonment, disturbance and rehabilitation. In: P.Mariota, J.B. Thornes y N. Geeson (eds.). Atlas of Mediterranean Environments in Europe. The desertification context. John Wiley and Sons. pp. 57-59.
- Canadell, J. y Fontanillas, I. 1987. Els efectes del foc sobre el sòl i els nutrients de l'ecosistema. In: Ecosistemes terrestres: la resposta als incendis i a d'altres perturbacions. Quaderns d'ecologia aplicada 10. Diputació de Barcelona. pp. 145-156.
- Carré, J. 1972. Lecture et exploitation des photographies aériennes, Tome 2. Eyrolles, Paris.
- Carreira, J.A. y Niell, F.X. 1992. Plant nutrient changes in a semi-arid Mediterranean shrubland after fire. Journal of Vegetation Science, 3: 457-466.
- Carreira, J.A., Sanchez-Vazquez, F. y Niell, F.X. 1992. Short-term and small-scale patterns of post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain. ActaOecologica 13(3): 241-253.
- Carreira, J.A., Niell, F.X. y Lajtha, K. 1994. Soil nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional age. Biogeochemistry, 26: 189-209.
- Carreira, J.A. y Niell, F.X. 1995. Mobilization of nutrients by fire in a semiarid gorse-scrubland ecosystem of southern Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation, 9: 73-89.
- Carreira, J.A., Arevalo, J. R. y Niell, F. X. 1996. Soil degradation and nutrient availability in fire-prone mediterranean shrublands of southeastern Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation, 10: 53-64.
- Carstensen, L.W. Jr. 1987. A measure of similarity for cellular maps. The American Cartographer 14(4):345-357.
- Carta Puebla de Vall de Gallinera. 1611. Archivo Histórico Nacional, Madrid.
- Casals, P. 2002. Estratègies de la vegetació mediterrània en l'ús del nitrogen després del foc. Tesi doctoral. Departament de Biologia Vegetal, Universitat de Barcelona.
- Caturla, R.N., Raventós, J., Guàrdia, R. y Vallejo, V.R. 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). Acta Oecologica 21 (1): 1-12.
- Caturla, R.N. 2002. Efecte del foc i la recurrencia d'incendis en camps abandonats dominats per *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv. a la Comunitat Valenciana. Tesi Doctoral. Facultat de Ciències Universitat de Alacant. Alacant.
- Cavanilles, A.J. 1795-1797. Observaciones sobre la Historia Natural, Geografía, Agricultura, Población y Frutos del Reyno de Valencia. Madrid, Imprenta Real, 2 vols.
- CEAM, 1995. Informe final del proyecto "Ensayo de especies autóctonas y técnicas de restauración forestal".
- Cebrián de Miguel, J.A. 1986. SIG. Funciones y estructuras de datos. Estudios Geográficos 184: 277-299.
- Cerdà, A., Imeson, A.C. y Calvo, A. 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hidrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. Catena, 24: 289-304.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. y Williams, D. 1983. Fire in forestry, Vol I. Forest fire behavior and effects. John Wiley and Sons, New York.



- Chou, Y.H. y Minnich, R.A. 1990. Spatial autocorrelation of wildfire distribution in the Idyllwild Wquadrangle, San Jacinto Mountain, California. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56(11): 1507-1513.
- Christensen, N.L. 1973. Fire and nitrogen cycle in California chaparral. *Science*, 74: 66-67.
- Christensen, 1977. Changes in structure, pattern and diversity associated with climax forest maturation in Piedmont, North Carolina. *Am. Midl. Nat.* 97: 176-188.
- Christensen, N. L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. In: S. T. A. Pickett and P. S. White (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. pp. 85-100.
- Christensen, N.L. 1990. The biogeochemical consequences of fire, their effects on the vegetation of the coastal plain of the southeastern United States. In: L. Trabaud (ed.). *The role of fire in ecological systems*. pp: 1-21.
- Christensen, N. L. 1993. Fire regimes and ecosystem dynamics. In: P.J. Crutzen and J.G. Goldammer (eds.). *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation fires*. J. Wiley & Sons, Chichester. pp. 233-244
- Chust, G. 1997. *Anàlisi Espacial i Dinàmica del Paisatge de Menorca, a través de la Teledetecció*. Tesina, Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona.
- Chuvieco Salinero, E. 1990. *Diccionario glosario de términos SIG*. As Esp de SIG, Madrid. pp. 94.
- Clark, J.S. 1990. Fire and climate change during the last 750 years in northwestern Minnesota. *Ecological Monographs*, 600: 135-159.
- Clemente, A.S., Rego, F.C. y Correia, O.A. 1996. Demographic patterns and Productivity of Post-fire Regeneration in Portuguese Mediterranean Maquis. *International Journal of Wildland Fire* 6(1): 5-12.
- Cole, D.W. y van Miegroet, H. 1989. Chronosequences: a technique to assess ecosystem dynamics. In: W.J. Dyck and C.A. Mees (eds.) *Research Strategies for Long-term Site Productivity*. Proceedings, IEA/BE A3 Workshop, Seattle, WA, August, 1988. IEA/BE A3 Report N°8. Forest Research Institute, New Zealand, Bulletin 152.
- Collins, S.L. y Glenn, S.M. 1988. Disturbance and community structure in north american prairies. In: H.J. Doring, M.J.A. Werger y J.H. Willems (eds.). *Diversity and pattern in plant communities*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Collins, S.L. 1992. Firefrequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology*, 73 (6): 2001-2006.
- Collins, M.E., Doolittle, J.A. y Rourke, R.V. 1989. Mapping depth to bedrock on a glaciated landscape with ground-penetrating radar. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1806-1812.
- Conejero, V. 1985. *La agricultura en la provincia de Alicante durante el siglo XIX*. Diputación Provincial de Alicante.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (199) 24: 1302-1310.
- Conselleria d'Administració Pública, Generalitat Valenciana. *Mapa Geocientífico de la Provincia de Alicante*. 1987. Escala: 1:200.000. Valencia.
- Conselleria d'Administració Pública, Generalitat Valenciana. 1991. *Monografies, 10. Estudio Multidisciplinar del Parque Natural del Montgó (Alicante)*.

## 8. Bibliografía

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Memoria de Reconocimiento del Monte de "La Solana". 1885.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Estudio forestal de la provincia con motivo del centenario del cuerpo de ingenieros de Montes , 1848-1948.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Clasificación general de los Montes públicos. 1859.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Catálogo de los Montes Públicos exceptuados de Desamortización; Real Decreto 22/1 de 1862.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Catálogo de Montes y otros terrenos exceptuados de Desamortización ; art. 4º del RD de 27/2 de 1897.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Memoria de Clasificación del Monte "Llano de Alcalá" . 1925.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Unitat Forestal dels Serveis Territorials d'Alacant. Base de datos de incendios (1973-1996).

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Serveis Territorials d'Alacant. Estadística Agrícola (1943-1996).

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Serveis Territorials d'Alacant. Estadística Ganadera (1974-1978).

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. 1988. Los incendios forestales en la Comunidad Valenciana, Valencia.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Representación cartografica de los incendios de la provincia de Alicante (periodo 1993-1995) al 1:50.000.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Mapa de zonas incendiadas (periodo 1987-1994) al 1:200.000.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Mapa forestal de la Comunidad Valenciana al 1:250.000.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Mapas Topográficos y de Usos del Suelo al 1:25.000.

Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient, Generalitat Valenciana. 1995. Plan de Reforestación de la Comunidad Valenciana: 1994-1999. Valencia.

Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports (COPUT), Generalitat Valenciana. 1992. Mapas de Litología al 1:50.000.

Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports (COPUT), Generalitat Valenciana. Mapas de Usos Globales del Suelo al 1:50.000.

Costa, M., Peris, J.B. y Figuerola, R. 1982. Sobre los carrascales termomediterráneos valencianos. Lazaroa, 4:37-52.

Costa, M. 1986. La Vegetació al País València. Universitat de València. València.

Costa Mas, J. 1977. El marquesat de Denia: estudio geográfico. Valencia, Universitat de Valencia. pp. 595.

Costa Mas, J. 1985. Explotaciones agrarias de les Valls d'Alcoi: el mas, la empresa familiar y el agricultor alternante. *Investigaciones Geográficas* 3: 83-116

CREAF. 1997. Mapa de Recurrencia de Incendios de Cataluña (1975-1995).

Cruz Orozco, J. 1988. Las áreas montanas valencianas: crisis y reactivación. *Cuadernos de Geografía* 44: 183-202.

Cucó, M. L. 1987. Mecanismes de regeneració. In: *Ecosistemes terrestres: la resposta als incendis i a d'altres perturbacions*. *Quaderns d'ecologia aplicada* 10. Diputació de Barcelona. pp. 45-62.

Dale, M.B. 1975. On objectives of methods of ordination. *Vegetatio* 30: 15-32.

Dale, V. H. 1990. The long-term influence of past land use on the Walker Branch forest. *Landscape Ecology* 4 (4): 211-224.

Davenport, D. W., Breshears, D.D., Wilcox, B.P. y Allen, C.D. 1998. Viewpoint: sustainability of piñon-juniper ecosystems: A unifying perspective of soil erosion thresholds. *Journal of Range Management*, 51: 229-236.

Davis, R. y Cantlon, J. 1969. Effect of size area open to colonization on species composition in early old-field succession. *Bull. Torrey Bot. Club*. 96: 660-673.

Davis, F.W. y Barrows, D.A. 1994. Spatial simulation of fire regime in mediterranean-climate landscape. In: J.M: Moreno y W. C: Oechel (eds.) *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. *Ecological Studies*, 107, Springer-Verlag, New York.

Davis, G. 1998. Landscapes and biodiversity in mediterranean-type ecosystems: the role of changing fire regimes. In: J.M. Moreno. (ed.) *Large forest fires*. Backhuys Publishers. Leiden.

Davis, W.S., Borchert, M.I. y Odion, D.C. 1989. Establishment of microscale vegetation patterns in maritime chaparral after fire. *Vegetatio* 84: 63-67.

DeBano, L. F. y Conrad, C. E. 1978. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59 (3): 489-497.

DeBano, L.F., Rice, H. y Conrad, C.E. 1979. Soil heating in chaparral fires: Effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff. *Research Report paper PSW 145*. USDA, Forest Service.

DeBano, L.F. y Klopatek, J.M. 1988. Phosphorus dynamics of Pinyon-Juniper soils following simulated burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 271-277.

DeBano, L.F., Neary, D.G. y Ffolliott, P.F. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. John Wiley and Sons. New York.

de Bolós, O. 1959. El sotobosque arbustivo en la silvicultura mediterránea. *P. Inst. Biol. Apl.* Tomo XXX, pp. 5-16.

de Bolòs, O., Vigo, J., Masalles, R.M., Ninot, J.M. 1990. *Flora Manual dels Països Catalans*. Edicions Pòrtic, Barcelona.

Debussche, M., Escarré, J. y Lepart, J. 1982. Ornithochory and plant succession in mediterranean abandoned orchards. *Vegetatio* 48: 255-266.

Debussche, M., Rambal, S. y Lepart, J. 1987. Les changements de l'occupation des terres en région méditerranéenne humide: évaluation des conséquences hydrologiques. *Acta Oecologica Oecol. Applic.* 8: 317-332.

## 8. Bibliografía

- Debussche, M. y Lepart, J. 1992. Establishment of woody plants in mediterranean old fields: opportunity in space and time. *Landscape Ecology* 6 (3): 133-145.
- Debussche, M. y Isenmann, P. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. *Oikos* 69: 414-426.
- Debussche, M., Escarré, J., Lepart, J., Houssard, C. y Lavorel, S. 1996. Changes in Mediterranean plant succession: old-fields revisited. *Journal of Vegetation Science* 7: 519-526.
- Debussche, M., Lepart, J. y Dervieux, A. 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global ecology and biogeography* 8: 3-15.
- Delattre, E. 1993. Forest fires in southern Europe: Overview of the E.C. Actions: Towards an international cooperation? The European Parliament, STOA Programme.
- De Villota, I. 1994. Estudio de arquitectura popular en la zona alta septentrional de Alicante y su integración en el medio ambiente: La Vall de Gallinera. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Arquitectura, Universidad Politécnica de Madrid.
- Díaz-Delgado, R. 2000. Caracterización mediante teledetección del régimen de incendios forestales en Cataluña (periodo 1975-98) y su influencia en los procesos de regeneración. Tesis doctoral. CREAM y Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i d'Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. 2001. Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE of Spain) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*, 147 (2001): 67-74.
- Díaz-Fierros, F., Gil, F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leiros, M.C. y Villar, M.C. 1982. Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *An. Edafol. Agrobiol.* 41, 627-639.
- Díaz Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. In: M. Sala y J.L. Rubio (eds.) *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Di Castri, F. y Mooney, H. 1973. Mediterranean type ecosystems. Origin and structure. *Ecological studies*, 7. Springer-Verlag, New York.
- Di Castri, F., Goodall, D.W. y Specht, R.L. 1981. Ecosystems of the world. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands. Elsevier Scientific Publishing. New York.
- Di Castri, F. 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In: F. Di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht (eds.). *Ecosystems of the world*. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands. Elsevier Scientific Publishing. New York. pp. 1-43.
- Di Castri, F. 1998. Politics and environment in Mediterranean-climate regions. In: P. W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.). *Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. *Ecological studies*, 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Dunn, C.P., Sharpe, D.M., Guntenspergen, G.R., Stearns, F. y Yang, Z. 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In: M.G Turner and R.H. Gardner (eds.). *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag: New York. pp. 173-198.
- Dyrness, C.T., Van Cleve, K. y Levison, J. D. 1989. The effect of wildfire on soil chemistry in four forest types in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 1389-1396.
- Eastman, J.R. 1990. IDRISI. A grid-based geographic analysis system. Graduate School of Geography, Clark University: Worcester, MA.

Eastman, J. R. 1993. Long sequence time series evaluation using standardized principal components. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 59 (6): 991-996.

Eastman, J.R., McKendry, J.E. and Fulk, M.A. 1994. Change and time series analysis. UNITAR. Clark University, USA.

Elías, F. y Ruiz, L. 1979. Precipitaciones máximas en España. ICONA. Madrid. pp. 545.

Ellis, R.C. y Graley, A.M. 1987. Soil chemical properties as related to forests succession in a highland area in north-east Tasmania. *Australian Journal of Ecology*, 12: 307-317.

Escarré, J., Houssard, C., Debussche, M y Lepart, J. 1983. Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne. Etudes de successions dans les garrigues de Montpellier (France). *Acta Oecologica*, 4(5): 221-228.

Eshel, A., Nava, H-S y Ne'eman, G. 2000. Spatial variation of seedling distribution inb an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Plant Ecology* 148: 175-182.

Etienne, M, Aronson, J y Le Floch, E. 1998. Abandoned lands and land use conflicts in southern France. In: P. W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.). *Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. Ecological studies, 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 127-140.

FAO-UNESCO. 1988. Soil map of the world. Revised legend. *World Soil Resources Report*, 60. Roma. 99 pp.

Faraco, A.M., Fernández, F. y Moreno, J.M. 1993. Post-fire vegetation dynamics of pine woodlands and shrublands in Sierra de Gredos, Spain. In: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*, Ecosystems Research Report 5, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg. pp. 101-112.

Faraco, A.M. 1998. Gravedad del fuego y patrones espaciales y temporales postincendio de las plantas de un escobonal de la Sierra de Gredos. Tesis doctoral. Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid.

Farina, A. 1991. Recent changes of the mosaic patterns in a montane landscape (north Italy) and consequences on vertebrate fauna. In: *Land abandonment and its role in conservation*. Proceedings of the Zaragoza/Spain Seminar, 10-12 december 1989. *Options Méditerranéennes, Série Séminaires n°15*: 121-134. CIHEAM-INTECOL.

Farina, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman and Hall, London.

Fenn, M.E., Poth, M.A., Dunn, P.H. y Barro, S.C. 1993. Microbial N and biomass, respiration and N mineralization in soils beneath two chaparral species along a fire-induced age gradient. *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 25, 4:457-466.

Fernández Ales, R. 1991. Effect of economic development on landscape structure and function in the Province of Seville (SW Spain) and its consequences on conservation. In: *Land abandonment and its role in conservation*. Proceedings of the Zaragoza/Spain Seminar, 10-12 december 1989. *Options Méditerranéennes, Série Séminaires n°15*: 61-69. CIHEAM-INTECOL.

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

Fernández, L. 1995. Evolución de las comunidades leñosas en la Sierra de Guadarrama. *Ecosistemas* 14: 80.

## 8. Bibliografía

- Ferran, A., Serrasolsas, I. y Vallejo, V. R. 1992. Soil evolution after fire in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forests. In: A. Teller, P. Mathy and J.N.R. Jeffers (eds.). Response of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Elsevier, London. pp. 397-405.
- Ferran, A. y Vallejo, V.R. 1992. Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Vegetatio* 99-100: 239-246.
- Ferran, A. 1996. La fertilitat de sòls forestals en la regeneració després del foc de diferents ecosistemes mediterranis. Tesis doctoral. Departament de Biologia Vegetal, Universitat de Barcelona.
- Ferran, A., Delitti, W. y Vallejo, V.R. 1998. Effects of different fire recurrences in *Quercus coccifera* communities of the Valencia region (Spain). III Int. Conf. on Forest Fire Research.. 14th Conf. on Fire and Forest Meteorology. Vol II, pp.1555-1569. Luso, 16/20 Nov. 1998.
- Ferran, A. y Vallejo, V.R. 1998. Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. In: L. Trabaud (ed.). Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington. pp. 155-166.
- Ferrandis, P., Herranz, J.M. y Martínez-Sánchez, J.J. 1999. Fire impact on a maquis soil seed bank in Cabañeros National park (Central Spain). *Israel Journal of Plant Sciences* 47: 17-26.
- Folch, R. 1996. Socioecología dels incendis forestals. *Ecologia del foc*. Proa.
- Forman, R. T. T. y Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. J. Wiley & Sons, New York.
- Forman, R.T. 1997. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Fosberg, M.A. 1971. Climatological influences on moisture characteristics of dead fuel: Theoretical analysis. *Forest science* 17: 64-72.
- Foster, D. R., 1992. Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA. *Journal of Ecology* 80: 753-772.
- Fox, M.D. y Fox, B.J. 1986. The effect of fire frequency on the structure and floristic composition of a woodland understorey. *Australian Journal of Ecology*, 11: 77-85.
- Fox, M.D. y Barry, J.F. 1987. The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of eastern Australia. In: L. Trabaud (ed.). *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing. The Hague. pp. 23-48.
- Francis, C.F. y Thornes, J.B. 1990. Matorral: Erosion and Reclamation. In: J. Albaladejo, E. Díaz (eds.) *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Murcia pp. 87-115.
- Franklin, J.R. y Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Lands. Ecol.* 1: 5-18.
- Franquesa, T. 1987. Regeneració de les brolles silícicoles de la península del cap de Creus. *Quad. D'Ecol. Apl.* 10:113-129.
- García Ruiz, J. M. 1988. La evolución de la agricultura de montaña y sus efectos sobre la dinámica del paisaje. *Revista de Estudios Agrosociales* 146: 7-37.
- García Ruiz, J.M., Lasanta Martínez, T. y Sobrón García, I. 1988. Problemas de evolución geomorfológica en campos abandonados: el valle del Jubera (Sistema Ibérico). *Zubia*, 6: 99-114, Logroño.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. y O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:19-28.

Gardner, R.H. y Turner, M.G. 1991. Future directions in quantitative landscape ecology. In: M.G. Turner and R.H. Gardner (eds.). *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York. pp. 519-525.

Gardner, R.H., Hargrove, W.W., Turner, M.G. y Romme, W.H. 1996. Climate change, disturbances and landscape dynamics. In: B. Walker and W. Steffen. *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. IGBP. Book series 2. Cambridge Univ. Press. pp. 149-172.

Gill, M. 1981. Fire-adaptative traits of vascular plants. In: H.A. Mooney, T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen, J.E. Lotan and W.A. Reiners (eds.). *Fire regimes and Ecosystem properties*. U.S. For. Ser. Gen. Tec. Rep. WO-26. pp. 208-230.

Gil Olcina, A. 1986. Paisajes rurales. *El Campo* 103: 61-67.

Giourga, H., Margaris, N. S. y Vokou, D. 1998. Effects of grazing pressure on succession process and productivity of old fields on Mediterranean islands. *Environmental Management*, 22 (4): 589-596.

Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1987. The natural evolution of a burned soil: a three year investigation. *Soil Science* 143: 220-226.

Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 149 (6):344-350.

Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1993. Effects of fire on soil physico-chemical characteristics and erosion dynamics. In: L. Trabaud y R. Prodon (eds.). *Fire in Mediterranean ecosystems*, pp. 403-412. EUR 15089 EN, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg.

Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. In: M. Sala y J.L. Rubio (eds.) *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geofoma Ediciones. Logroño.

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

Gleason, H.A. 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158-162.

Gleason, H. A. 1927. Further views of the succession concept. *Ecology*, 8, 299-326.

Glenn-Lewin, D. C. 1980. The individualistic nature of plant community development. *Vegetatio* 43, 141-146.

Godron, J.L., Guillerm, J.L., Poissonet, J., Poissonet, P., Thiault, M., Trabaud, L. 1981. Dynamics and management of vegetation. In: Di Castri, F., Goodall, D.W., Specht, R.L. (eds.) *Mediterranean-type shrublands*, pp. 317-344.

González-Bernáldez, F. 1981. *Ecología y Paisaje*. Blume, Madrid.

González-Bernáldez, F. 1989. Des communautés rurales aux complexes métropolitains: exemple de la déstabilisation des systèmes pastoraux traditionnels et évolution des paysages pâturés méditerranéens dans le centre de l'Espagne. pp. 62-77. In: *Landscape Ecology: study of mediterranean grazed ecosystems*. MAB Symposium. XVI International Grassland Congress, Nice, France. October 7, 1989.

Graham, R.L., Turner, M.G. y Dale, V.H. 1990. How increasing atmospheric CO<sub>2</sub> and climate change affects forests. *BioScience*, 40: 575-587.

Green, L.R. 1982. Prescribed burning in the California Mediterranean ecosystem. In: C.E. Conrad and W. Oechel (eds.), *Dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems*. pp. 464-471.

## 8. Bibliografía

- Greig-Smith, P. 1952. Ecological observations on degraded and secondary forest in Trinidad, British West Indies, II. Structure of the communities. *Journal of Ecology* 40: 316-330.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in vegetation. *Journal of Ecology* 67: 755-779.
- Greig-Smith, P. 1983. Quantitative plant ecology. Third edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Greig-Smith, P. y Chadwick, M.J. 1965. Data on pattern within plant communities. III. *Acacia-Capparis* semi-desert scrub in the Sudan. *J.Ecol.* 53: 465-474.
- Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley, New York, USA.
- Grubb, P.J. y Hopkins, A.J.M. 1986. Resilience at the level of the plant community. In: B. Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont (eds.). Resilience in Mediterranean-type ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 21-38.
- Gualda Gómez, C. E. 1988. La Sierra de Mariola: Aspectos Geomorfológicos y Biogeográficos. Universidad de Alicante.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C. y Incoll, L.D. 1996. Spatial patterns in a two-tiered semi-arid shrubland in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 7: 527-534.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C. y Incoll, L.D. 1997. Spatial pattern in *Anthyllis cytisoides* shrubland on abandoned land in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 627-634.
- Haeggstrom, C.A. 1988. Protection of wooded meadows in Aland: problems, methods and perspectives. *Oulanka reports* 8, 88-95.
- Haidinger, T.L. y Keeley, J.E. 1993. Role of high fire frequency in destruction of mixed chaparral. *Madroño* 40:141-147.
- Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecol. Monographs*, 41 (1): 27-52.
- Hassink, J. 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. DLO Research Institute for Agrobiological and Soil Fertility, Haren, The Netherlands.
- Hastings, H.M. y Sugihara, G. 1994. *Fractals: a users guide for the natural sciences*- Oxford University Press, Oxford.
- Hill, M.O. 1973. The intensity of spatial pattern in plant communities. *Journal of Ecology* 61: 225-235.
- Hill, J. 1993. Data collection on Mediterranean soils, erosion, land cover and land use with remote sensing satellites. In: M. Lasram (ed.), *The situation of Agriculture in Mediterranean Countries. Cahiers Options Méditerranéennes*. CIHEAM.-Zaragoza. pp. 229-250.
- Holling, C.S. 1992. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62: 447-502.
- Hubert, B. 1991. Changing land uses in Provence (France). Multiple use as a management tool. In: *Land abandonment and its role in conservation. Proceedings of the Zaragoza/Spain Seminar, 10-12 december 1989. Options Méditerranéennes, Série Séminaires n°15: 31-52. CIHEAM-INTECOL.*
- Huston, M. y Smith, T. 1987. Plant succession: life history and competition. *Am. Natur.* 130:168-198.
- Instituto Geográfico Nacional. IGN. Mapas Topográficos al 1:25.000. (hojas 795, 796, 822).
- Instituto Geológico y Minero de España. IGME. Mapas Geológicos al 1:50.000 (hojas 795, 796, 821).



- Instituto Nacional de Estadística. INE. Censos Agrarios de España (1962-1989)
- Instituto Nacional de Estadística. INE. Censos de Población. (1900-1991).
- Instituto Nacional de Estadística. INE. Anuario Estadístico de España. (1996)
- Instituto Nacional de Estadística. INE. Encuesta sobre la estructura de las explotaciones agrícolas (1996)
- Ivens, G.W. 1983. The influence of temperature on germination of gorse (*Ulex europaeus* L.). *Weed Research* 23: 207-216.
- Iverson, L. R., Risser P. G., 1987. Analyzing long-term changes in vegetation with geographic information system and remotely sensed data. *Adv. Space Res.* 7 (11): 11(183)-(11)194.
- Iverson, L. R. 1988. Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology* 2(1): 45-61.
- Jackson, M.L. 1976. Análisis Químico de Suelos. Omega, Barcelona.
- Jenny, H. 1980. The Soil Resource. Origin and Behavior. *Ecological Studies*, 37. Springer-Verlag, New York.
- Kauffman, J. B. 1993. The role of humans in shaping fire regimes and ecosystem properties. In: P.J. Crutzen and J.G: Goldammer (eds.). *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation fires*. J. Wiley & Sons, Chichester. pp. 375-388.
- Kazanis, D. y Arianoutsou, M. 1996. Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* forests in Attica, Greece. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 83-91.
- Keeley, J.E. y Zedler, P.H. 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seedling strategies. *American Midland Naturalist*, 99: 142-161.
- Keeley, J.E. y Keeley, S.C. 1981. Post-fire regeneration of Southern California Chaparral. *American Journal of Botany* 68 (4): 524-530.
- Keeley, J.E. y Keeley, S.C. 1984. Postfire recovery of California Coastal Sage Scrub. *American Midland Naturalist* III(1): 105-117.
- Keeley, J.E. 1986. Resilience of mediterranean shrub communities to fires. In: B. Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont (eds.). *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers. pp. 95-112.
- Keeley, J.E. 1987. Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. *Ecology* 68: 434-443.
- Keeley, J.E. 1991. Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. *The Botanical Review* 57: 81-116.
- Keeley, J.E. 1992. Demographic structure of California chaparral in the long-term absence of fire. *Journal of Vegetation Science* 3: 79-90.
- Keeley, J.E. 1998. Postfire ecosystem recovery and management: the october 1993 large fire episode in California. In: J. M. Moreno (ed.). *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden. pp. 69-90.
- Keeley, S.C., Keeley, J.E., Hutchinson, S.M. y Johnson, A.W. 1981. Postfire succession of the herbaceous flora in Southern California Chaparral. *Ecology* 62: 1608-1621.

## 8. Bibliografía

- Kessell, S.R. 1976. Gradient modeling: A new approach to fire modeling and wilderness resource management. *Environmental Mngement* 1: 39-48.
- King, T.J. y Woodell, S.R.J. 1973. The causes of regular pattern in desert perennials. *J. Ecol.* 61: 761-765.
- Kitzberger, T., Veblen, T.T. y Villalba, R. 1997. Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography* 24:35-47.
- Kitzberger, T. y Veblen, T.T. 1999. Fire induced changes in northern Patagonoian landscapes. *Landscape Ecology* 14: 1-15.
- Knight, D.H. 1987. Parasites, lightning and the vegetation mosaic in wilderness landscapes. In: Turner, M. G (ed.). *Landscape heterogeneity and disturbance. Ecological Studies*, 64. Springer-Verlag, New York. pp.59-84.
- Knops, J.M.H. y Tilman, D. 2000. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology-Washington D.C.*, 81 (1): 88-98.
- Kolars, J. 1966. Locational aspects of cultural ecology. The case of the goat in Non-Western agriculture. *Geographical Review*, 56: 577-584.
- Kolasa, J. 1989. Ecological sytems in hierarchical perspective: breaks in community structure and other consequences. *Ecology* 70(1): 36-47.
- Kolasa, J. y Pickett, S.T.A. 1989. *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag. New York.
- Kosmas, C.S., Moustakas, N., Danalatos, N.G. y Yassoglou, N. 1996. The Spata field site: I. Impacts of land use and management on soil properties and erosion. II The effect of reduced moisture on soil properties and wheat production. In: C.J. Brandt and J.B. Thornes. *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley and Sons. pp. 207-228.
- Kotliar, N. B. y Wiens, J. A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59: 253-260.
- Kruger, F.J. 1983. Plant community diversity and dynamics in relation to fire. In: F.J. Kruger, D.T. Mitchell and J.U.M. Jarvis (eds.). *Mediterranean-Type Ecosystems. The role of nutrients*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 446-472.
- Krummel, J. R., Gardner, R.H., Sugihara, G., O'Neill, R.V. y Coleman, P. R. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48: 321-324.
- Kucera, C.L. 1981. *Grasslands and fire*. In: H.A. Mooney, T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen, J.E. Lotan and W.A. Reiners (eds.). *Fire regimes and ecosystems properties*. General Technological Report WO-26. USDA Forest Service, Washington DC. pp. 90-136.
- Kung, K.J.S. y Lu, Z.B. 1993. Using Ground-Penetrating Radar to Detect Layers of Discontinuous Dielectric Constant. *Soil Science Society of American Journal* 57: 335-340.
- Kutiel, P. y Naveh, Z. 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant and Soil* 104: 269-274.
- Kutiel, P. y Shaviv, A. 1989. Effect of simulated forests fire on the availability of N and P in Mediterranean soils. *Plant and Soil*, 120: 57-63.
- Kutiel, P. y Shaviv, A. 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest ecology and management*, 53: 329-343.
- Kutiel, P. y Inbar, M. 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20:129-139.

- Kutiél, P. 1994. Spatial and temporal heterogeneity of species diversity in a Mediterranean ecosystem following fire. Proc. 2nd Int. Conf. on Forest fire Research. Vol II, D.10. pp. 911-921. Nov 1994, Coimbra.
- Lacaze, B. 1990. The use of high spatial resolution satellite data for mapping land cover and land use in Mediterranean areas. In: E.C. Barrett, C.H. Power and A. Micaleff (eds.). Satellite remote sensing for hydrology and water management; Gordon And Breach Science Publishers, Montreux, Switzerland. pp. 153-165.
- Lacroix i Vidal, J. 1801. Memoria indicativa de montes de Valencia. Junta Pública de la Real Sociedad Económica de Amigos del País Valencià. Valencia.
- LaGro, J. Jr. 1991. Assessing Patch Shape in Landscape Mosaics. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 57 (3): 285-293.
- Lasanta-Martinez, T. 1988. The process of desertion of cultivated areas in the central Spanish Pyrenees. Pirineos 132: 15-36.
- Lasanta-Martinez, T. 1990. Tendencias en el estudio de los cambios de uso del suelo en las montañas españolas. Pirineos 135: 73-106.
- Lavorel, S., O'Neill, R.V. y Gardner, R.H. 1994. Spatio-temporal dispersal strategies and annual plant species coexistence in a structured landscape. Oikos, 71: 75-88.
- Lavorel, S, Rochette, C. y Lebreton, J-D. 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. Oikos 84: 480-498.
- Le Houérou, H.N. 1981. Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. In: F. Di Castri and H. Mooney (eds.), Mediterranean type ecosystems, Ecological Studies, 7. Springer-Verlag, New York. pp. 479-522.
- Le Houérou, H.N. 1987. Vegetation wildfires in the Mediterranean basin: evolution and trends. Ecologia Mediterranea 13: 13-24.
- Leitner, L.A. 1991. Effects of site, landscape features, and fire regime on vegetation patterns in presettlement southern Wisconsin. Landscape Ecology 5 (4): 203-217.
- Lewis, C.A., Lester, N.P., Bradshaw, A.D., Fitzgibbon, J.E., Fuller, K., Hakanson, L. y Richards, C. 1996. Considerations of scale in habitat conservation and restoration. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53: 440-445.
- Li, H. y Reynolds, J.F. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. Landscape Ecology (buscar!)
- Little, S.N. y Ohmann, J.L. 1988. Estimating nitrogen lost from forest floor during prescribed fires in Douglas-Fir Western Hemlock clearcuts. Forest Sci. 34 (1): 152-164.
- Lloret, F., Retana, J. y Espelta, J. M<sup>a</sup>. 1996. Efectes dels focs i mecanismes de regeneració de les plantes. In: J. Terradas (ed.). Ecologia del foc. Proa, Barcelona. pp. 141-156.
- López, L. y Castell, C. 1989. Recuperación de la vegetación mediterránea tras los incendios del verano de 1986: implicaciones para su conservación. II Trobada d'estudiosos del Montseny. Servei de Parcs Naturals. Monografies 18: 83-85.
- López Bermúdez, F. 1990. Soil erosion by water on the desertification of a semi-arid mediterranean fluvial basin: the Segura basin, Spain. Agriculture, ecosystems and Environment, 33, 129-145.
- López-Soria, L. y Castell, C. 1992. Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. Oecologia 91: 493-499.

## 8. Bibliografía

- Loucks, O.L. 1970. Evolution of diversity, efficiency and community stability. *Am. Zoologist*, 10: 17-25.
- Lovejoy, S. 1982. Area-perimeter Relation for Rain and Cloud Areas. *Science* 216: 185-187.
- LUCIFER. Land Use Change Interactions with Fire in Mediterranean Landscapes. Final report. 2001. ENV4-CT96-0320. Luxembourg.
- Ludwig, J.A. y Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley and Sons.
- Luis-Calabuig, E., Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E. y Valbuena, L. 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: L. Trabaud (ed.). *Life and Environment in the Mediterranean*. WIT Press, Southampton, Boston, pp. 42-86.
- Madoz, P. 1847. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de ultramar*. Madrid.
- Malamud, B.D., Morein, G. y Turcotte, D.L. 1998. Forest fires: an example of self-organized critical behavior. *Science* 281: 1840-1842.
- Malanson, G. P. y O'Leary, J. F. 1982. Post-fire regeneration strategies of Californian coastal sage shrubs. *Oecologia* 53: 355-358.
- Malanson, G.P. 1987. Diversity, stability and resilience: effects of fire regime. In: L. Trabaud (ed.). *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing. The Hague. pp. 49-63.
- Malanson, G. P. y Trabaud, L. 1987. Ordination analysis of components of resilience of *Quercus coccifera* garrigue. *Ecology* 68 (3): 463-472.
- Malanson, G. P. y Trabaud, L. 1988. Computer simulations of fire behaviour in garrigue in Southern France. *Applied Geography*, 8: 53-64.
- Mancomunitat de Catalunya. 1980. *Costumari Catala: Usos i costums de bon pages sobre boscos i arbredes* (Edició Facsimil). Del Cotal, Barcelona.
- Mandelbrot, B.B. 1977. *Fractals: Form, Chance and Dimension*. Freeman, San Francisco.
- Mandelbrot, B.B. 1983. *The fractal geometry of nature*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Manly, B.F., McDonald, L.L. y Thomas, D.L. 1993. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall, London.
- Mansanet Terol, C.M. 1987. *Incendios forestales en Alicante*. Caja de Ahorros Provincial de Alicante.
- Marco Molina, J. A. 1986. Cerezos y nisperos. *El Campo* 103. pp. 119-120.
- Marco Molina, J. A. 1995. Terrazas de cultivo abandonadas en el sureste peninsular: aspectos evolutivos. *Investigaciones Geográficas* 13: 81-90.
- Marcos, E. 1997. *Procesos edáficos en comunidades vegetales alteradas por el fuego*. Tesis doctoral. Departamento de Ecología, Genética y Microbiología, Universidad de León.
- Marcos, E., de Luis-Calabuig, E. y Tárrega, R. 1998. Chemical soil changes in shrubland after experimental fire. In: L. Trabaud (ed.). *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington. pp. 3-11.
- Marion, G.M. y Black, C.H. 1988. Potentially available nitrogen and phosphorous along a chaparral fire cycle chronosequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1155-1162.

- Mark, A.F. 1994. Effects of burning and grazing on sustainable utilisation of upland snow tussock *Chionochloa* spp. rangelands for pastoralism in South Island, New Zealand. *Aust. J. Bot.* 42: 149-161.
- Marti Marco, M. R. 1992. La zona de agricultura de montaña de Alicante. *El Campo* 123: 75-77. Banco de Bilbao.
- Martinez-Fernandez, J. y Diaz-Pereira, E. 1994. Changes of the physical and chemical properties in a soil affected by forest fire in Sierra Larga (Murcia, Spain). In: M. Sala y J.L. Rubio (eds.) *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Martinez-Fernandez, J., Lopez-Bermudez, F., Martinez-Fernandez, J. y Romero-Diaz, A. 1995. Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem: El Ardal, Murcia, Spain. *Catena* 25: 153-167.
- May, R.M. 1981. Patterns in multi-species communities. In: R.M. May (ed.). *Theoretical Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 197-227.
- McGarigal, K. y Marks, B. J. 1994. FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Programme for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service. Pacific Northwest Station, GTR-351. Portland, OR.
- McMaster, G.S., Jow, W.M. y Kummerow, J. 1982. Responses of *Adenostoma fasciculatum* and *Ceanothus gregii* chaparral to nutrient additions. *Journal of Ecology* 70: 745-756.
- Meentemeyer, V. y Box, E. O. 1987. Scale effects in landscape studies. In: M. G. Turner (ed.). *Landscape heterogeneity and disturbance*. Ecological Studies 64. Springer-Verlag, New York.
- Mestre, A. 1976. La recolección de diezmos en la diócesis valenciana según la encuesta capitular de 1758. I Congreso de Historia del País Valenciano, vol III, Universidad de Valencia. pp. 637-638.
- Millán, M., Estrela M. J. y Bardenas C. 1998. Meteorological process relevant to forest fire dynamics on the Spanish Mediterranean Coast. *Am. Meteorological Society*, v. 37: 83-100.
- Miller, T. E. 1982. Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *American Naturalist* 120(4):533-536.
- Milne, B.T. 1988. Measuring the fractal dimension of landscapes: *Appl. Math. Comp.* 27: 67-79.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. 1977-1979. Mapas de Cultivos y Aprovechamientos (1:50.000).
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. 1986 Métodos Oficiales de Análisis de suelos y aguas. Secretaría General Técnica. Madrid. 136 pp.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. 1990. Caracterización Agroclimática de la Provincia de Alicante.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA-ICONA. 1990. Clave fotográfica para la identificación de modelos de combustible.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. Segundo inventario forestal nacional 1986-1995. Comunidad Valenciana.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Base de datos de incendios (1968-1996).
- Ministerio de Medio Ambiente (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 1996. Mapa forestal de España (1:200.000). Hoja de Alcoy.
- Minnich, R.A. 1983. Fire Mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219: 1287-1294.

## 8. Bibliografía

- Minnich, R.A. y Chou, Y.H. 1997. Wildland fire patch dynamics in the chaparral of Southern California and Northern Baja California. *Int. J. of Wild. Fire*, 7(3): 221-248.
- Miñano, S de. 1826. Diccionario Geo-Estadístico de España y Portugal.
- Mira, J.F. 1984. Temes d'Etnografia Valenciana II. Ed. Alfons El Magnànim, IVEA, Valencia.
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J. y Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications* 3(2):294-306.
- Montiel Molina, C. 1990. Los montes de utilidad pública en la provincia de Alicante. Universidad de Alicante, Caja de Ahorros Provincial de Alicante.
- Montiel Molina, C. 1994. Decadencia y degradación de las masas forestales valencianas. *Investigaciones Geográficas* 12: 185-199.
- Montoya Oliver, J.M. 1983. Pastoralismo Mediterráneo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, ICONA, pp.162.
- Mooney, H. y Godron, M. 1983. Disturbance and Ecosystems. Components of Response. *Ecological Studies*, 44. Springer-Verlag, New York.
- MOPU, 1984. Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología. CEOTMA, Madrid.
- Moreira, F., Ferreira, P.G., Rego, F.C. y Bunting, S. 2001a. Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology* 16: 175-187.
- Moreira, F., Rego, F.C. y Ferreira, P.G. 2001b. Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* 16 (6): 557-568.
- Moreno, J.M. 1989. Los ecosistemas terrestres Mediterráneos y el fuego. *Política Científica* 18: 46-50. Madrid.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1991a. Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in Southern California chaparral. *Ecology* 72: 1993-2004.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1991b. Fire intensity and herbivory effects on postfire resprouting of *Adenostoma fasciculatum* in southern California chaparral. *Oecologia*, 85: 429-433.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1992. Factors controlling postfire seedling establishment in southern California chaparral. *Oecologia*, 90: 50-60.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in southern California chaparral. In: J.M: Moreno and W. C. Oechel (eds.). *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*, *Ecological Studies*, 107. Springer-Verlag, New York. pp. 26-45.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1995. *Global Change and Mediterranean-Type ecosystems*. Springer. New York. pp. 482-507.
- Moreno, J. M. 1997. Factors and mechanisms controlling post-fire vegetation regeneration in mediterranean-type ecosystems. In: P. Balabanis, G. Eftichidis, R. Fantechi (eds.). *Forest fire risk and management*, Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course, Greece, May/June 1992. European Commission, Brussels. pp. 263-283.
- Moreno, J.M., Fernández, F., Vallejo, V.R., Carbó, E., Bocio, I., Valle, F., Retana, X. y Busquets, I. 1997. Regeneración de la vegetación en zonas quemadas por los grandes incendios de 1994. Estado de la

investigación y el desarrollo en protección contra incendios forestales en España. I Seminario nacional, marzo 1997.

Moreno, J.M., Vázquez, A. y Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: J. M. Moreno (ed.). Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 159-185.

Morey, M. 1988. Evolucion y diversidad en comunidades de garriga. Homenaje a P. Montserrat: 661-667. Monografias del IPE, Jaca.

Morgan, R.C.P. 1980. Implicaciones. In: M.J. Kirkby and R.P. Morgan (eds.), Soil Erosion. John Wiley and Sons, London. pp. 307-362.

Morgan, R.C.P. 1986. Soil erosion and conservation. Longman Scientific & Technical. London.

Morvan, N., Burel, F., Baudry, J., Tréhen, P., Bellido, A., Delettre, Y.R. y Cluzeau, D. 1995. Landscape and fire in Brittany heathlands. Landscape and urban planning 31: 81-88.

Motzkin, G, Wilson, P., Foster, D.R. y Allen, A. 1999. Vegetation patterns in heterogeneous landscapes: The importance of history and environment. Journal of Vegetation Science, 10: 903-920.

Mouillot, F. 2000. Analyse et modélisation de la dynamique des paysages Méditerranéens soumis à incendies: cas de la Corse. Thèse de Doctorat, Université de Corse.

Naveh, Z. y Dan, J. 1973. The human degradation of Mediterranean landscapes in Israel. In: F. di Castri and H.A. Mooney (eds.). Mediterranean-Type Ecosystems, Origin and Structure. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York. pp. 370-390.

Naveh, Z. 1975a. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. Vegetatio 9: 199-206.

Naveh, Z. 1975b. Degradation and rehabilitation of mediterranean landscapes. Landscape Planning 2: 133-146.

Naveh, Z. y Lieberman, A. S. 1984. Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York.

Naveh, Z. 1989. Mediterranean Europe and Eastern Mediterranean Shrublands. In: C. Mckell (ed.), The Biology and Utilization of Shrubs. Academic Press. pp: 93-115.

Naveh, Z. 1990a. Effects of fire in the Mediterranean region. In: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (eds.) Fire in Ecosystem Dynamics. Mediterranean and Northern perspectives.

Naveh, Z. 1990b. Fire in the Mediterranean. A landscape ecological perspective. In: J. G. Goldammer, M.J. Jenkins (eds.). Fire in Ecosystem Dynamics. Proceedings of the Third International Symposium on Fire Ecology (Freiburg, FRG, May 1989). SPB Ac. Publishing, The Hague, The Netherlands. pp: 1-20.

Naveh, Z. 1993. Red Books for threatened mediterranean landscapes as an innovative tool for holistic landscape conservation. Introduction to the western Crete Red Book case study. Landscape and Urban Planning 24: 241-247.

Naveh, Z. 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In: J.M. Moreno and W.C. Oechel (eds.). The role of Mediterranean-type ecosystems. Ecological Studies, 107. Springer-Verlag. pp. 163-186.

Naveh, Z. 1995. Conservation, Restoration, and Research Priorities for Mediterranean Uplands Threatened by Global Climate Change. In: J.M. Moreno and W.C. Oechel. (eds.). Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems. Springer-Verlag. pp. 482-507.

Naveh, Z. 1998. From biodiversity to ecodiversity – Holistic conservation of the biological and cultural diversity of mediterranean landscapes. In: P. W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.). Landscape

## 8. Bibliografía

- degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. *Ecological studies*, 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Ne'eman, G., Lahav, H. y Izhaki, I. 1992. Spatial pattern of seedlings 1 year after fire in a Mediterranean pine forest. *Oecologia* 91: 365-370.
- Ne'eman, G., Lahav, H. y Izhaki, I. 1995. Recovery of vegetation in a natural east Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel as affected by management strategies. *Forest Ecology and Management*, 75: 17-26.
- Ne'eman, G. y Izhaki, I. 1996. Colonization in an abandoned East-Mediterranean vineyard. *Journal of Vegetation Science* 7:465-472.
- Noever, D.A. 1993. Himalayan sandpiles. *Phys. Rev. E*, 47: 724-725.
- O'Connell, A.M. y Menagé, P. 1982. Litter fall and nutrient cycling in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forest in relation to stand age. *Australian Journal of Ecology*, 7:49-62.
- Oechel, W.C. 1990. *Effects of fire regeneration: The ecophysiological response of seedlings and sporouts*. In: El papel del fuego en los ecosistemas mediterráneos, UIMP, Valencia.
- Ojeda, F., Marañón, T. y Arroyo, J. 1996. Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in southern Spain. *International Journal of Wildland Fire* 6. 191-198.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. y Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. Agric. Circ. 939: 1-19.
- Olsen, E.R., Ramsey, R.D. y Winn, D.S. 1993. A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 59 (10): 1517-1520.
- O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.S. 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Milne, B.T. y Turner, M.G. 1988. Indices of landscape patterns. *Landscape Ecology* 1: 153-162.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Timmins, S.P., Jackson, B.L., Jones, K.B., Riitters, K.H. y Wickham, J.D. 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, vol. 11, n°3: 169-180.
- Orlóci, L.H. 1980. Preface. In: E. van der Maarel (ed.). *Classification and ordination. Advances in vegetation science*. Vol. 2. Dr. W. Junk, The Hague.
- Pagliai, M. 1998. The main aspects of soil degradation in agricultural and forestry lands. In: Bech, J (ed.). 6<sup>th</sup> International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate, Extended Abstracts. 4-9 July, Barcelona, Spain.
- Palmer, M.W. y White, P.S. 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *Am. Nat.* 144, 717-740.
- Papanastasis, V.P. 1977. Early succession after fire in a maquis-type brushland of northern Greece. *Forest* 30: 19-26.
- Papanastasis, V.P. y Kazaklis, A. 1998. Land use changes and conflicts in the Mediterranean-type ecosystems of western Crete. In: P. W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.). *Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. *Ecological studies*, 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.



- Papavassiliou, S. y Arianoutsou, M. 1993. Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. In: L. Trabaud and R. Prodon (eds.). Fire in Mediterranean Ecosystems. Ecosystems Research Report 5, Commission of European Communities: 119-125.
- Papió, C. 1994. Ecològia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Pausas, J.G., Carbó, E., Caturla, R.N., Gil, J.M. y Vallejo, V.R. 1999. Post-fire regeneration patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* 20 (5):499-508.
- Pausas, J.G. y Vallejo, V.R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In: E. Chuvieco (ed.). Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin. pp. 3-16. Springer, Berlin.
- Pellicer, F. 1998. Cuadernos Técnicos de Ciencias Ambientales. Introducción a la fotografía aérea, v.1. Azara, Zaragoza.
- Peñuelas, J. 1996. Sobre el canvi climàtic i la manera com pot repercutir en els incendis. In: J. Terradas (ed.). Ecològia del foc. Proa, Barcelona. pp. 51-56.
- Pérez, P. 1972. La Población del País Valenciano hasta la Época estadística. Cuadernos de Geografía, 10: 1-30.
- Pérez-Badía, M. R. 1995. Flora y vegetación de la comarca de La Marina Alta (Alicante). Tesis doctoral. Departament de Biologia Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València.
- Pérez Cueva, A. J. 1994. Atlas Climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990). COPUT, Generalitat Valenciana.
- Pérez Ramos, B. 1997. Factores que controlan la variabilidad espacial de la respuesta de la vegetación al fuego en la Sierra de Gredos: Usos del territorio e intensidad del fuego. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Departamento de Ecología. Universidad Complutense de Madrid.
- Philips, D.L. y MacMahon, J.A. 1981. Competition and spacing patterns in desert shrubs. *J.Ecol.* 69: 97-115.
- Pickett, S. T. A. 1983. The absence of an *Andropogon* stage in oldfield succession at the Hutcheson Memorial Forest. *Bull. Torrey Bot. Club*, 110, 533-5.
- Pickett, S. T. A. y White, P. S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press. New York.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J. y Collins, S.L. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54: 129-136.
- Pickett, S. T. A. y Cadenasso, M. L. 1995. Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331-334.
- Pignatti, S. 1983. Human Impact in the vegetation of the Mediterranean Basin. In: W. Holzner, M.J.A. Werger and I. Ikusima (eds.). Man's Impact on vegetation. Junk Publishers, The Hague. pp.151-161.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307, 26: 321-326.
- Pineda, F. D. 1987. Temporal changes in therophytic communities across the boundary of disturbed-intact ecosystems. *Vegetatio* 71: 33-39.
- Pino, J. y Rodà, F. 1997. Fonaments teòrics de l'ecologia del paisatge per a la definició de xarxes ecològiques. CREA, Barcelona. 31 pp.

## 8. Bibliografía

- Pinto Correia, T. 1993. Land abandonment: Changes in the land use patterns around the Mediterranean basin. In: M. Lasram (ed.). The situation of Agriculture in Mediterranean Countries. Cahiers Options Méditerranéennes, pp. 97-112, CIHEAM-Zaragoza.
- Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. 1998. Climatic warming, wildfire hazard and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change*, 38: 345-357.
- Pons, T.L. 1989. Dormancy, germination and mortality of seeds in heathlands and island sand dunes. *Acta Bot. Neerl.* 38 (3): 327-335.
- Post, W.M. y Mann, L.K. 1990. Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. In: A.F. Bouwman (ed.). *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley, New York. pp. 401-406.
- Prieto, F. 1993. Incendios forestales en España. *Ecosistemas*, 4: 32-33.
- Prieto-Fernández, A., Villar, M.C., Carballas, M. y Carballas, T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biology and Biogeochemistry*, 25 (12): 1657-1664.
- Pons, T.L. 1989. Dormancy, germination and mortality of seeds in heathlands and island sand dunes. *Acta Bot. Neerl.* 38(3): 327-335.
- Pugnaire, F.I. y Lozano, J. 1997. Effects of soil disturbance, fire and litter accumulation on the establishment of *Cistus clusii* seedlings. *Plant Ecology* 131 (2): 207-213.
- Puigdefábregas, J. y Mendizabal, T. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39: 209-224.
- Pyne, S.J. 1984. *Introduction to wildland fire*. J. Wiley, New York.
- Qiu, H., Gamon, J.A., Roberts, D.A. y Luna, M. 1998. Monitoring post fire succession in the Santa Monica Mountains using hyperspectral imagery. *Proceedings of SPIE- The International Society for Optical Engineering*. Vol. 3502: 201-208.
- Quinn, R.D. 1994. Fire and Vertebrate herbivory in California Chaparral and other Mediterranean-type ecosystems. In: Moreno, J.M. y Oechel, W.C. *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*, Ecological Studies, 107. Springer-Verlag, New York. pp 46-78.
- Quintana, J.R. 1999. Dinámicas espacio-temporales de la vegetación y del suelo de un jaral-breza afectado por el fuego. Tesis doctoral, Departamento de Edafología, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid.
- Quezel, P. 1982. *Bosque y maquia mediterráneos*. Ecología, conservación y gestión. Unesco. Serbal, Barcelona.
- Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with a particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil*, 51:73-108.
- Raison, R.J., Khanna, P.K. y Woods, P.V. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can.J.For.Res.* 15: 132-140.
- Rambal, S. y Hoff, C. 1998. Mediterranean ecosystems and fire: the threats of global change. In: J.M. Moreno. *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Ranney, J.W., Bruner, M.C. y Levenson, J.B. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: R.L. Burgess and D.M. Sharpe (eds.). *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. Springer-Verlag, New York. pp. 67-94.

- Rapp, M. 1983. Some problems of disturbance on the nutrient cycling in ecosystems. In: H. Mooney and M. Godron (eds.). *Disturbance and Ecosystems. Components of Response*. Ecological Studies, 44. Springer-Verlag, New York.
- Rapp, M. 1990. Nitrogen status and mineralization in natural and disturbed mediterranean forests and coppices. *Plant and soil*, 128:21-30.
- Rashid, G.H. 1987. Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant and Soil*, 103:89-93.
- Raunkjaer, O. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press. Oxford.
- Rego, F.C., Bunting, S.C. y Da Silva, J.M. 1991. Changes in understory vegetation following prescribed fire in maritime pine forests. *Forest Ecology and Management* 41: 21-31.
- Rego, F.C. 1992. Land use changes and wildfires. In: A. Teller, P. Mathy and J.N.R. Jeffers (eds.). *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Elsevier applied Science, London. pp. 367-373.
- Rego, F.C. 1997. Fuel management and prescribed fire. In: P. Balabanis, G. Eftichidis and R. Fantechi (eds.). *Forest fire risk and management. Proceedings of the European school of climatology and natural hazards course.*, Greece, May/June 1992. pp. 133-142. European Commission, Brussels.
- Reiners, W. A. y G. E. Lang, 1979. Vegetational patterns and processes in the Balsam fir zone, White Mountains, New Hampshire, *Ecology*, 60: 403-417.
- Retana, J. 1996. Característiques d'intensitat i extensió dels incendis. In: J. Terradas (ed.). *Ecològia del foc*. Proa, Barcelona. pp. 59-62.
- Rice, S.K. 1993. Vegetation establishment in post-fire *Adenostoma* chaparral in relation to fine scale pattern in fire intensity and soil nutrients. *J. Veg. Sci.* 4: 115-124.
- Ricotta, C., Avena, G.C., y Marchetti, M., 1999. The flaming sandpile: self-organized criticality and wildfires, *Ecol. Modell.* 119: 73-77.
- Ricotta, C., Arianoutsou, M., Díaz-Delgado, R., Duguy, B., Lloret, F., Maroudi, E., Mazzoleni, S., Moreno, J.M., Rambal, S., Vallejo, R. y Vázquez, A. 2001. Self-organized criticality of wildfires ecologically revisited. *Ecological Modelling*, 141 (1-3): 307-311.
- Rigual, A. 1972. *Flora y vegetación de la provincia de Alicante*. Inst. Est. Alicantinos. Alicante.
- Risser, P. G. 1987. Landscape Ecology: State of the Art. In: M. G. Turner (ed.), *Landscape heterogeneity and disturbance*. Ecological Studies 64. Springer-Verlag, New York. pp. 3-14.
- Rivas-Martínez, S. 1987a. *La vegetación en España*. Universidad de Alcalá, Madrid.
- Rivas-Martínez, S. 1987b. *Mapa de las series de vegetación de España (1:400.000)*. MAPA, ICONA, Madrid.
- Robertson, G.P., Huston, M.A., Evans, F.C. y Tiedje, J.M. 1988. Spatial variability in a successional plant community: patterns of nitrogen variability. *Ecology* 69 (5): 1517-1524.
- Rodríguez-Aizpeolea, J, Pérez-Badia, R. y Cerda-Bolinches, A. 1991. Colonización vegetal y producción de escorrentia en bancales abandonados: Vall de Gallinera, Alacant. *Cuaternario y Geomorfología*, 5: 119-129.
- Rodríguez-Aizpeolea, J. 1992a. Distribució espacial i evolució de l'agricultura a la Vall d'Ebo. III Congrés d'Estudis de la Marina Alta. Pego. Institut Juan Gil-Albert. pp. 545-553.

## 8. Bibliografía

- Rodríguez-Aizpeolea, J. y Lasanta-Martinez, T. 1992b. Los bancales en la agricultura de la montaña Mediterránea: una revisión bibliográfica. *Pirineos*, 139: 105-123.
- Romanyà, J., Khanna, P.K. y Raison, R.J. 1994. Effects of slash burning on soil phosphorous fractions and adsorption and desorption of phosphorous. *For. Ecol. Manag.*, 65: 89-103.
- Romanyà, J., Casals, P. y Vallejo, V.R. 2001. Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management* 147: 39-53.
- Romme, W. H. 1982. Fire and Landscape Diversity in Subalpine Forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 52 (2): 199-221.
- Romme, W.H. y Turner, M.G. 1991. Implications of global climate change for biogeographic patterns in greater Yellowstone ecosystem. *Conservation Biology*, 5: 373-386.
- Rosenfield, G.H. y Fitzpatrick-Lins, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 52 (2):223-227.
- Roxo, M.J., Casimiro, P.C. y Soeiro de Brito, R. 1996. Inner Lower Alentejo Field Site: cereal cropping, soil degradation and desertification. In: C.J. Brandt and J.B. Thornes. *Mediterranean Desertification and Land Use*. John Wiley and Sons. pp. 111-135.
- Roy, J. y Sonié, L. 1992. Germination and populations dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *Journal of Applied Ecology* 29: 647-655.
- Rundel, P. W. 1981. Fire as an ecological factor. In: O. L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond y H. Ziegler (eds), *Physiological plant ecology I*. Springer-Verlag, Berlin. pp.501-528.
- Rundel, P.W. 1983. Impact of fire on nutrient cycles in Mediterranean-type ecosystems with reference to chaparral. In: F.J. Kruger, D.T. Mitchell and J.U.M. Jarvis (eds.). *Mediterranean-type Ecosystems: The role of nutrients*. Springer, Berlin. pp. 192-207.
- Rundel, P.W. y Vankat, J.L. 1989. Chaparral communities and ecosystems. In: S.C. Keeley (ed.). *The California Chaparral. Paradigms reexamined*. Natural History Museum of Los Angeles County. N°34. Science Series, pp.127-139.
- Rundel, P.W., Montenegro, G. y Jaksic, F. 1998. Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. *Ecological studies*, 136. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Russell-Smith, J., Ryan, P.G., Klessa, D., Waight, G. y Harwood, R. 1998. Fire regimes, fire-sensitive vegetation and fire management of the sandstone Arnhem Plateau, monsoonal northern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 1998, 35: 829-846.
- Rykiel, E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Aust.J. Ecol.* 10: 361-365.
- Saa, A., Trasar-Cepeda, M.C., Gil-Sotres, F. y Carballas, T. 1993. Changes in soil phosphorous and acid phosphatase activity immediately following forest fires. *Soil Biology and Biogeochemistry*, 25:1223-1230.
- Sanroque, P., Rubio, J.L. y Mansanet, J. 1985. Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 131-145.
- Schlesinger, W.H., Raikes, J.A., Hartley, A.E. y Cross, A.F. 1996. On the spatial pattern of soil nutrient in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364-374.
- Schwilk, D.W., Keeley, J.E. y Bond, W.J. 1997. The intermediate disturbance hypothesis does not explain fire and diversity pattern in fynbos. *Plant Ecology* 132: 77-84.

- Sendra, A. 1992. Els peridòfites de la subcomarca nord. Valls de Gallinera, Pego, Alcalà, Laguar, Rectoria i Castells. III Congrés d'Estudis de la Marina Alta. Pego. Institut Juan Gil-Albert. pp. 447-449.
- Serrasolsas, I. 1994. Fertilitat de sòls forestals afectats pel foc. Dinàmica del nitrògen i del fòsfor. Tesi doctoral. Departament de Biologia Vegetal, Universitat de Barcelona.
- Serrasolsas, I. y Khanna, P.K. 1995. Changes in heated and autoclaved soils of SE Australia. I. Carbon and nitrogen. *Biogeochemistry* 29: 3-24.
- Serrasolsas, I. y Vallejo, V.R. 1999. Soil fertility after fire and clear-cutting. In: F.Rodà, J.Retana, C.A.Gracia y J.Bellot (eds.) *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Ecological studies, 137. Springer-Verlag. pp.223-235.
- Shafi, M.I. y Yarranton, G.A. 1973. Vegetational heterogeneity during a secondary (postfire) succession. *Can. J. Bot.* 51: 73-90.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. 1962. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Shmida, A. 1984. Whittaker's plant diversity sampling method. *Israel J. Bot.* 33: 41-46.
- Singh, J.S., Bourgeron, P. y Lauenroth, W.K. 1996. Plant species richness and species-area relations in a shortgrass steppe in Colorado. *Journal of Vegetation Science*, 7: 645-650.
- Skarpe, C. 1991. Spatial pattern and dynamics of woody vegetation in an arid savanna. *Journal of Vegetation Science* 2: 565-572.
- Smith, H.C. 1965. Effects of clearcut openings on the quality of hard wood border trees. *Jour. of Forestry*, 63: 933-937.
- Soler, E. 1994. *El viaje de Beramendi por el País Valenciano (1793-94)*. Ed. del Serbal. Barcelona.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-91.
- Specht, R.L. 1969. A comparison of the sclerophyllous vegetation characteristics of Mediterranean type climates in France, California and southern Australia. I structure, morphology and succession. *Aust. J. Bot.* 17: 277-292.
- Star, J. y Estes, J. 1990. *Geographic Information Systems: an introduction*. Englewood Cliffs, N.J. Prentice-Hall.
- Sterling, A., Peco, B., Casado, M.A., Galiano, E.F. y Pineda, F.D. 1984. Influence of microtopography on floristic variation in the ecological succession in grassland. *Oikos* 42: 334-342.
- Stevens, P.R. y Walker, T.W. 1970. Chronosequence concept and soil formation. *Q.R. Biol.* 45: 333-50.
- Stoking, M.A. 1988. Assessing vegetative cover and management effects. In: LAL, R., *Soil erosion research methods*. Soil and water conservation society, Ankeny, Iowa, USA.
- Strandberg, C. H. 1975. *Manual de fotografia aérea*. Omega, Barcelona.
- Sugihara, G. y May, R. M. 1990. Applications of Fractals in Ecology. *TREE* 5(3): 79-86.
- Tatoni, T., Magnin, F., Bonin, G. y Vaudour, J. 1994. Secondary successions on abandoned cultivation terraces in calcareous provence. I. Vegetation and Soil. *Acta Oecologica*, 15(4): 431-447.

## 8. Bibliografia

- Terradas, J. 1987. La resposta dels ecosistemes mediterranis a les perturbacions en el context de la teoria ecològica. Ecosistemes terrestres: la resposta als incendis i a d'altres perturbacions. Quaderns d'Ecològia Aplicada, 10. Diputació de Barcelona. pp. 11-26.
- Terradas, J. 1996. Ecologia del Foc. Proa, Barcelona.
- Thanos, C.A., Georghiou, K., Kadis, C. y Pantazi, C. 1992. Cistaceae: A plant family with hard seeds. Israel Journal of Botany 41: 251-263.
- Thirgood, J. V. 1981. Man and the Mediterranean forest. A history of resource depletion. Academic Press Inc. London 194.
- Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetation dynamics in land degradation: spatial outcomes. In: Vegetation and Erosion. J.B: Thornes (ed.). Wiley, New York.
- Tilman, D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton, NJ. Princeton University Press.
- Tomkins, I.B., Kellas, J.D., Tolhurst, K.G. y Oswin, D.A. 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a Eucalyptus forest. Aust. J. Soil. Res., 29: 25-47.
- Torró, J. 1990. Poblament i Espai Rural Transformacions Històriques. IVEI, Ed: Alfons El Magnànim.
- Trabaud, L. 1980. Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc. Thèse Doctorat Etat Sciences, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Trabaud, L. y Lepart, J. 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. Vegetatio 43: 49-57.
- Trabaud, L. y Lepart, J. 1981. Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. Vegetatio, 46: 105-116.
- Trabaud, L. 1983a. Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). Annales des Sciences Forestières 40: 177-196.
- Trabaud, L. 1983b. The effect of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* Garrigue. In: F.J. Kruger, D.T. Mitchell and J.U.M. Jarvis (eds.). Mediterranean-type Ecosystems: The role of nutrients. Springer, Berlin. pp. 233-243.
- Trabaud, L. y Chanterac, B de .1985. The influence of fire on the phenological behaviour of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc (southern France). Vegetatio 60. 119-130.
- Trabaud, L. 1987. Fire and survival traits of plants. In: L. Trabaud (ed.). The role of fire in ecological systems. SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 65-89.
- Trabaud, L. 1989. Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement. France-Sélection, Aubervilliers.
- Trabaud, L. y Oustric, J. 1989. Heat requirements for seed germination of three *Cistus* species in the garrigue of southern France. Flora 183: 321-325.
- Trabaud, L. 1990. Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. In: J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (eds.). Fire in Ecosystem dynamics. Mediterranean and Northern Perspectives. SPB Academic Publishers, The Hague.
- Trabaud, L. 1991a. Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen? Sécheresse, 2(3): 163-174.

- Trabaud, L. 1991b. Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science* 2: 307-314.
- Trabaud, L. 1992. From the cell to the atmosphere: an introduction to interactions between fire and vegetation. In: L. Trabaud and R. Prodon (eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Report 5, Commission of the European Communities.
- Trabaud, L. 1994. Postfire Plant Community Dynamics in the Mediterranean Basin. In: J.M: Moreno and W. C. Oechel (eds.), *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*, Ecological Studies, 107. Springer-Verlag, New York. pp. 1-75.
- Trabaud, L. y Galtí, J.F. 1996. Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the Massif des Aspres (southern France). *Landscape Ecology*, 11 (4): 215-224.
- Trabaud, L. 1998. *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington.
- Trabaud, L. 2000. *Life and Environment in the Mediterranean*. WIT Press, Southampton, Boston.
- Trabaud, L. y Renard, P. 1999. Do light and litter influence the recruitment of *Cistus* ssp. stands? *Israel Journal of Plant Sciences* 47(1): 1-9.
- Tramer, E.J. 1975. The regulation of plant species diversity on an early successional old-field. *Ecology* 56: 905-914.
- Troumbis, A.Y. 1985. Dynamique après perturbations des populations de deux espèces de *Cistus* à reproduction sexuée obligatoire. In PhD. Univ. Toulouse III. Toulouse.
- Troumbis, A.Y. y Trabaud, L. 1986. Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecologica Oecologia Plantarum*, 7: 235-250.
- Troumbis, A.Y. y Trabaud, L. 1987. Dynamique de la banque de graines de deux espèces de *Cistes* dans les maquis grecs. *Acta Oecologica* 8(22):167-179.
- Turner, M. G. 1987. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Ecological Studies, 64. Springer-Verlag, New York.
- Turner, M.G.y Ruscher, C.L. 1988. Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology*, 1(4): 241-251.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., Dale, V. H. y O'Neill, R.V. 1989. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. *Oikos* 55: 121-129.
- Turner, M. G. 1989. *Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process*. *Annual Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Turner, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1): 21-30.
- Turner, M.G. y Dale, V.H. 1991. Modeling landscape disturbance. In: M.G. Turner and R.H. Gardner. (eds.). *Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer Verlag, New York.. pp. 323-351.
- Turner, M.G. y Gardner, R. H. 1991. *Quantitative Methods in landscape ecology*. Springer Verlag, New York.
- Turner, M. G y Romme, W. H.1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* 9(1): 59-77.

## 8. Bibliografía

- Turner, M. G., Hargrove W. W., Gardner, R. H. y Romme, W. H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5: 731-742.
- Urban, D. L., O'Neill, R.V. y Shugart, H. H. Jr. 1987. Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *Bioscience* 37(2): 119-127.
- Vallejo, V.R. 1995. El marco ecológico de la reforestación. In: Ballester-Olmos, J. F and Anguís (eds.), *Producción de plantas forestales*. Escola Universitaria de Ingenieria Tècnica Agrícola de Valencia, Universitat Politècnica de Valencia.
- Vallejo, V.R. 1997. *La Restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. CEAM, Valencia.
- Vallejo, V.R. y Alloza, J. A., 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. In: J. M. Moreno (ed.). *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- van der Maarel, E. 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetation* 77: 7-19.
- van Wilgen, B.W. y Richardson, D.M. 1985. The effects of alien shrub invasions on vegetation structure and fire behaviour in south African Fynbos shrublands: a simulation study. *Journal of Applied Ecology*, 22: 955-966.
- van Wilgen, B. W., Higgins, K.B. y Bellstedt, D.U. 1990. The role of vegetation structure and fuel chemistry in excluding fire from forest patches in the fire-prone fynbos shrublands of South Africa. *Journal of Ecology* 78: 210-222.
- Vázquez, A. 1996. Régimen de incendios en España peninsular: 1974-94. Relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología. Universidad Complutense de Madrid.
- Vázquez, A. y Moreno, J.M. 1995. Patterns of fire occurrence across a climatic gradient and its relationship to meteorological variables in Spain. In: J.M. Moreno and W.C. Oechel (eds.) *Global Change and Mediterranean-type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- Vélez, R. 1990. Algunas observaciones para una selvicultura preventiva de incendios forestales. *Rev. Ecología*, nº Fuera de serie, ICONA, Madrid, pp. 561-571.
- Vélez, R. 1991. Los incendios forestales y la política forestal. *Revista de Estudios Agro-Sociales* 158: 83-105.
- Vélez, R. 1993. High intensity forest fires in the Mediterranean Basin: Natural and socioeconomic causes. *Disaster Management* 5: 16-20.
- Vélez, R. 1997. Recent history of forest fires in the Mediterranean area. In: P. Balabanis, G. Eftichidis, R. Fantechi (eds.). *Forest fire risk and management*, Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course, Greece, May/June 1992. European Commission, Brussels. pp. 15-26.
- Vélez, R. 1998. Les incendies de forêts dans les pays de la région méditerranéenne. Documentos del seminario sobre métodos y equipos para la prevención de incendios forestales. ICONA, Madrid, pp. 60-71.
- Verdú, M. y García-Fayos, P. 1998. Old-field colonization by *Daphne gnidium*: seedling distribution and spatial dependence at different scales. *Journal of Vegetation Science* 9: 713-718.
- Viegas, D.X. y Viegas, M.T. 1994. A relationship between rainfall and burned area for Portugal. *Int. J. Wildland Fire*, 4(1):11-16.
- Vitousek, P.M., Matson, P.A. y van Cleeve, K. 1989. Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary and old-field series. *Plant Soil* 115 (2): 229-239.



- Vos, W. 1993. Recent landscape transformation in the Tuscan Apenines caused by changing land use. *Landscape and Urban Planning* 24: 63-68.
- Walker, J., Raison, R.J. y Khanna, P.K. 1986. Fire. In: J.S. Russell and J.S. Isbell (eds.) *Australian soils: the human impact*. Univ. Queensland Press, Australia pp.185-216.
- Wang, Y. y Amundson, R. 1999. The impact of land use change on C turnover in soils. *Global Biogeochemical Cycles*. Vol. 13, nº1: 47-57.
- Webster, R. 1985. Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Advances in soil Science* 3: 1-70.
- Weiner, J. y Thomas, S.C. 1986. Size variability and competition in plant monocultures, *Oikos*, 47(2): 211-222.
- Wells, C.G. 1971. Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. *Proc. Prescribed Burning Symp.*. U.S. Fo. Serv. EN.
- Wells, C.G, Campbell, R.E., DeBano, L.F., Lewis, C.E., Fredriksen, R.L., Franklin E.C., Froelich, R.C. y Dunn, P.H. 1979. Effects of fire on soil. A state-of-knowledge review. National fire effects workshop, Denver, CO, April 1978. USDA For.Serv., Gen. Tech. Rep. WO-7, 34 pp.
- Westman, W. E. 1986. Resilience: concepts and measures. In: B.Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont (eds.). *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 5-19.
- Westman, W.E. y O'Leary, J.F. 1986. Measures of resilience: the response of coastal sage scrub to fire. *Vegetatio* 65: 179-189.
- Whelan, R.J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. New York.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands. A process-oriented landscape-scale approach*. Cambridge University Press.
- White, P.S. y Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: S.T.A. Pickett and P.S. White (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York. pp. 3-13.
- White, C.S: 1986. Effects of prescribed fire on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a ponderosa pine ecosystems: *Biol. Fert. Soils* 2: 87-95.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147: 250-260.
- Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Bio.* 10: 1-67.
- Whittaker, R.H. y Levin, S.A. 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology* 12, 117-139.
- Whittaker, R.H., Niering, W.A. y Crisp, M.O. 1979. Structure, pattern and diversity of a mallee community in New South Wales. *Vegetatio* 39, 65-76.
- Wiens, J. A. 1976. Population responses to patchy environments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 7: 81-120.
- Wiens, J. A., Crawford, C. S. y Gosz, J. R. 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos* 45: 421-427.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J. A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. In: L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam (eds.). *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman & All, London. pp. 1-26.

## 8. Bibliografía

Wilbur, R.B. y Christensen, N.L. 1985. Effects of fire on nutrient availability in a North Carolina coastal plain pocosin. *Amer. Midland Nat.* 110: 54-61.

Woodmansse, R.G. y Wallach, L.S. 1981. Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. *Proceedings Conference Fire Regimes and Ecosystem Properties*. General Technical report WO-26, pp.379-400.

Wright, H.A., Bailey, A.W., 1982. *Fire ecology, United States and Southern Canada.* John Wiley & Sons.

Yao, J., Holt, R.D., Rich, P.M. y Marshall, W.S. 1999. Woody plant colonization in an experimentally fragmented landscape. *Ecography*, 22 (6): 715-728.

Yarranton, G.A. y Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *J.Ecol.* 62: 417-428.

Zedler, P. H., Gautier, C. R., McCaster, G.S. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64 (4): 809-818.

Zonneveld. I. S., 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology and its applications. *Landscape Ecology*, 3(2): 67-86.



## 9 ANEJOS

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## Anejo I: Matrices de transición entre mapas de usos del suelo (indican el % de la superficie ocupada por el uso inicial (líneas) que pasa al uso final (columnas))

## (a) 1956-1978

Categorías leyenda de usos		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
	0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Urbano	1	0.0	71.8	0.0	0.0	22.0	5.9	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Industrial	2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Minería	3	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0
Cultivo	4	0.0	0.2	0.0	0.0	66.2	9.5	2.8	0.9	1.0	2.1	3.2	0.0	7.7	1.5	2.5	0.2	0.9	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.0	0.0
Cultivo abandonado	5	0.0	0.0	0.0	0.0	8.9	29.5	0.9	1.0	0.4	6.6	15.8	0.0	25.3	5.1	0.0	1.0	2.8	0.0	1.5	0.0	0.5	0.7	0.1	0.0
Cultivo abandonado con pinos	6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.9	0.0	0.0	61.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.4	0.0	0.0	0.0
Pinar espontáneo	7	0.0	0.0	0.0	0.0	22.9	0.0	0.0	49.6	27.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bosque mixto	8	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.7	38.4	0.0	50.3	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral abierto	9	0.0	0.1	0.0	0.0	3.8	3.2	0.0	0.1	0.0	10.9	31.4	0.0	35.1	1.6	0.0	0.0	10.6	0.9	0.7	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0
Matorral medianamente denso	10	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	2.1	0.2	0.5	0.0	10.9	41.5	0.0	25.9	5.0	0.1	1.0	3.9	1.5	2.6	0.4	0.5	1.0	0.0	0.0
Matorral med. denso/ árboles	11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral denso	12	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	2.7	0.5	0.2	0.0	15.5	18.2	1.2	33.0	2.2	0.4	0.5	3.9	1.5	1.5	1.1	1.2	12.7	0.1	0.0
Matorral denso con árboles	13	0.0	0.0	0.0	0.0	10.3	4.2	3.4	5.9	6.4	0.8	16.3	0.0	20.5	26.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.0	4.0	0.0	0.0	0.0
Mosaico	14	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	3.5	0.3	0.0	0.0	11.6	3.1	0.0	10.5	0.0	67.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos abierta	15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos med. densa	16	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos densa	17	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pinar abierto	18	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pinar denso	19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.4	0.0	10.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	67.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Roca	20	0.0	0.4	0.0	0.0	5.9	4.1	2.4	0.4	0.0	2.9	22.3	0.0	18.8	2.1	0.0	0.0	7.2	0.8	0.0	0.0	32.9	0.0	0.0	0.0
Área de escasa vegetación	21	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	4.1	37.1	0.0	58.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vegetación ripícola	22	0.0	0.0	0.0	0.6	10.0	2.4	9.4	0.0	0.0	1.2	21.8	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	52.9	0.0
Agua	23	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100

## (b) 1978-1989

Categorías leyenda de usos		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
	0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Urbano	1	0.0	83.6	0.0	0.0	14.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0
Industrial	2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Minería	3	0.0	0.0	0.0	63.6	0.0	0.0	0.0	4.5	0.0	0.0	18.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6	0.0
Cultivo	4	0.0	0.4	0.1	0.2	71.4	6.8	2.3	0.7	0.1	0.5	4.0	0.3	3.7	2.0	2.0	0.3	3.2	1.2	0.3	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0
Cultivo abandonado	5	0.0	0.2	0.0	0.6	8.5	30.3	5.0	0.2	0.0	1.3	14.8	0.0	14.7	2.6	3.1	0.3	6.9	9.8	0.6	0.1	0.9	0.0	0.0	0.0
Cultivo abandonado con pinos	6	0.0	0.0	0.0	0.0	15.9	25.3	34.0	4.6	0.1	0.6	1.9	0.0	4.9	7.6	0.8	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0
Pinar espontáneo	7	0.0	0.0	0.0	0.0	12.9	5.1	8.1	47.2	0.0	0.0	8.6	0.0	4.4	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0
Bosque mixto	8	0.0	0.0	0.0	0.0	39.7	18.8	8.8	1.1	15.5	0.0	2.5	0.0	6.4	7.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral abierto	9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.5	0.0	0.0	0.0	5.4	52.6	4.8	12.8	3.3	7.1	0.4	5.1	4.8	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Matorral medianamente denso	10	0.1	0.0	0.0	0.0	1.3	2.7	0.2	0.4	0.0	12.2	35.7	9.6	17.4	10.8	2.7	0.9	1.9	1.5	1.1	0.6	0.8	0.0	0.1	0.0
Matorral med. denso/ árboles	11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	40.1	0.0	10.9	25.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral denso	12	0.0	0.0	0.0	0.3	3.1	3.2	0.6	0.0	0.0	3.2	30.0	2.3	25.7	3.3	1.3	1.3	12.4	11.6	0.1	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0
Matorral denso con árboles	13	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	4.7	6.2	2.4	0.0	0.9	38.6	1.3	11.0	21.0	0.0	0.5	1.5	1.5	0.9	0.8	6.3	0.0	0.0	0.0
Mosaico	14	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	2.4	0.0	4.2	1.0	73.8	0.0	15.2	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos abierta	15	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	4.7	12.5	0.0	1.6	0.0	0.0	5.0	26.3	43.5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos med. densa	16	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.6	0.0	0.4	0.0	7.8	7.2	0.0	8.0	1.6	0.0	12.8	17.6	40.6	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos densa	17	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	13.0	10.6	0.0	34.4	5.5	28.2	2.3	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Pinar abierto	18	0.0	0.0	0.0	0.8	2.0	1.6	0.2	1.6	0.0	7.4	14.4	3.3	14.8	19.0	0.0	0.1	5.2	0.0	23.8	5.6	0.1	0.0	0.0	0.0
Pinar denso	19	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	1.0	2.9	0.0	0.0	0.0	10.4	0.3	3.8	21.1	0.0	0.7	0.1	0.0	11.8	44.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Roca	20	0.1	0.0	0.0	0.9	2.1	0.7	0.6	0.9	0.0	4.3	11.0	2.0	21.8	8.6	0.2	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	46.0	0.0	0.0	0.0
Área de escasa vegetación	21	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.4	0.3	0.4	0.0	0.1	85.7	0.0	5.5	2.7	1.2	0.0	3.5	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Vegetación ripícola	22	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9	8.6	10.3	1.6	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	34.1	0.0
Agua	23	0.0	0.0	0.0	0.0	83.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7



## (c) 1989-1994

Categorías leyenda de usos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Urbano	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Industrial	0.0	79.8	0.0	0.0	17.8	0.7	0.4	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Minería	0.0	0.0	81.8	0.0	4.5	13.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	0.0	5.3	0.0	0.4
Cultivo	0.0	0.3	0.0	0.3	80.0	3.5	5.4	1.0	0.3	0.5	2.5	0.2	1.7	1.7	1.0	0.0	0.2	0.3	0.2	0.0	0.1	0.6	0.1	0.0
Cultivo abandonado	0.0	0.0	0.0	0.1	7.9	32.8	13.8	0.1	0.1	4.4	14.1	0.5	11.0	3.2	4.4	0.4	0.8	0.3	0.5	0.1	0.9	4.1	0.4	0.0
Cultivo abandonado con pinos	0.0	0.0	0.0	0.0	13.4	2.5	49.7	8.3	2.8	0.2	5.0	0.2	0.8	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	1.7	0.0	1.4	0.0
Pinar espontáneo	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	2.0	7.7	63.1	0.0	0.2	6.0	3.3	0.8	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.5	0.0
Bosque mixto	0.0	0.0	0.0	0.0	27.2	0.0	3.2	0.0	67.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral abierto	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	1.9	0.8	0.1	0.0	8.9	26.4	3.7	14.5	4.5	3.0	0.0	0.2	1.5	1.0	0.1	1.3	31.1	0.3	0.0
Matorral medianamente denso	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	3.0	0.4	0.1	0.0	11.5	55.5	0.4	6.3	5.1	4.0	0.0	0.6	0.5	0.3	0.0	0.7	9.8	0.1	0.0
Matorral med. denso/ árboles	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	1.1	0.0	0.0	0.0	32.2	7.2	53.8	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Matorral denso	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	4.0	0.3	0.2	0.0	3.6	41.3	0.0	25.1	3.9	6.7	0.4	2.2	0.8	0.3	0.0	4.9	4.8	0.0	0.0
Matorral denso con árboles	0.0	0.0	0.1	0.2	5.4	1.8	4.1	2.5	0.8	14.6	17.7	10.0	1.5	34.2	1.9	1.2	0.0	0.1	1.6	1.2	0.6	0.0	0.5	0.0
Mosaico	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	3.5	0.0	0.0	0.0	0.5	14.3	0.0	1.4	0.2	76.2	0.0	0.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Plantación de pinos abierta	0.1	0.2	0.0	0.0	1.8	4.0	0.0	0.0	0.0	11.2	6.5	0.0	12.8	1.2	0.0	23.9	2.3	21.3	0.1	0.0	0.0	14.7	0.0	0.0
Plantación de pinos med. densa	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	6.8	0.0	0.0	0.0	1.4	20.3	0.4	5.6	2.8	9.2	4.2	9.9	6.0	1.1	0.0	0.4	28.1	0.0	0.0
Plantación de pinos densa	0.0	0.0	0.0	0.1	3.8	1.7	0.0	0.0	0.0	2.6	19.2	0.0	6.4	1.0	4.8	2.0	4.0	14.4	10.0	0.5	0.1	29.6	0.0	0.0
Pinar abierto	0.0	0.0	0.0	1.0	2.2	2.7	0.0	1.9	0.0	0.0	6.4	12.3	0.2	34.5	0.0	2.4	0.0	5.3	31.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pinar denso	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.9	6.0	0.0	0.0	1.1	12.6	10.6	3.1	10.1	0.0	1.1	0.0	0.0	9.2	38.9	0.0	0.0	3.0	0.0
Roca	0.0	0.1	0.0	1.3	2.1	0.2	6.0	0.4	0.0	6.7	7.7	0.4	18.9	6.2	1.8	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	47.8	0.0	0.0	0.0
Área de escasa vegetación	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vegetación ripícola	0.0	0.0	0.0	1.7	2.5	0.8	0.8	0.0	0.0	0.0	13.4	0.0	0.0	8.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	66.4	0.0
Agua	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100

## (d) 1956-1994

Categorías leyenda de usos		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
	0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Urbano	1	0.0	81.3	0.0	0.0	16.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0
Industrial	2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Minería	3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cultivo	4	0.0	0.4	0.1	0.4	51.0	8.1	7.8	1.9	0.5	1.0	8.4	0.2	4.5	2.9	7.0	0.5	0.8	1.5	0.8	0.2	0.4	1.4	0.1	0.0	
Cultivo abandonado	5	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1	13.4	1.2	0.6	0.0	3.1	25.5	3.3	18.4	3.9	7.1	1.1	2.1	1.4	3.3	0.2	0.7	9.5	0.1	0.0	
Cultivo abandonado con pinos	6	0.0	0.0	0.0	0.0	6.4	0.0	25.5	0.0	0.0	14.9	8.5	0.0	42.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	
Pinar espontáneo	7	0.0	0.0	0.0	0.0	26.0	0.0	10.3	56.5	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Bosque mixto	8	0.0	0.0	0.0	0.0	45.7	0.0	31.1	0.0	4.0	0.0	1.3	0.0	17.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Matorral abierto	9	0.0	0.1	0.0	0.0	2.2	2.2	3.1	0.1	0.0	6.9	23.5	3.8	17.8	2.7	1.0	0.5	3.5	1.6	0.5	0.2	2.2	28.1	0.0	0.0	
Matorral medianamente denso	10	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	2.1	0.4	0.5	0.0	18.0	34.2	10.2	8.2	8.1	2.1	1.0	0.9	1.6	1.4	0.1	0.9	9.0	0.1	0.0	
Matorral med. denso/ árboles	11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Matorral denso	12	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	3.1	0.6	0.2	0.0	5.6	43.3	0.5	9.7	5.6	4.6	1.2	2.1	2.7	1.7	0.8	2.3	14.2	0.1	0.0	
Matorral denso con árboles	13	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	4.5	11.1	6.0	3.4	3.4	19.8	2.2	6.0	29.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	0.0	
Mosaico	14	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.5	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.2	0.0	91.5	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	
Plantación de pinos abierta	15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Plantación de pinos med. densa	16	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Plantación de pinos densa	17	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Pinar abierto	18	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Pinar denso	19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.3	33.9	0.0	0.0	51.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Roca	20	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	1.6	1.2	0.1	0.0	8.6	8.5	0.0	22.3	5.6	5.0	0.9	1.5	1.6	1.1	0.0	33.9	4.8	0.0	0.0	
Área de escasa vegetación	21	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2	24.6	16.2	10.0	11.8	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	0.0	0.0	
Vegetación ripícola	22	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	6.5	0.0	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	72.9	0.0	
Agua	23	0.0	0.0	0.0	0.0	83.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	



**Anejo II: Estrategia regenerativa postincendio predominante de las especies presentes en las parcelas de muestreo.****G: germinadoras; R: rebrotadoras; GR: germinadoras-rebrotadoras (rebrotadoras facultativas *sensu* Keeley, 1986).****(a)****Estrato herbáceo y subarborescente**

<i>Aegilops geniculata</i>	G	<i>Dianthus pungens subsp. hispanicus</i>	G	<i>Medicago minima</i>	G
<i>Agrimonia eupatoria</i>	G	<i>Dictamnus hispanicus</i>	R	<i>Medicago orbicularis</i>	G
<i>Allium sp.</i>	GR	<i>Dipcadi serotinum</i>	R	<i>Medicago suffruticosa subsp. leiocarpa</i>	G
<i>Alyssum maritimum</i>	G	<i>Dorycnium hirsutum</i>	GR	<i>Mercurialis tomentosa</i>	G
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	R	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	GR	<i>Micromeria sp.</i>	R
<i>Anacyclus clavatus</i>	G	<i>Echinops ritro</i>	GR	<i>Mycropus erectus</i>	G
<i>Anagallis arvensis</i>	G	<i>Elaeoselinum tenuifolium</i>	R	<i>Nigella damascena</i>	G
<i>Andryala integrifolia</i>	G	<i>Erica cinerea</i>	GR	<i>Ononis reclinata</i>	G
<i>Anthyllis tetraphylla</i>	G	<i>Erodium cicutarium</i>	G	<i>Orlaya sp.</i>	G
<i>Anthyllis vulneraria subsp. font-queri</i>	G	<i>Eryngium campestre</i>	GR	<i>Orobanche sp.</i>	G
<i>Antirrhinum orontium</i>	G	<i>Euphorbia exigua</i>	G	<i>Pallenis spinosa</i>	G
<i>Aphyllantes monspeliensis</i>	R	<i>Euphorbia flavicoma subsp. mariolensis</i>	R	<i>Papaver rhoeas</i>	G
<i>Argirolobium zanonii</i>	GR	<i>Euphorbia isatidifolia</i>	R	<i>Paronychia argentea</i>	G
<i>Aristolochia pistolochia</i>	R	<i>Euphorbia segetalis</i>	G	<i>Paronychia suffruticosa</i>	R
<i>Asparagus acutifolius</i>	R	<i>Euphorbia serrata</i>	GR	<i>Phagnalon saxatile</i>	GR
<i>Asperula cynanchica subsp. aristata</i>	GR	<i>Ferula communis</i>	R	<i>Phlomis crinita</i>	R
<i>Asphodelus cerasiferus</i>	GR	<i>Ficus carica</i>	R	<i>Phlomis lychnitis</i>	R
<i>Asphodelus fistulosus</i>	GR	<i>Filago arvensis</i>	G	<i>Picris hieracioides</i>	GR
<i>Atractylis cancellata</i>	G	<i>Filago minima</i>	G	<i>Plantago lanceolata</i>	G
<i>Atractylis humilis</i>	GR	<i>Foeniculum vulgare</i>	GR	<i>Polygala rupestris</i>	GR
<i>Avena barbata</i>	G	<i>Fumana ericoides</i>	GR	<i>Polygonum aviculare</i>	G
<i>Avena sterilis</i>	G	<i>Fumana laevipes</i>	GR	<i>Psoralea bituminosa</i>	GR
<i>Avenula bromoides</i>	GR	<i>Fumana thymifolia subsp. thymifolia</i>	GR	<i>Reichardia picroides</i>	G
<i>Bellis annua</i>	G	<i>Fumana thymifolia subsp. laevis</i>	GR	<i>Reseda alba</i>	G
<i>Biscutella laevigata subsp. stenophylla</i>	G	<i>Galactites tomentosa</i>	G	<i>Rubia peregrina</i>	R
<i>Blackstonia perfoliata</i>	G	<i>Galium lucidum</i>	R	<i>Rumex bucephalophorus</i>	G
<i>Blumeum frutescens</i>	R	<i>Galium parisiense</i>	G	<i>Rumex pulcher</i>	G
<i>Brachypodium distachyon</i>	G	<i>Galium valentinum</i>	R	<i>Salvia sp.</i>	G
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	R	<i>Gladiolus illyricus</i>	GR	<i>Sanguisorba minor</i>	GR
<i>Brachypodium retusum</i>	R	<i>Helianthemum apenninum</i>	G	<i>Santolina chamaecyparissus</i>	R
<i>Briza sp.</i>	GR	<i>Helianthemum hirtum</i>	G	<i>Satureja montana subsp. obovata</i>	R
<i>Bromus madritensis</i>	G	<i>Helianthemum marifolium</i>	G	<i>Scabiosa atropurpurea</i>	G
<i>Bromus rubens</i>	G	<i>Helianthemum origanifolium</i>	G	<i>Scandix sp.</i>	G
<i>Calendula arvensis</i>	G	<i>Helianthemum sp. salicifolium</i>	G	<i>Scorpiurus muricatus subsp. subvillosus</i>	G
<i>Carex halleriana</i>	R	<i>Helianthemum syriacum</i>	G	<i>Scorzonera hispanica</i>	GR
<i>Carlina corymbosa subsp. hispanica</i>	GR	<i>Helichrysum stoechas</i>	G	<i>Sedum sediforme</i>	GR
<i>Catananche caerulea</i>	GR	<i>Helichrysum italicum</i>	G	<i>Senecio sp.</i>	G
<i>Centaurea aspera</i>	GR	<i>Herniaria hirsuta subsp. cinerea</i>	G	<i>Senecio vulgaris</i>	G
<i>Centaurea boissieri subsp. rouyi</i>	R	<i>Hippocrepis multisiliquosa</i>	G	<i>Sideritis leucantha</i>	GR
<i>Centaureum erythraea</i>	G	<i>Hornungia petraea</i>	G	<i>Sideritis romana</i>	G
<i>Centaureum quadrifolium subsp. barrelieri</i>	G	<i>Hyparrhenia hirta</i>	R	<i>Silene nocturna</i>	G
<i>Cerastium glomeratum</i>	G	<i>Hypericum perforatum</i>	GR	<i>Sonchus oleraceus</i>	G
<i>cf. Astragalus</i>	GR	<i>Hypochoeris radicata</i>	GR	<i>Sonchus tenerrimus</i>	G
<i>cf. Medicago sativa</i>	GR	<i>Inula viscosa</i>	G	<i>Staelina dubia</i>	GR
<i>cf. Onobrychis</i>	GR	<i>Koeleria phleoides</i>	G	<i>Stipa offneri</i>	R
<i>Chenopodium album</i>	G	<i>Koeleria vallesiana</i>	GR	<i>Teucrium chamaedrys</i>	R
<i>Cichorium intybus</i>	GR	<i>Kundmannia sicula</i>	R	<i>Teucrium polium</i>	GR
<i>Clematis flammula</i>	R	<i>Lactuca viminea subsp. viminea</i>	GR	<i>Teucrium pseudo-chamaepitys</i>	R
<i>Convolvulus althaeoides</i>	R	<i>Lapiedra martinezii</i>	R	<i>Thapsia villosa</i>	R
<i>Convolvulus arvensis</i>	R	<i>Lavandula latifolia</i>	GR	<i>Thesium humifusum subsp. divaricatum</i>	R
<i>Convolvulus lanuginosus</i>	GR	<i>Leontodon taraxacoides</i>	GR	<i>Thymus vulgaris</i>	GR
<i>Coris monspeliensis</i>	GR	<i>Leuzea conifera</i>	GR	<i>Trifolium angustifolium</i>	G
<i>Coronilla minima subsp. lotoides</i>	GR	<i>Linaria spuria</i>	G	<i>Trifolium campestre</i>	G
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>	G	<i>Linum narbonense</i>	G	<i>Trifolium cf. arvense</i>	G
<i>Crocus sp.</i>	R	<i>Linum strictum</i>	G	<i>Trifolium stellatum</i>	G
<i>Crucianella cf. angustifolia</i>	G	<i>Linum tenuifolium subsp. suffruticosum</i>	GR	<i>Triticum sp.</i>	G
<i>Crupina vulgaris</i>	G	<i>Lolium perenne</i>	R	<i>Urginea maritima</i>	R
<i>Cynosurus echinatus</i>	G	<i>Lolium rigidum</i>	G	<i>Urospermum dalechampii</i>	R
<i>Dactylis glomerata</i>	GR	<i>Mantisalca salmantica</i>	R	<i>Urospermum picroides</i>	G
<i>Daucus carota</i>	GR	<i>Medicago cf. rigidula</i>	G	<i>Verbascum thapsus subsp. giganteum</i>	R
<i>Desmazeria rigida</i>	G	<i>Medicago lupulina</i>	G	<i>Vicia sp.</i>	G

## AnejoII (b)

<b>Estrato arbustivo y lianoide</b>		<b>Estrato arbóreo</b>	
<i>Calicotome spinosa</i>	R	<i>Ceratonia siliqua</i>	R
<i>Chamaerops humilis</i>	GR	<i>Olea europaea</i>	R
<i>Cistus albidus</i>	G	<i>Pinus halepensis</i>	G
<i>Cistus cf. populifolius</i>	G	<i>Pinus pinaster</i>	G
<i>Cistus crispus</i>	G	<i>Prunus amygdalus</i>	R
<i>Cistus monspeliensis</i>	G	<i>Prunus avium</i>	R
<i>Cistus salviifolius</i>	GR	<i>Prunus dulcis</i>	R
<i>Daphne gnidium</i>	GR	<i>Quercus ilex</i>	R
<i>Erica multiflora</i>	R		
<i>Erica terminalis</i>	R		
<i>Hedera helix</i>	R		
<i>Juniperus oxycedrus</i>	R		
<i>Ononis minutissima</i>	G		
<i>Ononis natrix</i>	G		
<i>Pistacia lentiscus</i>	R		
<i>Quercus coccifera</i>	R		
<i>Rhamnus alaternus</i>	R		
<i>Rhamnus lycioides</i>	R		
<i>Rosmarinus officinalis</i>	G		
<i>Rubus ulmifolius</i>	R		
<i>Smilax aspera</i>	R		
<i>Ulex parviflorus</i>	G		
<i>Vitis vinifera</i>	R		

Anejo III: Valores medios (desviación estándar entre paréntesis) de la riqueza específica por grupos de especies, según la historia de usos y la historia de incendios en el grupo de 1993, en el grupo de 1991 y en las parcelas de referencia (0 fuegos).

Grupo 1993		Variables de riqueza específica (número de especies)									
<i>1 fuego</i>	Total	G	R	GR	Rg/Rr	MP	NP	Ch	H	G	Th
MMMf (NC)	21 (2.2)	6.2 (1.7)	6 (2)	8.7 (1.5)	1.2 (0.5)	0.5 (1)	5.5 (1.3)	10.5 (2.4)	2.5 (1)	2 (1.3)	0.5 (0.6)
AMMf	32 (11.9)	11.7 (4)	8.2 (3.9)	11.5 (5.3)	1.5 (0.6)	0.5 (1)	5 (0.8)	14.2 (5.2)	6.5 (6)	0.7 (1)	3.5 (1.3)
AAMf (AC)	39.2 (6.2)	14 (4.6)	8.5 (3.1)	15.5 (2.1)	1.8 (1)	1 (2)	6.2 (1.9)	14.5 (3.1)	8.5 (2.1)	2 (1.4)	5.7 (3.8)
CMMf	44 (3.6)	15 (2.7)	10.7 (4.2)	17.3 (0.6)	1.7 (1)	2 (1.7)	6.3 (1.1)	18.3 (2.3)	9.3 (1.5)	1 (1.5)	3 (1.7)
CCMf	37.3 (4.6)	18.7 (5.5)	7.3 (3.5)	9.7 (3.8)	2.9 (1.4)	1 (1)	3.7 (0.6)	6.3 (7.5)	11.7 (2.1)	1 (0)	11.3 (7.5)
CCCf	44.5 (10)	26 (5)	5.2 (2.2)	9 (3.2)	6 (3.7)	1.5 (0.6)	1.8 (1)	3.8 (1.7)	12.8 (3.9)	0.8 (0.5)	18 (5)
<i>2 fuegos</i>											
AC (1991/1993)	47.5 (3.5)	19.5 (2.1)	10.5 (0.7)	16.5 (3.5)	1.9 (0.3)	1 (0)	6 (0)	16.5 (3.5)	12.5 (0.7)	2 (1.4)	8.5 (3.5)
NC (1991/1993)	30.5 (7.3)	6.8 (1)	10 (2.8)	13.8 (4.4)	0.7 (0.2)	1.2 (0.5)	5 (0)	14.5 (1.7)	7 (3.6)	1.8 (1.3)	0.7 (0.5)
NC (1990/1993)	27 (3.6)	6.3 (2)	7 (0)	14 (2)	0.9 (0.3)	1 (0.6)	4.3 (0.6)	13 (1)	5.7 (1.5)	2 (0)	1 (1)
<i>Grupo 1991</i>											
<i>1 fuego</i>	Total	G	R	GR	Rg/Rr	MP	NP	Ch	H	G	Th
MMMf (NC)	29.1 (4.2)	5.7 (2.6)	10 (1.3)	12.4 (1.9)	0.6 (0.2)	1.3 (0.8)	5.9 (1.5)	13.3 (2.6)	5.9 (1.5)	1 (1.2)	0.8 (1.2)
AMMf	31.7 (2.8)	9.2 (1.7)	9.2 (2.1)	12.7 (2.9)	1 (0.4)	3.3 (2.2)	6.3 (2.6)	13.8 (2.1)	6.8 (1.3)	0.5 (0.6)	0.5 (1)
CMMf (AC)	27.7 (10.5)	8.7 (5.9)	8.3 (3.4)	10 (4.8)	1.3 (1.3)	1.7 (1)	4.7 (1.2)	8.8 (3.8)	7.3 (3.7)	1.5 (1)	2.5 (4.7)
CCMf	23 (4.9)	6.4 (1.8)	8 (2.7)	8.4 (1.7)	0.9 (0.4)	2.6 (1.5)	5.4 (1.5)	7.6 (2.1)	5.6 (2.1)	0.6 (0.9)	0.6 (0.5)
CCCf	19 (14)	4.7 (1.1)	5.3 (4.9)	8.3 (7.6)	1.3 (0.7)	0.7 (0.6)	3.3 (1.5)	8.5 (9.8)	8 (2.6)	0.7 (0.6)	0 (0)
<i>2 fuegos</i>											
AC (1984/1991)	27.8 (7.8)	6.3 (1.3)	9.8 (3.6)	10.3 (3.6)	0.7 (0.4)	1.3 (0.5)	4.8 (1.3)	13.8 (5.2)	6 (2.2)	1.2 (0.5)	0.5 (1)
NC (1984/1991)	33 (5.5)	6.5 (2.1)	10.5 (1.3)	15.8 (3.5)	0.6 (0.2)	1 (0.8)	6.3 (0.9)	15 (2)	7.8 (3.6)	2.5 (1)	0 (0)
<i>0 fuegos</i>											
Total	G	R	GR	Rg/Rr	MP	NP	Ch	H	G	Th	
MMMf (NC)	32 (2)	7.8 (0.8)	8.8 (2.2)	14.8 (0.8)	0.9 (0.1)	1.8 (0.8)	4.4 (0.9)	16.8 (0.8)	6.6 (2)	1 (0)	0.6 (0.5)
CMMf (AC)	31.5 (2.1)	10.5 (2.1)	8.5 (2.1)	9.5 (0.7)	1.2 (0.1)	1.5 (0.7)	4.5 (0.7)	11.5 (0.7)	5.5 (2.1)	1.5 (0.7)	3.5 (2.1)
CCMf	38 (0)	8 (1.4)	10 (0)	14 (0)	0.8 (0.1)	1.5 (0.7)	4.5 (3.5)	15 (0)	7.5 (0.7)	1.5 (0.7)	2 (0)
CCCf	36 (2.8)	12 (2.8)	8 (1.4)	11.5 (2.1)	1.6 (0.6)	2.5 (0.7)	5.5 (0.7)	14 (1.4)	7.5 (0.7)	0 (0)	3.5 (2.1)

A: Cultivo abandonado; C: Cultivo; M: Matorral o matorral con árboles; f: fuego; AC: parcelas anteriormente cultivadas; NC: parcelas nunca cultivadas  
 G: germinadoras; R: rebrotadoras; GR: germinadoras-rebrotadoras; Rg/Rr: riqueza de germinadoras/riqueza de rebrotadoras  
 MP: macrofanerófitos; NP: nanofanerófitos; Ch: caméfitos; H: hemicriptófitos; G: geófitos; Th: terófitos



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**Anejo IV: Valores medios (desviación estándar entre paréntesis) del porcentaje de cobertura por grupos de especies, según la historia de usos y la historia de incendios en el grupo de 1993, en el grupo de 1991 y en las parcelas de referencia (0 fuegos).**

Grupo 1993	Variables de cobertura (%)													
	Total	Herb.	Leñosas	Cher/Cl	G	R	GR	Cg/Cr	MP	NP	Ch	H	G	Th
<b>1 fuego</b>														
MMMf (NC)	50 (13.7)	18.4 (13.1)	34.6 (16.2)	0.6 (0.6)	22.4 (10.3)	27.3 (15.9)	3 (1.8)	1.3(1.3)	0 (0)	34.9(15.4)	19.2 (13)	1.4 (1.2)	0.2 (0.3)	0.01(0.02)
AMMf	53.3 (27.8)	28.7 (19.6)	34.5 (18.3)	0.7 (0.3)	33.9 (19)	27.3 (16.8)	4.2 (5)	1.7(1.2)	0.6 (1.2)	35.2(19.2)	28.3(20.2)	0.7 (0.7)	0.3 (0.6)	0.1 (0.1)
AAMf (AC)	60 (16.9)	30.4 (22.5)	45.2 (20.5)	0.7 (0.3)	49.1 (26.9)	25.4 (24.6)	7.2 (7.5)	2.7(2.1)	0 (0)	50.2(25.4)	31.2(23.6)	0.4 (0.1)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)
CMMf	55.8 (17.2)	28.2 (17.8)	36.3 (16.4)	0.9 (0.7)	33.7 (18.9)	30.2 (8.8)	5.5 (2.1)	1.1(0.4)	0.5 (0.9)	37.7(15.9)	29.3(14.6)	0.9 (0.5)	0.01(0.02)	0.9 (1.5)
CCMf	45 (26.5)	42.8 (22.7)	5.6 (9.6)	4.1 (0)	8.9 (5.5)	20.9 (33.7)	13.6(10.7)	2.9(3.1)	0.8 (1.4)	4.8 (7.1)	21.4(36.5)	7.8 (7)	4.4 (5.3)	4 (3.9)
CCCf	15 (5.6)	13.5 (4.5)	1.6 (3)	35.1(46.)	4.8 (2.1)	4.9 (9.2)	5.1 (3.9)	11.6(11)	4.2 (8.3)	1.6 (2.8)	1.7 (1.5)	3.2 (1.1)	2.6 (2.7)	2.3 (0.9)
<b>2 fuegos</b>														
AC (91/93)	61.7 (14.1)	15.8 (9.4)	53.3 (2.4)	0.3 (0.2)	39.1 (10.3)	10.9 (5.9)	16.5 (9.2)	4.5(3.4)	0 (0)	34.4 (3.5)	30.2 (8.8)	2.7 (0.1)	0 (0)	0.13 (0.1)
NC (91/93)	45 (7.2)	24.4 (3.2)	24.5 (9.4)	1.2 (0.6)	10.2 (2.8)	34.9 (11.7)	6.1 (3.5)	0.3(0.1)	3.2 (5.6)	21.1 (7.4)	19.7 (4.6)	6.6 (3)	0.2 (0.3)	0 (0)
NC (90/93)	56.1 (5.1)	36.4 (10.3)	32.4 (7.5)	1.2 (0.6)	16.8 (3.1)	50.8 (3)	12.5(19.5)	0.3(0.1)	0 (0)	29.6 (7.9)	50.7(26.7)	0.2 (0.2)	0.03(0.05)	0 (0)
<b>Grupo 1991</b>														
<b>1 fuego</b>														
MMMf (NC)	65.9 (15.2)	40.8 (17.2)	43.3 (16.7)	0.99 (0.4)	29 (17.4)	52.8 (27.3)	3.7 (3.8)	0.6(0.4)	2.2 (5.8)	42.4 (18.9)	36.4(23.5)	2.6 (3.7)	0 (0)	0.8 (1.2)
AMMf	45.8 (8.8)	17.5 (8.8)	34.2 (4)	0.5 (0.3)	30.9 (6.5)	18.8 (13.3)	4.8 (2.9)	2.3(1.3)	1.4 (2.1)	30.5 (9.5)	21.3(10.3)	2.6 (2.8)	0 (0)	0 (0)
CMMf (AC)	77.2 (13.3)	43.6 (15.2)	51.1 (19.7)	1.01 (0.7)	51.8 (28.2)	45.3 (17.6)	3.9 (2.8)	1.4(1)	0.2 (0.3)	53.9 (26.5)	45.4(17.3)	1.4 (1.8)	0.1 (0.1)	0.1 (0.2)
CCMf	87.7 (4.9)	53.7 (21.3)	77 (11.7)	0.7 (0.3)	69.9 (23.1)	72.2 (39.8)	3.5 (4.2)	1.7(2.1)	11.1(21)	77.4(20.5)	56 (21.2)	39.1(26.3)	0 (0)	0 (0)
CCCf	82.8 (18.4)	13 (19)	72.8 (35.6)	0.4 (0.6)	62.4 (53.9)	14.8 (22.2)	2.9(4.5)	35(34.9)	0 (0)	74 (33.8)	13.6(23.5)	1.7 (0.8)	0.1 (0.1)	0 (0)
<b>2 fuegos</b>														
AC (84/91)	68.2 (11.6)	58.3 (21.9)	56.9 (25.1)	1.05 (0.2)	58.7 (24.8)	69.3 (27.6)	8.5 (5.4)	0.9(0.4)	6.2 (7.5)	61.5(21.5)	24.2(25.8)	5 (8.4)	0.33 (0.7)	0 (0)
NC (84/91)	61.5 (8.3)	42.7 (4.6)	44.5 (7.5)	0.98 (0.2)	29 (25.3)	50.5 (15.4)	11.4 (7.3)	0.8(1.1)	12.5 (16)	40.8(16.7)	46.7 (13)	5.7 (5)	0.3 (0.2)	0 (0)
<b>0 fuegos</b>														
MMMf (NC)	41.8 (13.8)	21.2 (7.2)	22.3 (21.2)	3.1 (4.4)	19.3 (17.9)	15.1 (4.5)	4.6 (3.1)	1.9(2.1)	9 (11.6)	14.8(20.6)	19.1 (4.9)	1.9 (1.3)	0.02(0.04)	0.02(0.04)
CMMf (AC)	66.7 (40.1)	53.8 (44.2)	26.5 (20.2)	1.9 (0.2)	20.4 (11.2)	51.5 (49.8)	5.4 (1.2)	0.6(0.3)	5.2 (6.8)	24.2(12.5)	55.8(41.9)	0.2 (0.3)	0.4 (0.1)	0.25 (0.2)
CCMf	62.1 (18.3)	26.2 (11.2)	37.2 (20)	0.9 (0.8)	9.6 (13.3)	40.1 (27.5)	3.5 (3.9)	0.5(0.6)	28.3(17)	10.2 (3.9)	22.8 (5.3)	3.9 (3.7)	0.5 (0.7)	0.04(0.06)
CCCf	81.7 (9.4)	65 (18.9)	34.6 (7.7)	1.9 (0.9)	32.6 (7.9)	56.8 (21.5)	3.2 (0.3)	0.6(0.4)	0 (0)	36.7 (7.1)	65.3(21.6)	0.2 (0.2)	0 (0)	0 (0)

**A:** Cultivo abandonado; **C:** Cultivo; **M:** Matorral o matorral con árboles; **f:** fuego; **AC:** parcelas anteriormente cultivadas; **NC:** parcelas nunca cultivadas; **Herb:** Herbáceas; **Cher/Cl:** cobertura de herbáceas/cobertura de leñosas; **G:** germinadoras; **R:** rebrotadoras; **GR:** germinadoras-rebrotadoras; **Cg/Cr:** cobertura de germinadoras/cobertura de rebrotadoras; **MP:** macrofanerófitos; **NP:** nanofanerófitos; **Ch:** caméfitos; **H:** hemicriptófitos; **G:** geófitos; **Th:** terófitos.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Anejo V: Valores medios (desviación estándar entre paréntesis) de la cobertura de herbáceas, de la cobertura de afloramientos y de la cobertura de herbáceas descontando los afloramientos, según la historia de usos y la historia de incendios en el grupo de 1993, en el grupo de 1991 y en las parcelas de referencia (0 fuegos). \* indica una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre la cobertura de herbáceas y la cobertura herbáceas-afloramientos.

Grupo 1993	Cobertura herbáceas	Cobertura afloramientos	Cobertura herbáceas – afloramientos
<b>1 fuego</b>			
MMMf	18.4 (13.1)	26 (9.7)	19.1 (15.2)
AMMf	28.7 (19.6)	18.5 (20.8)	31.9 (18.8)
AAMf	30.4 (22.5)	9.2 (6.6)	32.3 (21.6)
CMMf	28.2 (17.8)	14.7 (6.2)	32.7 (19.9)
CCMf	42.8 (22.7)	4 (3.9)	45.3 (26)
CCCf	13.5 (4.5)	0.3 (0.4)	13.6 (4.5)
<b>2 fuegos</b>			
AC (1991/1993)	15.8 (9.4)	3.3 (2.7)	16.2 (9.3)
NC (1991/1993)	24.4 (3.2)	32.7 (11.6)	37.4 (10.4) *
NC (1990/1993)	36.4 (10.3)	28.9 (7.9)	51.6 (16.5)
Grupo 1991	Cobertura herbáceas	Cobertura afloramientos	Cobertura herbáceas – afloramientos
<b>1 fuego</b>			
MMMf	40.8 (17.2)	16 (10.6)	48.8 (20.6)
AMMf	17.5 (8.8)	5.8 (5.5)	18.5 (11.3)
CMMf	43.6 (15.2)	1 (1.2)	44.1 (15.6)
CCMf	53.7 (21.3)	20.8 (36.2)	133.3 (181.3)
CCCf	13 (19)	4.2 (7.2)	13.1 (19)
<b>2 fuegos</b>			
AC (1984/1991)	58.3 (21.9)	15.2 (15.4)	67.2 (15)
NC (1984/1991)	42.7 (4.6)	22.2 (6)	55.2 (8.2) *
0 fuegos	Cobertura herbáceas	Cobertura afloramientos	Cobertura herbáceas – afloramientos
MMMf	21.2 (7.2)	26.4 (13.7)	29.3 (10.7)
CMMf	53.8 (44.2)	0.7 (0.9)	53.9 (43.9)
CCMf	26.2 (11.2)	14.4 (0.8)	30.7 (13.4)
CCCf	65 (18.9)	0 (0)	65 (18.9)



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



**Anejo VI: Coeficientes de correlación de Spearman para las parcelas del grupo de 1993 (abajo izquierda) y de 1991 (arriba derecha) entre las variables riqueza específica total (Rtot), riqueza de nanofanerófitos (RNP), riqueza de caméfitos (RCh), riqueza de hemicriptófitos (RH), riqueza de terófitos (RTh), riqueza de germinadoras (Rg), riqueza de rebrotadoras (Rr), riqueza de germinadoras/riqueza de rebrotadoras (Rg/Rr), cobertura de afloramientos (Rock) y tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo en el momento del fuego (Ti). (Para las correlaciones con Ti sólo se han considerado las parcelas anteriormente cultivadas). Valores de  $p \geq 0.05$  corresponden a correlaciones no significativas; \*:  $0.01 \leq p < 0.05$ ; \*\*:  $0.001 \leq p < 0.01$ .**

	Rtot	RNP	RCh	RH	RTh	Rg	Rr	Rg/Rr	Rock	Ti
Rtot	---	0.69**	0.78**	0.61**	0.43*	0.65**	0.50*	-0.04	0.26	0.45
RNP	-0.19	---	0.65**	0.24	0.20	0.42*	0.43*	-0.17	0.29	0.33
RCh	0.26	0.58	---	0.25	0.12	0.41*	0.59**	-0.24	0.43*	0.47
RH	0.85**	-0.46*	-0.07	---	0.09	0.23	0.13	0.062	0.06	0.07
RTh	0.69**	-0.55**	-0.35	0.74**	---	0.52**	0.2	0.19	0.05	0.13
Rg	0.77**	-0.49*	-0.26	0.78**	0.95**	---	0.3	0.49**	0.07	0.6**
Rr	0.48*	0.24	0.53*	0.38	0.012	-0.03	---	-0.59**	0.51**	0.32
Rg/Rr	0.33	-0.61**	-0.51*	0.52*	0.66**	0.72**	-0.49*	---	-0.35	0.03
Rock	-0.47*	0.54**	0.47*	-0.69**	-0.83**	-0.72**	-0.03	-0.58**	---	0.06
Ti	-0.3	0.73**	0.6**	-0.56*	-0.74**	-0.78**	0.34	-0.69**	0.62*	---

#### Anejo VII:

**(a) Coeficientes de correlación de Spearman para las parcelas del grupo de 1993 (abajo izquierda) y de 1991 (arriba derecha) entre las variables cobertura total (Ctot), cobertura de herbáceas (Cher), cobertura de leñosas (Cl), cobertura de herbáceas/cobertura de leñosas (Cher/Cl), cobertura de germinadoras (Cg), cobertura de rebrotadoras (Cr), cobertura de germinadoras/cobertura de rebrotadoras (Cg/Cr), cobertura de afloramientos (Crock) y tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego (Ti). (Para las correlaciones con Ti sólo se han considerado las parcelas anteriormente cultivadas). Valores de  $p \geq 0.05$  corresponden a correlaciones no significativas; \*:  $0.01 \leq p < 0.05$ ; \*\*:  $0.001 \leq p < 0.01$ .**

	Ctot	Cher	Cl	Cher/Cl	Cg	Cr	Cg/Cr	Crock	Ti
Ctot	---	0.27	0.86**	-0.19	0.48*	0.33	-0.03	-0.29	-0.7**
Cher	0.67**	---	0.08	0.73**	0.14	0.82**	-0.39	0.1	-0.1
Cl	0.8**	0.2	---	-0.45*	0.49*	0.24	0.11	-0.24	-0.62**
Cher/Cl	0.4	0.63**	-0.5*	---	-0.21	0.45*	-0.43*	0.33	0.002
Cg	0.83**	0.35	0.93**	-0.29	---	-0.07	0.68**	-0.53**	-0.45
Cr	0.79**	0.46*	0.65**	-0.04	0.61**	---	-0.69**	0.23	-0.11
Cg/Cr	-0.38	-0.2	-0.22	0.14	-0.13	-0.75**	---	-0.52**	-0.01
Crock	0.15	-0.31	0.36	-0.6**	0.38	0.25	-0.19	---	0.06
Ti	0.58*	0.19	0.78**	-0.54*	0.81**	0.5*	-0.19	0.62**	---

**(b) Coeficientes de correlación de Spearman para las parcelas del grupo de 1993 (abajo izquierda) y de 1991 (arriba derecha) entre las variables cobertura de terófitos (CTh), cobertura de caméfitos (CCh), cobertura de nanofanerófitos (CNP), cobertura de hemicriptófitos (CH) y tiempo transcurrido desde el abandono en el momento del fuego (Ti). (Para las correlaciones con Ti sólo se han considerado las parcelas anteriormente cultivadas). Valores de  $p \geq 0.05$  corresponden a correlaciones no significativas; \*:  $0.01 \leq p < 0.05$ ; \*\*:  $0.001 \leq p < 0.01$ .**

	CTh	CCh	CNP	CH	Ti
CTh	---	-0.2	-0.23	0.39	0.10
CCh	-0.4	---	0.06	-0.23	-0.11
CNP	-0.71**	0.61**	---	-0.10	-0.61**
CH	0.39	-0.44*	-0.7**	---	0.01
Ti	-0.73**	0.55*	0.79**	-0.77**	---