

DIVERSIDAD VEGETAL Y TRATAMIENTOS FORESTALES EN PARCELAS DE CASTAÑO (*CASTANEA SATIVA* MILL.) DE DOS REGIONES MEDITERRÁNEAS

H. GONDARD*, S. LEONARDI**, I. SANTA REGINA*** & F. ROMANE*

* CEFE (C.N.R.S.-U.P.R. 9056), 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France

** Università di Catania, Dipartimento di Metodologie Fisiche e Chimiche per l'Ingegneria, Facoltà di Ingegneria, viale A. Doria 6, 95125 Catania, Italy

*** Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, CSIC. Apartado 257. C/ Cordel de Merinas, 40. E-37071 Salamanca, Spain.

ABSTRACT.— During the last few decades, marked land use changes have taken place throughout the Mediterranean region. These changes have a great impact on plant diversity and also affect the current ecosystem functioning. This is particularly true for sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) stands (groves or coppices) that have been more or less abandoned from the end of the last century. Thus, our objective was to analyze consequences on plant species diversity of various management types in chestnut stands of two Mediterranean areas, the Cévennes in France, and Mt. Etna in Italy. Our results indicate that there are few species in common between the two Mediterranean areas; only less than 9%. These differences can be explained by different ecological conditions (climate, soil type, etc.) between the two areas, but also by the differences of management type (groves and coppice stands in the Cévennes, only coppice stands on Mt. Etna) or stand characteristics (shoot density, diameter at breast height, etc.). Moreover, plant species diversity is different according to management types. Indeed, we found that plant species diversity is higher in groves than in coppice stands. We also demonstrated that *C. sativa* cultivated groves were generally characterized by small heliophilous therophytes. *C. sativa* abandoned groves, young *C. sativa* coppice stands were characterized by hemicryptophytes with anemochorous dispersal mode and chamaephytes. Medium and old *C. sativa* coppice stands (that differ by the shoot age) were more particularly characterized by phanerophytes with zoochorous dispersal mode. A consequence of chestnut stands abandonment is homogeneous vegetation with decreasing plant diversity. One solution could be to maintain a landscape mosaic of diverse chestnut stands diversely modified by human activities. This could allow enhancing the high regional plant diversity.

RÉSUMÉ.— Ces dernières décades les changements subis dans la région Méditerranéenne ont affecté la diversité végétale dont les variations affectent aussi le fonctionnement des écosystèmes. Ainsi des la fin du siècle dernier les peuplements de châtaigniers ont été abandonnés. Notre objectif était d'analyser les conséquences sur la diversité végétale de différents traitements dans deux châtaigneraies méditerranéennes des Cévennes (France) et de l'Etna en Italie. Les résultats indiquent qu'il y a peu d'espèces communes aux deux zones d'étude, environ 9%. Ces différences peuvent être justifiées par les facteurs écologiques (climat, sol, etc.) mais aussi par les différences de traitement (plantation pour le fruit et bosquets pour le bois en Cévennes, bosquets pour le bois à l'Etna) et les caractéristiques du peuplement (densité des pousses, diamètre à 1 m du sol, etc.). Ainsi la diversité végétale est plus haute dans les plantations régulières —exploitées pour le fruit— que dans les bosquets exploités pour le bois. Nous avons également montré que les plantations régulières étaient caractérisées par des petites espèces annuelles héliophiles. Par contre, les plantations abandonnées et les jeunes bosquets étaient caractérisés par des hémicriptophytes anémochores et par des chamaephytes. En plus, les parcelles constituées par bosquets d'âge moyen ou âgés —pour le bois— étaient caractérisées par des phanérophytes à dispersion zoochore. Une conséquence générale de l'abandon des cultures de châtaignier est l'homogénéisation de la végétation et la diminution de la diversité végétale. Pour surmonter cette situation une solution pourrait être le maintien d'un paysage en mosaïque formé par sous-parcelles diversement influencées par l'homme (plantations cultivées ou abandonnées, bosquets). C'est comme cela qu'on arriverait à conserver la plus haute diversité végétale régionale.

RESUMEN.— En las últimas décadas han tenido lugar notables cambios en la región Mediterránea. Dichos cambios tienen un gran impacto en la diversidad vegetal cuyas variaciones pueden afectar al funcionamiento del ecosistema. Esto es particularmente cierto en áreas de castaño (*Castanea sativa* Mill.), que han sido más o menos abandonadas desde finales del siglo pasado. Debido a ello, nuestro objetivo fue analizar las consecuencias en la diversidad vegetal de varios tipos de gestión forestal en parcelas de castaño en dos regiones mediterráneas, en las Cévennes (Francia) y en la zona del volcán Etna (Italia). Nuestros resultados indican que hay pocas especies en común entre las dos áreas mediterráneas, solamente un 9%. Estas diferencias pueden explicarse por las diferentes características edafoclimáticas entre dichas áreas, pero también por los diferentes tipos de manejo forestal (castaños dedicados a madera y fruto en la zona de las Cévennes y sólo castaños dedicados a madera en la zona del Etna), o a las características de las parcelas seleccionadas (densidad del arbolado, DBH, ...). La diversidad vegetal es mayor en castañares dedicados a fruto que en aquellos dedicados a madera. Los castañares de fruto cultivados generalmente se caracterizan por pequeños terófitos heliófilos mientras que los cultivos de fruto abandonados y aquellos castañares más jóvenes dedicados a madera, por hemicriptófitos con dispersión anemócora y caméfitos. Los castañares medios y viejos dedicados a la producción de madera se caracterizan por fanerófitos con dispersión zoochora. Una consecuencia en los castañares abandonados es que contienen una vegetación homogénea, y decrece su biodiversidad vegetal. Una solución podría ser el mantener un mosaico paisajístico condicionado por diversos tipos de manejo forestal; de esa manera podríamos aumentar dicha biodiversidad vegetal regional.

Key-words: Vegetal diversity, functional trait, cultural abandonment, *Castanea sativa*, S. France, Italy.

1. Introducción

En la cuenca Mediterránea se desarrollan grandes áreas con diversos tipos de gestión forestal del castaño, y particularmente en Portugal, España, Francia, Italia y Grecia. Por ello, parece urgente analizar los efectos del abandono en la diversidad vegetal de dichos ecosistemas, con el fin de establecer estrategias adecuadas de gestión forestal, las cuales permitan conservar la biodiversidad y, al mismo tiempo, optimizar su producción y rentabilidad. La caracterización de la comunidad vegetal como respuesta al abandono, en términos de rasgos funcionales, es esencial para llevar a cabo este objetivo (McINTYRE *et al.*, 1995). La clasificación de especies atendiendo a sus rasgos funcionales es una práctica muy extendida en Ecología (GITAY *et al.*, 1996). El uso de estos rasgos funcionales para la comprensión de la dinámica de especies vegetales en relación con la perturbación ha sido claramente demostrado por varios autores (GONDARD *et al.*, 2003), los cuales sugieren la existencia de un patrón de respuesta a la perturbación (paso, abandono cultural, tala, etc.) que permite analizar el funcionamiento del ecosistema, concretando la respuesta al abandono en la descripción de la vegetación definida por rasgos funcionales y no sólo por especies. Estos rasgos funcionales pueden ser morfológicos, que describen el aspecto y el comportamiento de la planta en el ambiente, y regenerativos (LAVOREL *et al.*, 1997).

Varios estudios empíricos (GRIME, 1997) han demostrado que la función del ecosistema es principalmente una consecuencia de las estrategias predominantes de las especies constituyentes, en interacción con el medio abiótico. Algunos de los efectos experimentales que son atribuidos a la diversidad son probablemente una consecuencia del efecto de las condiciones abióticas.

Consecuentemente, en este trabajo nos proponemos analizar las consecuencias de varios tipos de gestión forestal de castaños en la diversidad vegetal, incidiendo en la diversidad presente en el sotobosque, siendo éste muy importante en el funcionamiento del ecosistema. Tal diversidad vegetal es sensible –claro está– a cambios en las condiciones de dicho ecosistema.

2. Material y métodos

El experimento ha sido realizado en dos áreas mediterráneas, en las Cévennes, al sur de Francia, y en la región italiana del volcán Etna. Estos lugares muestran diversos tipos de suelo y condiciones climáticas diferentes (Tabla 1). En las Cévennes se identificó una sucesión siguiendo el abandono agrícola, desde los castaños cultivados, dedicados a fruto, hasta los más viejos castaños dedicados a madera. Se seleccionaron cinco parcelas de 10 000 m² representativas de estos tipos de bosque, que forman el gradiente sucesional:

un castaño cultivado para fruto, un castaño de fruto abandonado, un castaño joven dedicado a madera (< 25 años), un castaño medio dedicado a madera (entre 26-50 años) y un castaño maduro dedicado a madera (> 51 años). En la región del volcán Etna, el manejo tradicional consiste en castaño explotado como frutal. De esta forma seleccionamos cinco parcelas de castaño para fruto (Fornazzo, Trisciala, Balilla, Monte Crisimo, Piano Lepre), cuyas características se indican en la Tabla 2.

En cada parcela seleccionada, designamos 5 pequeñas subparcelas contiguas de 10 x 10 m, ya que el área disponible con idénticas condiciones topográficas era pequeña. Registramos todas las especies presentes en el sotobosque y asimismo la cobertura vegetal de cada especie fue estimada por el método del punto cuadrado (GOUNOT, 1969), usando 100 puntos, uno cada 10 cm, a lo largo de una línea de 10 m a través de la parcela. Según observa-

Tabla 1. Características de las dos áreas mediterráneas estudiadas.
Table 1. Characteristics of the two Mediterranean areas studied.

	Cévennes France	Etna volcano Italy
Altitude (m)	650	1 000
Mean annual rainfall (mm yr ⁻¹)	1 400	1 100
Mean annual temperature (°C)	11	12
Parent material	schist	volcanic ash, lava
Soil	cambisol	regosol volcanic

Tabla 2. Principales características de las parcelas seleccionadas en las Cévennes (Francia) y en el Monte Etna (Italia). Intervalos de confianza $p = 0.05$. En cada uno de los sitios, los valores medios de cada columna seguidos de diferentes letras son significativamente diferentes. $p < 0.05$, Mann-Whitney test.

Table 2. Main characteristics of stands selected in the Cévennes in France, on Etna volcano in Italy. Confidence intervals $p = 0.05$. For each site, mean values in the same column followed by different letters are significantly different. $p < 0.05$, Mann-Whitney test.

Site	Stand	Tree age (years)	Tree height (m)	Diameter at breast height (cm)	Shoot density (shoot ha ⁻¹)	Basal area (m ² ha ⁻¹)
Cévennes France	Cultivated grove	70	18.00±1.0 ^a	45.00±7.1 ^a	120±45 ^a	26±18 ^a
	Abandoned grove	75	17.40±0.5 ^a	44.60±11.5 ^a	440±195 ^a	45±21 ^a
	Young coppice	16	11.20±0.8 ^{b,c}	9.40±1.5 ^b	1040±611 ^b	8±4 ^b
	Medium coppice	39	12.40±0.9 ^c	17.80±7.8 ^{c,d}	1080±396 ^b	17±14 ^{c,d}
	Old coppice	56	16.40±0.5 ^d	24.00±4.8 ^d	840±488 ^b	35±13 ^d
Etna volca. Italy	Fornazzo coppice	31	17.67±0.7 ^a	9.20±0.5 ^a	4680±1242 ^{a,c}	38.27±8 ^{a,b}
	Trisciala coppice	28	12.17±0.3 ^a	7.20±0.3 ^b	6020±895 ^a	28.51±3 ^a
	Balilla coppice	37	16.67±2.3 ^a	20.9±1.7 ^c	1140±331 ^b	42.85±8 ^b
	Monte Crisimo coppice	26	16.00±0.0 ^a	7.10±1.2 ^d	2900±919 ^c	24.26±6 ^c
	Piano Lepre coppice	27	15.67±3.2 ^a	9.90±0.5 ^a	4180±394 ^{d,c}	37.87±1 ^{a,b}

ciones previas, los inventarios de 100 m² parecen ser de tamaño suficiente para abarcar este tipo de vegetación. Además, cada especie vegetal registrada fue caracterizada por rasgos funcionales a fin de examinar cómo la composición de especies cambia respecto al tipo de manejo. Estos atributos funcionales se refieren a la altura de la planta, formas vitales de Raunkiaer (RAUNKIAER, 1934), tolerancia a la luz y también a rasgos regenerativos (tipo de dispersión).

3. Análisis estadístico de los datos

Se llevó a cabo un Análisis de Correspondencia (CA, véase GREENACRE, 1984) a partir de una matriz compuesta por todas las especies observadas, y también una clasificación que nos permite identificar los grupos en un plano factorial (ROUX, 1985). El criterio para comparar parcelas fue la riqueza específica (número de taxones por cada 100 m²) y diversidad de especies (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 1988). Entre los muchos índices de diversidad disponibles, elegimos el índice de Shannon-Weaver (H'): $H' = -\sum_{i=1,n} [p_i \log_2(p_i)]$ donde p_i (P_i) es la abundancia de la especie (i) en el cuadrado y n el número de especies. También se calculó el índice de Jaccard, a fin de obtener un porcentaje de similitud entre parcelas (JACCARD, 1908 in ROUX & ROUX, 1967): $J_d = N_{ab} / (N_a + N_b - N_{ab})$ donde N_a es el número de especies en la parcela a , N_b el número de especies en la parcela b y N_{ab} el número de especies similares entre las parcelas a y b . Las medias fueron comparadas usando el test de Mann-Whitney (FALISSARD, 1998).

A fin de cuantificar los efectos del tipo de gestión forestal con rasgos funcionales usamos el CA, el Análisis canónico de Correspondencia (CCA, TER BRAAK, 1987) y la clasificación jerárquica para identificar grupos en el plano factorial (ROUX, 1985).

4. Resultados

4.1 Riqueza y diversidad de especies (índice de Shannon)

En las Cévennes la riqueza de especies fue mayor en los castañares cultivados para fruto (Figuras 1, 2). En La región del Etna, dicha riqueza fue mayor en los castañares destinados a madera de Trisciala (Figura 2), y no se han observado diferencias significativas respecto al castañar de frutos abandonado en las Cévennes ($p > 0.05$).

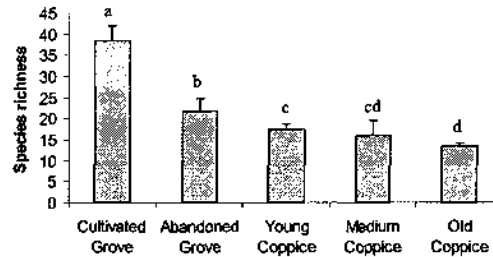


Figura 1. Diversidad media de especies vegetales a lo largo de un gradiente sucesional, desde un castañar cultivado para fruto hasta un castañar viejo para madera (Le Cros, Cévennes). Barras de error situadas en un límite de confianza de $\pm 95\%$. Dos letras diferentes entre los castañares para madera indican diferencias estadísticamente significativas (test Mann-Whitney no paramétrico, $p < 0.05$).
 Figure 1. Mean species richness along a successional gradient from cultivated chestnut grove to old *Castanea sativa* coppice stand (Le Cros site in the Cévennes). Error bars set at $\pm 95\%$ confidence limits. Two different letters between the coppice stands indicated significant statistical difference (Mann-Whitney non-parametric test, $p < 0.05$).

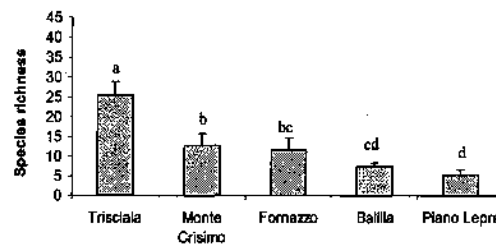


Figura 2. Diversidad media de especies vegetales en el sotobosque de 5 parcelas de castañar para madera en el Etna (Italia). Barras de error situadas en un límite de confianza de $\pm 95\%$. Dos letras diferentes entre los castañares para madera indican diferencias estadísticamente significativas (test Mann-Whitney no paramétrico, $p < 0.05$).
 Figure 2. Mean species richness in the understory in the 5 coppice *Castanea sativa* stands on the Etna volcano in Italy. Error bars at $\pm 95\%$ confidence limits. Two different letters between the coppice stands indicated significant statistical difference (Mann-Whitney non-parametric test, $p < 0.05$).

Respecto al índice de Shannon los resultados fueron similares, la diversidad de especies fue mayor en el castañar de fruto cultivado y en el correspondiente a la zona de Trisciala, aunque no mostramos los resultados.

4.2 Índice de similitud (Índice de Jaccard)

El índice de Jaccard entre las dos áreas mediterráneas fue muy bajo, sólo el 9% (Tabla 3). La composición de especies vegetales es diferente dependien-

DIVERSIDAD VEGETAL Y TRATAMIENTOS FORESTALES EN PARCELAS DE CASTAÑO

Tabla 3. Índice de Jaccard (%) entre las Cévennes (Francia) y el Monte Etna (Italia).
 Table 3. Jaccard index (%) between the Cévennes in France and on Etna volcano in Italy.

Cévennes France	
Cévennes France	/
Etna volcano Italy	9

Tabla 4. Índice de Jaccard (%) entre cada una de las diferentes parcelas mediterráneas estudiadas.
 Table 4. Jaccard index (%) between the different stands for each Mediterranean area studied.

Cévennes France	Cultivated grove	Abandoned grove	Young coppice stand	Medium coppice stands
Abandoned grove	36	--	--	--
Young coppice stand	27	47	--	--
Medium coppice stands	27	48	42	--
Old coppice stand	20	34	29	50
Etna volcano Italy	Piano Lepre coppice stand	Tricala coppice stand	Balilla coppice stand	Fornazzo coppice stand
Tricala coppice stand	11	--	--	--
Balilla coppice stand	38	12	--	--
Fornazzo coppice stand	14	23	19	--
Monte Crisimo coppice stand	9	18	11	18

do del área correspondiente. Los análisis para cada área mediterránea por separado (Tabla 4) muestran que es en Francia donde la composición de especies es más similar entre las diversas parcelas de castaño, con valores del índice de Jaccard comprendidos entre un 20% y un 50%. En Italia, los valores de dicho índice entre sus diferentes parcelas de castaño están comprendidos entre un 9% y un 38%.

4.3 Rasgos funcionales y tipos de gestión

Como acabamos de indicar, se analizaron las consecuencias de los diversos tipos de manejo en cuanto a los rasgos funcionales de las especies vegetales mediante un análisis canónico de correspondencia (CCA). En el caso de las Cévennes el castaño cultivado (grupo 1) se caracterizó por terófitos con dispersión anemócora y geófitos (Figura 3). Los castaños de fruto abandonados y los castaños jóvenes dedicados a madera (grupo 2) se caracterizaron por heliófilos, hemicriptófitos y caméfitos. Los castaños de mediana edad y viejos dedicados a madera (grupo 3) estaban compuestos principalmente por fanerófitos con dispersión zoócora.

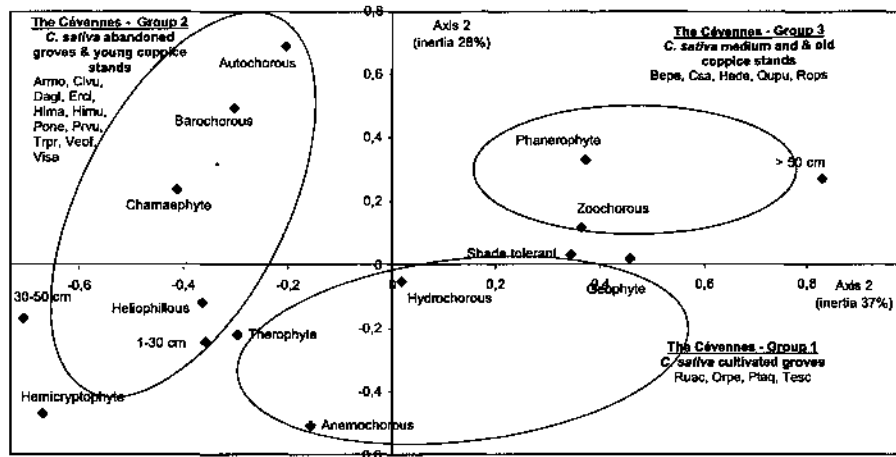


Figura 3. Ordenación en el plano de dos ejes de rasgos funcionales según un análisis canónico de correspondencias aplicado a una matriz compuesta por las 41 especies vegetales observadas a lo largo de una línea "point quadrat" de las 25 subparcelas de las Cévennes (Francia) y a una matriz compuesta por las mismas especies y sus características funcionales. Los grupos se identificaron mediante una clasificación jerárquica ascendente. Las subparcelas y algunas de las especies asociadas se indican en la figura. Los códigos de las especies se anotan en el Apéndice 1.

Figure 3. Ordination in the plane of the two axes of functional traits after a canonical correspondence analysis from a matrix composed by the 41 plant species observed on the line point quadrat of the 25 plots in the Cévennes in France and a matrix composed by the same plant species and their life traits. Groups were identified by an hierarchical ascending classification. Plots, and some plant species associated to each group were indicated on the figure. Codes of plant species are indicated in Appendix 2.

Respecto a los castaños de la región del volcán Etna, los correspondientes a la zona de Monte Crisimo (grupo 1) se caracterizaron por terófitos y caméfitos (Figura 4); los de Tricala (grupo 2) por hemicritófitos, cuya forma de dispersión es anemócora; los de Piano Lepre (grupo 3) por neófitos y los de Balilla o Fornazzo (grupo 4) por fanerófitos tolerantes a la sombra, con dispersión zoócora.

5. Discusión

Al analizar nuestros datos, cabe destacar como principal tendencia que la riqueza de especies es más alta en el castaño cultivado para fruto que en el castaño destinado a obtención de madera. Así, un completo abandono de castaño no produce automáticamente la más alta diversidad vegetal en el soto-

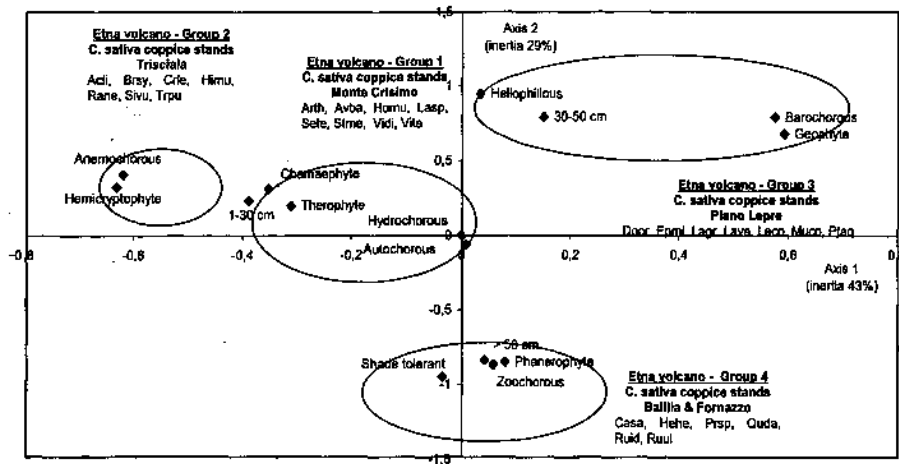


Figura 4. Ordenación en el plano de dos ejes de rasgos funcionales según un análisis canónico de correspondencias aplicado a una matriz compuesta por las 41 especies vegetales observadas a lo largo de una línea "point quadrat" de las 25 subparcelas del Etna (Italia) y a una matriz compuesta por las mismas especies y sus características funcionales. Los grupos se identificaron mediante una clasificación jerárquica ascendente. Las subparcelas y algunas de las especies asociadas se indican en la figura. Los códigos de las especies se anotan en el Apéndice 1.

Figure 4. Ordination in the plane of the two axes of life traits after a canonical correspondence analysis from a matrix composed by the 40 plant species observed on the line point quadrat of the 25 plots on Etna volcano in Italy and a matrix composed by the same plant species and their life traits. Groups were identified by an hierarchical ascending classification. Plots, and some plant species associated to each group were indicated on the figure. Codes of plant species are indicated in Appendix 2.

bosque (GONDARD *et al.*, 2001). Efectivamente, pastoreo, arado y poda son prácticas normales en castañares bien gestionados y generan heterogeneidad, tanto espacial como temporal, produciendo un hábitat desigual que conduce al mantenimiento de altos niveles de biodiversidad (CASWELL & COHEN, 1991). A escalas local y regional, los cambios en el uso de los bosques constituyen uno de los procesos que afectan más directamente a la diversidad de especies. La intensificación de los usos forestales cambia la composición y reduce la biodiversidad de las comunidades biológicas (SCHLÄPFER *et al.*, 1999). En consecuencia, para contrarrestar la pérdida de biodiversidad una de las posibilidades podría ser reducir la intensidad en el uso forestal, en otras palabras abandonar bosques cultivados. En las Cévennes la diversidad de especies decrece si observamos su gradiente sucesional, tendencia general en la cuenca mediterránea (TIATONI & ROCHE, 1994; DEBUSSCHE *et al.*, 1996). En la región del volcán Etna, cuya tradición es de castañares dedicados a la producción de madera y no a fruto, la diversidad de especies fue menor que

en los castaños cultivados de las Cévennes. Sin embargo, los valores de la diversidad de especies en Trisciala no fueron significativamente diferentes de aquéllos observados en los castaños de fruto abandonados en las Cévennes ($p > 0.05$). En Trisciala, cuya parcela tiene bastantes espacios donde puede penetrar la luz -factor positivamente relacionado con la diversidad de especies (GRIME & JARVIS, 1975; GILLIAM *et al.*, 1995; YORKS & DABYDEEN, 1999)- al sotobosque, se favorece el crecimiento de especies anuales o perennes de corta vida. Estos cambios en las especies, en su número o en los tipos funcionales aumentan la diversidad funcional de los ecosistemas (TILMAN *et al.*, 1997). Y desde luego, la pérdida de grupos funcionales de plantas tiene importantes consecuencias en el desarrollo de los procesos de cualquier ecosistema, tales como la productividad, actividad descomponedora, liberación de nutrientes y estabilidad, especialmente si las especies tienen nichos ecológicos separados y demuestran complementariedad en el uso de los recursos.

Con respecto a la composición de especies vegetales, el bajo valor del índice de Jaccard entre las dos áreas mediterráneas estudiadas, indica que se herborizaron pocas especies comunes a dichas áreas. Esto puede explicarse por las diferentes condiciones ecológicas entre ambos territorios pues difieren en cuanto al clima (especialmente por la pluviosidad y la duración de la sequía estival) y a los distintos tipos de suelos, cambisoles en las Cévennes y andosoles volcánicos en la región del Etna (LEONARDI *et al.*, 1996). Ahora bien, si observamos el análisis para cada área mediterránea, esa baja similitud entre las parcelas estudiadas podría deberse a los diferentes tipos de manejo forestal o a las características forestales intrínsecas de las parcelas, tales como densidad de arbolado o su DBH (diámetro basal del tronco a 1 m del suelo). El número de especies comunes era menor entre los castaños dedicados a fruto y los dedicados a madera que entre los dedicados a fruto por un lado y los destinados a madera por otro lado. También los estudios de RUBIO *et al.* (1999) en Extremadura o los de KITRAZAWA & OHSAWA (2002) en Chiba (Japón) mostraron diferencias de acuerdo con los distintos tipos de manejo forestal.

Atendiendo a la composición de especies en relación con el tipo de manejo veremos también que los castaños cultivados para fruto se caracterizan generalmente por la presencia de pequeños terófitos heliófilos. Entonces, perturbaciones de baja intensidad pueden bastar para explicar la persistencia de especies anuales (LAVOREL, 1999). Por otra parte, los hemcriptófitos de dispersión anemócora y los caméfitos caracterizan tanto los castaños de fruto abandonados como los castaños jóvenes destinados a la madera. Asimismo, los fanerófitos con dispersión zoócora van asociados a castaños de madera, tanto si son viejos como de mediana edad. Este patrón se acomoda a la tendencia general descrita en Francia, pues las plantas anuales son sustituidas por gramíneas perennes y arbustos de recubrimiento denso (HOUSSARD *et al.*, 1980; ESCARRÉ *et al.*, 1983; TATONI & ROCHE, 1994).

6. Conclusión

Para mantener un alto nivel de diversidad de especies vegetales se necesita someter a los castañares a perturbaciones diversas. Por el contrario, el abandono de parcelas dedicadas al castaño durante décadas, e incluso durante siglos, puede conducir a una vegetación más homogénea, con una disminución paralela de la diversidad de plantas. Para evitar ese proceso, una solución podría ser el mantenimiento de un mosaico paisajístico, constituido por diversas parcelas de castaño, modificadas en distinto grado por las actividades humanas, lo cual que nos conduciría a un aumento de la diversidad vegetal a escala regional.

Nuestro estudio es un ejemplo más del problema general que se plantea ante el abandono rural y el consiguiente desorden paisajístico que se va imponiendo en muchas áreas, por cuanto pasamos de un mosaico equilibrado a matorrales o bosques más uniformes y más frágiles, sometidos a riesgos mayores (por ejemplo, de incendios), sobre todo en los territorios de clima mediterráneo.

Agradecimientos. Agradecemos a la DG XII de la Unión Europea la concesión del proyecto MANCHEST. También queremos agradecer a Maria Failla, Giuseppe Siracusa, Antonino La Mantia, Mirella Clausi, Zuheir Shater, Alain Renaux, Michel Grandjanny, Marie Maistre, Maurice Rapp y François Jardon su ayuda en la toma de datos de las respectivas parcelas seleccionadas.

Referencias

- CASWELL, H. & COHEN, J. E. (1991). Communities in patchy environments. In: KOLASA, J. & PICKETT, S. A. (Eds.) *Ecological Heterogeneity. Ecological Studies*, Springer-Verlag, Berlin, New York, 86: 96-122.
- DEBUSSCHE, M.; ESCARRÉ, J.; LEPART, J.; HOUSSARD, C. & LAVOREL, S. (1996). Changes in Mediterranean plant succession: old-fields revisited. *Journal of Vegetation Science*, 7: 519-526.
- ESCARRÉ, J.; HOUSSARD, C.; DEBUSSCHE, M. & LEPART, J. (1983). Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne: étude de successions dans les garrigues du montpellierais (France). *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum*, 4: 221-239.

- FALISSARD, B. (1998). *Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie*. Collection Evaluation et Statistique, Masson, Paris, 332 pp.
- GILLIAM, F. S., TURRILL, N. L. & BETHADAMS, M. (1995). Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forests. *Ecological Applications*, 5: 947-955.
- GITAY, H.; WILSON, J. B. & LEE, W. G. (1996). Species redundancy: a redundant concept? *Journal of Ecology*, 84: 121-124.
- GONDARD, H.; ROMANE, F.; GRANDJANNY, M.; JUNQING, L. & ARONSON, J. (2001). Plant species diversity changes in abandoned chestnut (*Castanea sativa*) groves in southern France. *Biodiversity and Conservation*, 10: 189-207.
- GONDARD, H.; JAUFFRET, S.; ARONSON, J. J. & LAVOREL, S. (2003). Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands. *Applied Vegetation Science*, 6: 223-224.
- GOUNOT, M. (1969). *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson, Paris.
- GREENACRE, M. J. (1984). *Theory and applications of Correspondence analysis*. Academic Press, London.
- GRIME, J. P. (1997). Biodiversity y ecosystem function: the debate deepens. *Science*, 277: 1260-1261.
- GRIME, J. P. & JARVIS, B. C. (1975). Shade avoidance and shade tolerance in flowering plants. II. Effects of light on the germination of species of contrasted ecology. In: EVANS, G. C.; BAINBRIDGE, R. & RACKHAM, O. (Eds.) *Light as an Ecological Factor II*, pp. 525-532, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- HOUSSARD, C.; ESCARRÉ, J. & ROMANE, F. (1980). Development of species diversity in some Mediterranean plant communities. *Vegetatio*, 43: 59-72.
- KITAZAWA, T. & OSHAWA, M. (2002). Patterns of species diversity in rural herbaceous communities under different management regimes, Chiba, central Japan. *Biodiversity and Conservation*, 104: 239-249.
- LAVOREL, S. (1999). Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distribution*, 5: 3-13.
- LAVOREL, S.; McINTYRE, S.; LANDSBERG, J. & FORBES, T. D. A. (1997). Plant functional classification: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree*, 12 (12): 474-478.
- LEONARDI, S.; SANTA REGINA, I.; RAPP, M.; GALLEGO, H. A. & RICO, M. (1996). Biomass, litterfall and nutrient content in *Castanea sativa* coppice stands of southern Europe. *Ann. Sci. For.*, 53: 1071-1081.
- MAGURRAN, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurements*. Croom Helm, London.

- McINTYRE, S. & LAVOREL, S. (2001). Livestock grazing in sub-tropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *J. Ecol.*, 89: 209-226.
- PIELOU, R. H. (1975). *Ecological diversity*. A Wiley-Interscience Publication, New York.
- RAUNKIAER, C. (1934). *The life-forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press, Oxford, 632 pp.
- ROUX, G. & ROUX, M. (1967). A propos de quelques méthodes de classification en phytosociologie. *Revue de statistique appliquée*, 15 (2): 59-72.
- ROUX, M. (1985). *Algorithmes de classification*. Masson, Paris, 151 pp.
- RUBIO, A.; GAVILÁN, R. & ESCUDERO, A. (1999). Are soil characteristics and understorey composition controlled by forest management? *Forest Ecology and Management*, 113: 191-200.
- SCHLÄPFER, F.; SCHMID, B. & SEIDL, I. (1999). Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*, 84: 346-352.
- TATONI, T. & ROCHE, P. (1994). Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in provence. *Journal of Vegetation Science*, 5: 295-302.
- TER BRAAK, C. J. F. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. & SIEMANN, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300-1302.
- YORKS, T. E. & DABYDEEN, S. (1999). Seasonal and successional understorey vascular plant diversity in second growth hardwood clearcuts of western Maryland, USA. *Forest Ecology and Management*, 119: 217-230.

APÉNDICE I. Rasgos funcionales (forma biológica, modo de dispersión, tamaño y tolerancia a la luz) de las especies vegetales observadas a lo largo de una línea por el método del "point quadrat" y empleados en el Análisis Canónico de Correspondencias. Th= terófito, G= geófito, H= hemicriptófito, Ch= caméfito, Ph= fanerófito.

APPENDIX I. Functional traits (life form, dispersal mode, height and light tolerance) of plant species observed along the point quadrat line and used in the Canonical Correspondence Analysis. Th= therophyte, G= geophyte, H= hemicryptophyte, Ch= chamaephyte, Ph= phanerophyte.

Code	Species	Life form	Dispersal mode	Height	Light tolerance
Acli	<i>Achillea ligustica</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Acmi	<i>Achillea millefolium</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Alpe	<i>Alliaria petiolata</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Anod	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Anpr	<i>Anthemis pratensis</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Armo	<i>Arenaria montana</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Arpa	<i>Aristolochia pallida</i>	G	barochorous	30-50 cm	shade tolerate
Arth	<i>Asplenium trichomanes</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Asal	<i>Asphodelus albus</i>	G	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Astr	<i>Asplenium trichomanes</i>	H	zoochorous	1-30 cm	shade tolerant
Avba	<i>Avena barbata</i>	Th	anemochorous	> 50 cm	heliophilous
Avsu	<i>Avena sativa</i>	Th	zoochorous	> 50 cm	heliophilous
Bepe	<i>Betula pendula</i>	Ph	anemochorous	> 50 cm	shade tolerant
Besy	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Bma	<i>Bromus maximus</i>	Th	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Brho	<i>Bromus hordeaceus</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	heliophilous
Cadi	<i>Carex distachia</i>	H	barochorous	1-30 cm	shade tolerant
Caof	<i>Calamintha officinalis</i>	H	zoochorous	30-50 cm	heliophilous
Capa	<i>Campanula patula</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Casa	<i>Castanea sativa</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Cavu	<i>Caluna vulgaris</i>	Ch	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Cegl	<i>Cerastium glomeratum</i>	Th	anemochorous	1-10 cm	heliophilous
Celo	<i>Cephalanthera longifolia</i>	G	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Chju	<i>Chondrilla juncea</i>	H	anemochorous	> 50 cm	shade tolerant
Coma	<i>Conopodium majus</i>	G	barochorous	> 50 cm	shade tolerant
Clvu	<i>Clinopodium vulgare</i>	H	hydrochorous	30-50 cm	heliophilous
Coar	<i>Convolvulus arvensis</i>	H	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Coav	<i>Corylus avellana</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Coli	<i>Corrigiola littoralis</i>	H	autochorous	1-30 cm	shade tolerant
Cran	<i>Crucianella angustifolia</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Crle	<i>Crepis leontodontoides</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Crvi	<i>Crepis virens</i>	Th	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Cyec	<i>Cynosurus echinatus</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Cyuc	<i>Cytisus scoparius</i>	Ph	autochorous	> 50 cm	shade tolerant
Daca	<i>Daucus carota</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Dagl	<i>Dactylis glomerata</i>	H	anemochorous	> 50 cm	heliophilous
Deme	<i>Deschampsia media</i>	H	zoochorous	30-50 cm	shade tolerant
Door	<i>Doronicum orientale</i>	G	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Epla	<i>Epilobium lanceolatum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Epri	<i>Epipactis microphylla</i>	G	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Erar	<i>Erica arborea</i>	Ch	barochorous	> 50 cm	shade tolerant
Erci	<i>Erica cinerea</i>	Ch	barochorous	30-50 cm	shade tolerant
Feov	<i>Festuca ovina</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Peru	<i>Festuca rubra</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Gaap	<i>Galium aparine</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	heliophilous

DIVERSIDAD VEGETAL Y TRATAMIENTOS FORESTALES EN PARCELAS DE CASTAÑO

Code	Species	Life form	Dispersal mode	Height	Light tolerance
Gamo	<i>Galium mollugo</i>	H	barochorous	30-50 cm	shade tolerant
Gasa	<i>Galium saccharatum</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	shade tolerant
Gcfl	<i>Genista florida</i>	Ch	autochorous	1-30 cm	shade tolerant
Gehi	<i>Genista hirspanica</i>	Ch	autochorous	1-30 cm	shade tolerant
Gepi	<i>Genista pilosa</i>	Ch	autochorous	1-10 cm	shade tolerant
Gero	<i>Geranium robertianum</i>	Th	autochorous	1-30 cm	shade tolerant
Gnlu	<i>Gnaphalium lutescens</i>	H	autochorous	1-30 cm	heliophilous
Haha	<i>Halimium lasianthum</i> subsp. <i>alyssoides</i>	Ch	zoochorous	30-50 cm	shade tolerant
Hehe	<i>Hedera helix</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Hico	<i>Hippocrepis comosa</i>	H	autochorous	1-30 cm	shade tolerant
Hihu	<i>Hispidella hispanica</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Hima	<i>Hieracium maculatum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Himu	<i>Hieracium murorum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Hipi	<i>Hieracium pilosella</i>	H	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Hium	<i>Hieracium umbellatum</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Hola	<i>Holcus lanatus</i>	H	anemochorous	> 50 cm	heliophilous
Homo	<i>Holcus mollis</i>	H	zoochorous	30-50 cm	heliophilous
Horu	<i>Hordeum murinum</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Hyra	<i>Hypochaeris radicata</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Ilaq	<i>Ilex aquifolium</i>	Ph	anemochorous	> 50 cm	shade tolerant
Jamo	<i>Jasione montana</i>	H	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Laan	<i>Lathyrus angulatus</i>	Th	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Lagr	<i>Lathyrus grandiflorus</i>	G	autochorous	> 50 cm	heliophilous
Lasp	<i>Lathyrus sphaericus</i>	Th	autochorous	1-30 cm	heliophilous
Lave	<i>Lathyrus venetus</i>	G	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Leco	<i>Leopoldia comosa</i>	G	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Lihe	<i>Linaria heterophylla</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Litr	<i>Linaria triornitophora</i>	H	autochorous	30-50 cm	shade tolerant
Loco	<i>Lotus corniculatus</i>	H	autochorous	1-30 cm	heliophilous
Loet	<i>Lonicera etrusca</i>	Ph	zoochorous	30-50 cm	shade tolerant
Luca	<i>Luzula campestris</i>	H	zoochorous	1-30 cm	heliophilous
Lufa	<i>Luzula forsteri</i>	H	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Lusi	<i>Luzula sieberi</i>	H	zoochorous	1-30 cm	shade tolerant
Meme	<i>Melittis melissophyllum</i>	H	zoochorous	30-50 cm	shade tolerant
Meun	<i>Melica uniflora</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Muco	<i>Muscari commutatum</i>	G	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Orco	<i>Ornithopus compressus</i>	Th	zoochorous	30-50 cm	heliophilous
Orpe	<i>Ornithopus perpusillus</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	shade tolerant
Pehi	<i>Petrorhagia hispanica</i>	H	autochorous	1-30 cm	heliophilous
Pimu	<i>Piptatherum multiflorum</i>	H	anemochorous	> 50 cm	heliophilous
Plla	<i>Plantago lanceolata</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Pobu	<i>Poa bulbosa</i>	H	barochorous	1-30 cm	heliophilous
Pone	<i>Poa nemoralis</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Posy	<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>sylvicola</i>	H	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Prav	<i>Prunus avium</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Prgr	<i>Prunella grandiflora</i>	H	barochorous	1-30 cm	shadetolerant
Prsp	<i>Prunus spinosa</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Prvu	<i>Prunella vulgaris</i>	H	hydrochorous	1-30 cm	shade tolerant
Ptaq	<i>Pteridium aquilinum</i>	G	anemochorous	> 50 cm	shade tolerant
Quda	<i>Quercus dalechampii</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Qupu	<i>Quercus pubescens</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Qupy	<i>Quercus pyrenaica</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Rabu	<i>Ranunculus bulbosus</i>	H	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Rane	<i>Ranunculus neapolitanus</i>	H	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Rops	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Ph	autochorous	> 50 cm	heliophilous
Ruac	<i>Rumex acetosella</i>	G	anemochorous	> 50 cm	heliophilous

Code	Species	Life form	Dispersal mode	Height	Light tolerance
Ruid	<i>Rubus idaeus</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Rupe	<i>Rubia peregrina</i> var. <i>longifolia</i>	H	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Ruul	<i>Rubus ulmifolius</i>	Ph	zoochorous	> 50 cm	shade tolerant
Scan	<i>Scleranthus annuus</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	heliophilous
Sete	<i>Sedum tenuifolium</i>	Ch	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Siin	<i>Silene inflata</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Sivu	<i>Silene vulgaris</i> subsp. <i>angustifolia</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Sovi	<i>Solidago virgaurea</i>	H	anemochorous	30-50 cm	shade tolerant
Stme	<i>Stellaria media</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Tesc	<i>Teucrium scorodonia</i>	G	barochorous	30-50 cm	shade tolerant
Thga	<i>Thapsia garganica</i>	H	anemochorous	> 50 cm	heliophilous
Toar	<i>Torilis arvensis</i>	Th	zoochorous	30-50 cm	shade tolerant
Tran	<i>Trifolium angustifolium</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Trar	<i>Trifolium arvense</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Trca	<i>Trifolium campestre</i>	Th	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Tprp	<i>Trifolium pratense</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Trpu	<i>Trifolium pratense</i> subsp. <i>semi-purpureum</i>	H	anemochorous	1-30 cm	heliophilous
Trre	<i>Trifolium repens</i>	H	anemochorous	1-30 cm	shade tolerant
Veof	<i>Veronica officinalis</i>	H	hydrochorous	1-30 cm	shade tolerant
Vidi	<i>Vicia disperma</i>	Th	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Vilu	<i>Vicia lutea</i>	Th	autochorous	30-50 cm	heliophilous
Vips	<i>Vicia pseudocracca</i>	Th	barochorous	30-50 cm	heliophilous
Visa	<i>Vicia sativa</i>	H	autochorous	30-50 cm	heliophilous
Vite	<i>Vicia tenuifolia</i>	Th	anemochorous	30-50 cm	heliophilous
Vubr	<i>Vulpia bromoides</i>	Th	zoochorous	1-30 cm	heliophilous