

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA VEGETACIÓN Y DEL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO EN UNA COMUNIDAD PRATENSE DEL PIRINEO CENTRAL

R. REINÉ<sup>1</sup> y C. CHOCARRO<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Apdo 64, 22700 Jaca (Huesca).

<sup>2</sup> Escola Tècnica Superior de Enginyeria Agrària (UdL), Avda. Rovira Roure, 177, 25198 Lleida (España).

### RESUMEN

Se estudian los modelos de distribución espacial del banco de semillas del suelo y de la vegetación aérea de una comunidad pratense del Pirineo Central. Para ello, en marzo de 1994, se extrajeron 100 cilindros de suelo a intervalos de 1 m, uniformemente distribuidos en una matriz 10 x 10. Sobre esta misma red muestral cuatro meses más tarde, se recolectó la biomasa.

Para el estudio del tipo de distribución espacial de las especies en las dos comunidades se utilizó el índice de autocorrelación (I) de Moran, por tratarse de un estimador del grado de agrupamiento de las especies en función de la localización geográfica exacta de cada punto de muestreo.

La mayoría de las especies no presentaron valores de autocorrelación significativos, por lo que se les asoció una distribución al azar. Solamente cinco especies en la vegetación establecida y diez en el banco de semillas del suelo presentaron agregaciones significativas, estos taxones además no fueron coincidentes. En los dos estadios de la comunidad también se calcularon algunos parámetros de diversidad (riqueza en especies, índice de Shannon e índice de equitabilidad) que mostraron autocorrelaciones significativas en el banco de semillas del suelo, mientras que en la vegetación aérea se distribuyeron al azar.

**Palabras clave:** Autocorrelación espacial, banco de semillas del suelo, vegetación aérea, prados de siega.

### INTRODUCCIÓN

Debido a que los prados de siega son comunidades intervenidas por el hombre y se encuentran sometidas a un ritmo de gestión que se repite de forma anual, las especies presentes están adaptadas a alteraciones (*disturbances*) drásticas en su desarrollo. Al mismo tiempo la coexistencia de este tipo de especies implica fenómenos de competencia (por

la luz, por el espacio, por los nutrientes...) que dan lugar a una organización espacial dentro de la comunidad (Grace y Tilman, 1990).

Los patrones de distribución que presentan las especies y sus modelos espaciales, son temas que se están tratando con profundidad dentro de las comunidades pratenses por parte de algunos autores (van der Maarel, 1988; Glenn y Collins, 1992; Chocarro *et al.*, 1994). Determinados autores estudian esta organización a pequeña escala (Belsky, 1983; Thompson, 1986; Lavorel *et al.*, 1991; Watkins y Wilson, 1992; Herben *et al.*, 1993; Dessaint y Caussanel, 1994), mientras que otros tratan el tema a través de gradientes geográficos (Poiani y Johnson, 1993; Bartha *et al.*, 1995). El problema de los diferentes tipos de escalas espaciales utilizadas en estos estudios ha dado lugar a un gran número de publicaciones (Carpenter y Chaney, 1983; Bigwood e Inouye, 1988).

El uso del Índice de Moran como estimador de esta organización de las especies (Sokal y Oden, 1978; Odland, 1988) ha sido ampliamente contrastado tanto para el banco de semillas del suelo (Dessaint, 1991; Dessaint *et al.*, 1991) como para la vegetación establecida (Legendre y Fortin, 1989; Herben *et al.*, 1995).

Con estos antecedentes, se inició el presente trabajo teniendo como objetivos: observar la utilidad del índice de Autocorrelación de Moran en la evaluación de la distribución espacial de las especies identificadas en la comunidad pratense. (2) comparar dichos modelos de distribución en dos de las fases vitales de las especies: semilla enterrada en el suelo y planta adulta, y (3) estudiar el reparto espacial de algunos parámetros indicadores de la diversidad existente en cada uno de los dos estadios de la comunidad.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Localización del área de estudio

El prado estudiado está localizado en la pradería de Fragen situada en el Valle de Broto del Pirineo Aragonés. Se trata de un prado de secano cuya gestión consiste en un corte de hierba para henificar a comienzos de julio y dos pastoreos, uno primaveral y otro otoñal, ambos con ganado vacuno. En el mes de abril recibe un aporte de fertilización inorgánica a base de un abono compuesto (7% N, 20% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y 14% K<sub>2</sub>O).

Se ubica sobre una terraza aluvial con una pendiente del 3%, a 1050 m de altitud, su exposición es sur, tiene una superficie de 9.056 m<sup>2</sup> y es de propiedad particular. El suelo sobre el que se asienta se clasificó como un Fluvisol móllico (FAO, 1989) y su clase textural es la Franca.

La producción de hierba en el año 1994 fue de 6027 kg MS/ha, repartidos en 1887 kg

MS/ha en el pastoreo primaveral, 2664 kg MS/ha en el corte de julio y 1475 kg MS/ha en el pastoreo de otoño. El prado se seleccionó por sus características florísticas, de producción y calidad, e incluso de manejo, representativas del conjunto de los prados de siega del Pirineo Aragonés (Chocarro *et al.*, 1989; Maestro *et al.*, 1990).

### **Muestreo del banco de semillas**

El muestreo del banco de semillas del suelo se realizó en el mes de marzo de 1994. Con la ayuda de una sonda manual de 3,5 cm de diámetro y 20 cm de profundidad se extrajeron cilindros de suelo sistemáticamente, a intervalos de 1 m, hasta completar un total de 100 muestras uniformemente distribuidas en una matriz de 10 x 10.

Cada muestra se procesó de forma individualizada según la metodología propuesta por Barralis y Chadoeuf (1980 y 1987), estimándose el banco de semillas mediante el método de la puesta en germinación en ambiente controlado, tal y como se describe en Reiné y Chocarro (1993), obteniéndose de este modo una estima del número de semillas viables del suelo.

### **Muestreo de la vegetación aérea**

El muestreo de la vegetación aérea tuvo lugar el 21 de junio de 1994, coincidiendo con el máximo desarrollo de la comunidad, y sobre la misma red muestral diseñada para el estudio del banco de semillas. Fueron recolectadas 100 muestras de vegetación siguiendo el método DeVries, método destructivo consistente en la realización de cortes de pequeño tamaño (25 cm<sup>2</sup>) (DeVries, 1948; DeVries y DeBoer, 1959) y separando, posteriormente en laboratorio, las especies halladas en cada muestra. Para calcular la biomasa aportada por cada especie a la muestra, se secaron en una estufa durante 48h a 60°C.

### **Análisis de los datos**

A partir de la biomasa de las especies identificadas en el muestreo de la vegetación aérea por un lado y del número de plántulas germinadas en el banco de semillas, por otro, se calculó la riqueza específica, la diversidad mediante el índice de Shannon y la equitabilidad (Margalef, 1980). Estos parámetros fueron obtenidos en cada una de las muestras y para el conjunto del muestreo en los dos estadios vegetativos de la comunidad. Las diversidades acumuladas en el banco y en la vegetación se compararon mediante las varianzas originadas en el muestreo de cada comunidad (Magurran, 1989). A partir de las

especies comunes en los dos estadios se calculó el Coeficiente de Similaridad de Sorensen (Magurran, 1989).

Para el análisis de la distribución espacial se utilizó el índice de autocorrelación espacial de Moran (I), calculado a partir de la fórmula (Sokal y Oden, 1978; Odland, 1988):

$$I = \frac{N \sum_i \sum_j w_{ij} (Y_i - Y_m) (Y_j - Y_m)}{W \sum_i (Y_i - Y_m)^2}$$

donde:  $N$  es el número de puntos muestreados,  $Y_m$  la media general,  $Y_i$  el valor de la variable en el punto  $i$ ,  $Y_j$  el valor de la variable en el punto  $j$ ,  $w_{ij}$  el valor de conexión entre dos puntos y finalmente  $W$  es la suma de todos los valores de conexión.

El valor del índice  $I$  varía entre  $-1$  y  $1$ , aproximándose a cero cuando no hay una tendencia en el modelo de distribución espacial, en este caso la ausencia de autocorrelación sugiere una distribución al azar. Un valor positivo de  $I$  significa que la variable medida en  $i$  y en  $j$  varía en la misma dirección, indicando que valores similares tienden a ocurrir juntos (distribución agregada). Un valor negativo de  $I$  apunta que la variable medida en dos puntos vecinos  $i$  y  $j$  varía en direcciones opuestas representando una repartición regular (Dessaint, 1991). Los coeficientes de autocorrelación calculados se compararon frente a la hipótesis nula de que el valor  $I$  calculado no difiere de su valor esperado  $E(I) = -1/(N-1)$ , siguiendo el método estadístico propuesto por Sokal y Oden (1978).

Los valores  $w_{ij}$  varían en función de la posición y de la distancia de los puntos  $i$  y  $j$  en la red diseñada para el muestreo. En nuestro caso elegimos los valores  $w_{ij}$  según el *king's pattern definition* (Sokal y Oden, 1978). Dos puntos están conectados con  $w_{ij} = 1,0000$  cuando son vecinos de fila o de columna, y con  $w_{ij} = 0,7071$  si sólo lo son de la diagonal que los une (ocho vecinos por punto según el movimiento del rey en el juego del ajedrez). Si no están conectados se les asigna el valor  $w_{ij} = 0,0000$ . El índice y su significación se calculó con el programa Idrisi 4.0 (Eastman, 1992).

## RESULTADOS

Un total de 67 especies diferentes fueron identificadas en el conjunto del muestreo. En el banco de semillas se determinaron 51 táxones y un total de 1626 individuos, por lo que la densidad estimada en el suelo fue de 16900 semillas viables/m<sup>2</sup>. En la vegetación aérea se separaron 41 especies diferentes, 25 de las cuales también estaban en el banco de semillas.

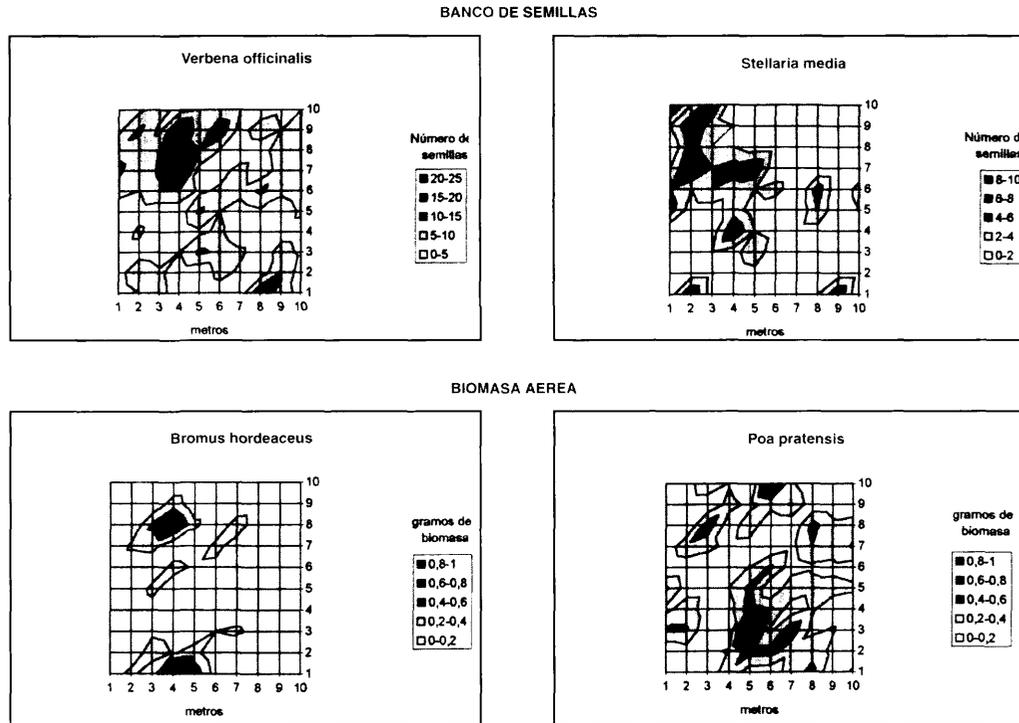


FIGURA 1

**Distribución espacial agregada del banco de semillas del suelo de *Verbena officinalis* y *Stellaria media*, y de la biomasa aérea de *Bromus hordeaceus* y *Poa pratensis*.**  
*Spatial representation of the soil seed bank of Verbena officinalis and Stellaria media and of the above-ground biomass of Bromus hordeaceus and Poa pratensis.*

La composición florística de ambas comunidades figura en la Tabla 1. *Verbena officinalis* y *Medicago lupulina* destacaron en el banco de semillas tanto por su abundancia como por su frecuencia de aparición en el muestreo. Al mismo tiempo cabe destacar también el hecho de que nueve especies presentaron solamente un único individuo. En la vegetación aérea, la especie con biomasa más abundante fue *Arrhenatherum elatius*, y sin embargo la más frecuente resultó ser *Holcus lanatus*. En general las frecuencias obtenidas en la vegetación fueron más elevadas que las del banco de semillas.

La diversidad acumulada ( $H'$ ) en el banco fue de 2,57 y la equitabilidad (E) de 0,65 frente a los valores calculados en la vegetación de 2,80 y 0,75, respectivamente. Comparando los dos índices de Shannon, la vegetación aérea resultó ser significativamente más diversa ( $t=4,41$   $p<0,001$ ), aunque la riqueza de especies es menor, y la similaridad entre las dos etapas alcanzó el 58,14%.

Tras aplicar el índice de autocorrelación de Moran en las diferentes especies se obtuvieron los resultados que se presentan en la Tabla 2. La gran mayoría de las especies no mostraron autocorrelaciones significativas por lo que se les asignó una distribución al azar. En el banco fueron diez los taxones que se distribuyeron de forma agregada, mientras que en la vegetación tan sólo la mitad, además estas especies no son coincidentes. En la Figura 1 se representa la distribución espacial de algunas especies tanto del banco como de la vegetación que presentaron valores significativos del índice de Moran.

El índice de Moran se utilizó también a partir de los resultados de los parámetros de diversidad hallados en cada una de las 100 muestras (Tabla 3). En el banco de semillas los tres parámetros de diversidad (número de especies, índice de Shannon, y equitabilidad) presentaron agrupaciones significativas, mientras que en la vegetación aérea no hubo significación.

## DISCUSIÓN

Tanto la densidad de semillas viables del suelo como las composiciones florísticas de los dos estadios vitales reflejan el grado de gestión ganadera al que está sometido el prado. (Reiné y Fanlo, 1994; Fillat *et al.* 1993). La falta de coincidencia específica entre banco y vegetación es un hecho ampliamente contrastado en comunidades pratenses (Rice, 1989). Además el análisis de las frecuencias indica una mayor homogeneidad muestral en la vegetación aérea, cuyas especies se incluyen dentro de la alianza Arrhenaterion; sin embargo, en el banco se identificaron algunas especies arvenses muy abundantes, que po-

drían tener su origen en el cultivo del cereal abandonado hace unos 35 años (Chippindale y Milton, 1934; Champness y Morris, 1948; Douglas, 1965).

La presencia en el banco de taxones claramente dominantes (*Verbena officinalis* representó 1/3 del total de las semillas muestreadas) confiere a esta fase vegetativa una menor diversidad frente a la vegetación establecida, pese a su mayor riqueza específica (Donelan y Thompson, 1980).

La utilización del índice de Moran como estimador del tipo de distribución espacial de las especies dio como fruto un elevado número de especies no agregadas. Este resultado es explicado por Dessaint (1991) y Dessaint *et al.* (1991) al comparar distintas aproximaciones estadísticas al reparto espacial. La autocorrelación de Moran tiene en cuenta la localización geográfica de cada punto muestral, y por lo tanto, es el procedimiento más exigente a la hora de determinar el tipo de distribución espacial de la abundancia específica para una talla determinada de agregados (en nuestro caso de 1 m) (Figura 1).

Diversos autores asignan una distribución agregada a la mayoría de las especies identificadas en el banco (Goyeau y Fablet, 1982; Bigwood y Inouye, 1988) al utilizar ajustes a modelos teóricos (Poisson, Binomial Negativa) o al relacionar las medias y las varianzas muestrales (índices de Lloyd, índice de Morisita). Sin embargo, los resultados obtenidos a partir del índice de Moran reflejan un reducido número de especies agregadas (Dessaint, 1991; Dessaint *et al.*, 1991).

Nuestros resultados parecen indicar un mayor grado de agrupación en las especies del banco de semillas que en las de la vegetación. Schenkeveld y Verkaar (1984) tratando de relacionar los modelos de distribución del banco de semillas y de la vegetación establecida también encontraron amplias diferencias estructurales.

Mientras que en la distribución de la vegetación aérea en los ecosistemas pratenses influye directamente tanto factores intrínsecos (forma de crecimiento de las especies) como extrínsecos (fenómenos de competencia, coexistencia, perturbaciones debidas a la gestión, etc.), en el banco de semillas el modelo de distribución de las especies es el resultado de los procesos de dispersión e incorporación (forma, tamaño y masa de las semillas) sin olvidar la gran importancia de la persistencia de las semillas depositadas años anteriores y del historial cultural de la parcela. Efectos comunes como los gradientes topográficos y edáficos afectan tanto a la heterogeneidad espacial de las plantas madre como a las semillas producidas. Estos fenómenos han sido estudiados por numerosos autores (Harper, 1977; Bigwood e Inouye, 1988; Collins y Glenn, 1991; Coffin y Laurenroth, 1992; Bartha *et al.*, 1995; Herben *et al.*, 1995).

El tipo de distribución espacial de las semillas tiene consecuencias ecológicas importantes, debido a que una agregación podría generar altas predaciones y elevadas competencias entre plántulas dando lugar a bajas tasas de supervivencia (Bigwood e Inouye, 1988).

Schenkeveld y Verkaar (1984) indican que, en general, las especies encontradas en el banco de semillas difieren más claramente en su distribución temporal que en la espacial, pese a ello sus resultados indican que las especies formadoras de bancos transitorios parecen tener una distribución agrupada, y más homogénea las formadoras de bancos más persistentes. Nuestros resultados, aunque no presentan una clara tendencia, parecen indicar lo contrario, ya que la mayoría de las especies agregadas en el banco son formadoras de bancos persistentes. La ausencia de unos patrones claros en los resultados es indicadora para Bigwood e Inouye (1988) de que la distribución espacial de las semillas en la comunidad está regida más por los factores ambientales que por los estrictamente biológicos.

## CONCLUSIONES

El uso del índice de autocorrelación de Moran como indicador de la distribución espacial de las especies tanto del banco de semillas como de la vegetación aérea parece adecuado para los estudios de este tipo de comunidades pratenses, como quedó reflejado en la representación espacial de los resultados.

No se encontró coincidencia entre las especies agregadas en el banco y en la vegetación debido a las diferencias estructurales observadas entre ambas comunidades, además la primera presentó un mayor número de taxones con una autocorrelación significativa.

Los parámetros estimadores de la diversidad estudiados (riqueza específica, índice de Shannon e índice de equitabilidad) se distribuyeron de forma agregada únicamente en el banco de semillas del suelo, mientras que en la vegetación establecida existió una mayor homogeneidad espacial en los resultados, por lo que el reparto fue al azar.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto U.E. EGRO. Research Contract nº AIR 1-CT 920079. Agradecemos también la colaboración de M. Bardají en el procesado de las muestras de vegetación y a P. García en el seguimiento de las germinaciones del banco de semillas.

TABLA 1

**Composición florística del banco de semillas del suelo y de la vegetación aérea en el conjunto del muestreo (n=100). Las frecuencias se expresan en porcentaje de aparición.**

*Floristic composition of the above-ground vegetation and of the soil seed bank (site sampling n=100). The frequency are expressed in percentages of presence.*

Especies	Banco de semillas		Vegetación Aérea	
	Nº semillas (n)	Frecuencia (%)	Biomasa (g)	Frecuencia (%)
Achillea millefolium	1	1	12,98	40
Agrimonia eupatoria	1	1	-	-
Agrostis capillaris	14	13	-	-
Ajuga reptans	4	4	-	-
Alchemilla xanthochlora	2	2	-	-
Anagallis arvensis	6	3	-	-
Anthoxanthum odoratum	-	-	1,09	13
Aphanes arvensis	1	1	-	-
Arenaria serpyllifolia	5	4	-	-
Arrhenatherum elatius	-	-	98,28	83
Atriplex patula	15	12	-	-
Bellis perennis	-	-	0,04	1
Brachypodium pinnatum	1	1	1,86	1
Bromus erectus	-	-	4,21	12
Bromus hordaceus	-	-	12,90	80
Carex caryophyllea	4	4	-	-
Centaurea nigra	2	2	21,61	28
Centaureum erythraea	8	8	-	-
Cerastium fontanum	7	6	0,52	7
Cirsium sp.	1	1	-	-
Clinopodium vulgare	1	1	-	-
Convolvulus arvensis	-	-	0,19	4
Cynosurus cristatus	-	-	0,27	2
Dactylis glomerata	4	4	52,46	84
Daucus carota	48	34	2,33	24
Festuca pratensis	-	-	35,86	83
Festuca rubra	1	1	0,33	9
Galium verum	32	24	0,67	16
Geranium rotundifolium	14	13	-	-

TABLA 1 (Continuación)

<i>Holcus lanatus</i>	85	45	64,36	91
<i>Hypericum maculatum</i>	2	2	-	-
<i>Hypericum perforatum</i>	14	13	-	-
<i>Juncus effusus</i>	3	3	-	-
<i>Lamium purpureum</i>	20	16	-	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	3	3	0,02	2
<i>Leucanthemum vulgare</i>	6	5	0,04	1
<i>Lolium perenne</i>	-	-	6,86	21
<i>Lotus corniculatus</i>	-	-	50,80	66
<i>Luzula campestris</i>	-	-	0,01	2
<i>Medicago lupulina</i>	224	77	0,61	13
<i>Medicago sativa</i>	4	4	0,01	1
<i>Onobrychis viciifolia</i>	-	-	8,64	8
<i>Origanum vulgare</i>	3	3	-	-
<i>Papaver rhoeas</i>	2	2	-	-
<i>Picris hieracioides</i>	5	2	10,76	22
<i>Plantago lanceolata</i>	102	59	56,80	64
<i>Plantago major</i>	53	35	-	-
<i>Plantago media</i>	36	24	0,28	1
<i>Poa pratensis</i>	39	30	20,10	90
<i>Polygonum aviculare</i>	4	4	-	-
<i>Potentilla reptans</i>	6	5	0,67	11
<i>Prunella laciniata</i>	23	21	-	-
<i>Ranunculus bulbosus</i>	10	8	0,41	15
<i>Rumex acetosa</i>	17	10	-	-
<i>Sanguisorba minor</i>	1	1	0,50	1
<i>Sherardia arvensis</i>	-	-	0,02	2
<i>Stellaria media</i>	156	59	-	-
<i>Taraxacum officinale</i>	3	3	23,62	57
<i>Tragopogon pratensis</i>	1	1	6,41	14
<i>Trifolium dubium</i>	-	-	0,29	3
<i>Trifolium pratense</i>	20	17	33,84	50
<i>Trifolium repens</i>	11	10	59,63	89
<i>Trisetum flavescens</i>	-	-	25,67	61
<i>Valerianella sp.</i>	10	8	-	-
<i>Verbena officinalis</i>	557	99	-	-
<i>Veronica arvensis</i>	-	-	0,16	10
<i>Vicia sativa</i>	19	15	27,91	51
Sin identificar	15	12	-	-

TABLA 2

**Valores del índice de autocorrelación de Moran y su significación para las especies identificadas en los dos estadios vitales estudiados.**

*Moran's Index values and their significance for the different taxa identified.*

Especies	Banco de Semillas		Vegetación Aérea	
	I	p	I	p
Achillea millefolium	-0,0133	n.s.	0,0949	*
Agrimonia eupatoria	-0,0133	n.s.	-	-
Agrostis capillaris	0,1034	*	-	-
Ajuga reptans	-0,0464	n.s.	-	-
Alchemilla xanthochlora	-0,0185	n.s.	-	-
Anagallis arvensis	-0,0924	n.s.	-	-
Anthoxanthum odoratum	-	-	0,0211	n.s.
Aphanes arvensis	-0,0050	n.s.	-	-
Arenaria serpyllifolia	0,0136	n.s.	-	-
Arrhenatherum elatius	-	-	0,0607	n.s.
Atriplex patula	0,1496	**	-	-
Bellis perennis	-	-	-0,0133	n.s.
Brachypodium pinnatum	-0,0050	n.s.	0,0008	n.s.
Bromus erectus	-	-	-0,0165	n.s.
Bromus hordeaceus	-	-	0,0702	* *
Carex caryophylla	0,0420	n.s.	-	-
Centaurea nigra	-0,0185	n.s.	-0,002	n.s.
Centaureum erythraea	0,1550	**	-	-
Cerastium fontanum	-0,0225	n.s.	-0,0189	n.s.
Cirsium sp.	-0,0133	n.s.	-	-
Clinopodium vulgare	-0,0133	n.s.	-	-
Convolvulus arvensis	-	-	-0,0334	n.s.
Cynosurus cristatus	-	-	-0,0192	n.s.
Dactylis glomerata	0,0335	n.s.	0,0236	n.s.
Daucus carota	0,0411	n.s.	0,0213	n.s.
Festuca pratensis	-	-	-0,0659	n.s.
Festuca rubra	0,0008	n.s.	0,0683	*
Galium verum	0,0672	n.s.	-0,0125	n.s.
Geranium rotundifolium	0,0369	n.s.	-	-
Holcus lanatus	0,0426	n.s.	-0,0288	n.s.
Hypericum maculatum	-0,0185	n.s.	-	-
Hypericum perforatum	0,2304	**	-	-

TABLA 2 (Continuación)

Juncus effusus	-0,0323	n.s.	-	-
Lamium purpureum	0,0613	n.s.	-	-
Lathyrus pratensis	0,0502	n.s.	-0,0185	n.s.
Leucanthemum vulgare	0,0268	n.s.	-0,0133	n.s.
Lolium perenne	-	-	-0,0305	n.s.
Lotus corniculatus	-	-	0,0336	n.s.
Luzula campestris	-	-	-0,0193	n.s.
Medicago lupulina	0,1125	*	-0,0447	n.s.
Medicago sativa	-0,0464	n.s.	-0,0133	n.s.
Onobrychis viciifolia	-	-	-0,0243	n.s.
Origanum vulgare	-0,0239	n.s.	-	-
Papaver rhoeas	-0,0185	n.s.	-	-
Picris hieracioides	-0,0258	n.s.	-0,0016	n.s.
Plantago lanceolata	0,2344	**	-0,0093	n.s.
Plantago major	0,1325	**	-	-
Plantago media	0,0496	n.s.	-0,0133	n.s.
Poa pratensis	0,0170	n.s.	0,0945	*
Polygonum aviculare	0,1304	**	-	-
Potentilla reptans	-0,0048	n.s.	-0,032	n.s.
Prunella laciniata	0,0545	n.s.	-	-
Ranunculus bulbosus	0,0355	n.s.	-0,0333	n.s.
Rumex acetosa	0,0267	n.s.	-	-
Sanguisorba minor	0,0008	n.s.	0,0008	n.s.
Sherardia arvensis	-	-	0,0956	**
Stellaria media	0,2360	**	-	-
Taraxacum officinale	-0,0154	n.s.	0,0324	n.s.
Tragopogon pratensis	0,0008	n.s.	-0,0157	n.s.
Trifolium dubium	-	-	-0,0236	n.s.
Trifolium pratense	0,0083	n.s.	0,056	n.s.
Trifolium repens	0,0071	n.s.	0,0477	n.s.
Trisetum flavescens	-	-	0,0435	n.s.
Valerianella sp.	0,0759	n.s.	-	-
Verbena officinalis	0,2015	**	-	-
Veronica arvensis	-	-	-0,0373	n.s.
Vicia sativa	-0,0863	n.s.	0,0266	n.s.
Sin identificar	0,0830	n.s.	-	-

\* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ , n.s. = no significativo.

\* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ , n.s. = not significant.

TABLA 3

**Valores del índice de autocorrelación de Moran y su significación para los parámetros de diversidad estudiados (número de especies, índice de Shannon e índice de equitabilidad) en los dos estadios.**

*Moran's Index values and their significance for the diversity parameters (species richness, Shannon's index and evenness index)*

	Banco de semillas		Vegetación aérea	
	Índice de Moran (I)	p	Índice de Moran (I)	p
Nº de especies	0,2028	**	-0,0939	n.s.
Índice de Shannon(H')	0,1987	**	-0,0461	n.s.
Equitabilidad (E)	0,1468	**	0,0162	n.s.

\* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ , n.s. = no significativo.

\* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ , n.s. = not significant.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARRALIS, G.: CHADOEUF, R., 1980. Etude de la dynamique d'une communauté adventice: I. Evolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture. *Weed Research*, **20**, 321-237.
- BARRALIS, G.: CHADOEUF, R., 1987. Potential semencier des terres arables. *Weed Research*, **27**, 417-424.
- BARTHA, S.; COLLINS, S. L.; GLENN, S. M.; KERTÉSZ, M., 1995. Fine-scale spatial organization of tall-grass prairie vegetation along a topographic gradient. *Folia Geobot. Phytotax.*, **30**, 169-184.
- BELSKY, A. J., 1983. Small-scale pattern in grassland communities in the Serengeti National Park, Tanzania. *Vegetatio*, **55**, 141-151.
- BIGWOOD, D. W.; INOUE, D. W., 1988. Spatial pattern analysis of seed banks: An improved method and optimizing sampling. *Ecology*, **69**, 497-507.
- CARPENTER, S. R.; CHANEY, J. E., 1983. Scale of spatial pattern: four methods compared. *Vegetatio*, **53**, 153-160.
- CHAMPNESS, S. S.; MORRIS, K., 1948. The population of buried viable seed in relation to contrasting pasture and soil types. *Journal of Ecology*, **36**, 149-173.
- CHIPPINDALE, H. G.; MILTON, E. J., 1934. On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology*, **22**, 508-531.
- CHOCARRO, C.; FANLO, R.; FILLAT, F., 1989. Facteurs écologiques limitants de la prairie pyrénéenne aragonaise. *XVI Congrès International des Herbages*, **2**, 1459-1460.
- CHOCARRO, C.; GODED, M.L.; FILLAT, F., 1994. Heterogeneidad espacial de una comunidad pratense pirenaica detectada a través de la composición florística. *Studia Oecologica*, **10-11**, 145-154.
- COFFIN, D.P.; LAURENROTH, W.K., 1992. Spatial variability in seed production of the perennial buchgrass *Boetelia glaucilis* (H.B.K.) Lag. ex Griffiths. *Am. J. Bot.*, **79**, 347-353.
- COLLINS, S. L.; GLENN, S. M., 1991. Importance of spatial and temporal dynamics in species regional abundance and distribution. *Ecology*, **72**(2), 654-664.

- DESSAINT, F., 1991. La répartition spatiale du stock semencier: comparaison de techniques statistiques. *Weed Research*, **31**, 41-48.
- DESSAINT, F.; CHADOEUF, R.; BARRALIS, G., 1991. Spatial pattern analysis of weed seeds in the cultivated soil seed bank. *Journal of Applied Ecology*, **28**, 721-730.
- DESSAINT, F.; CAUSSANEL, J. P., 1994. Trend surface analysis: a simple tool for modelling spatial patterns of weeds. *Crop Protection*, **13(6)**, 433-438.
- DEVRIES, D.M., 1948. Method and survey of the characterization of Dutch grasslands. *Vegetatio*, **1**, 51-57.
- DEVRIES, D.M.; DEBOER, Th., 1959. Methods used in botanical grassland research in the Netherland and their applications. *Herbage abstract*, **29**, 1-7.
- DONELAN, M.; THOMPSON, K., 1980. Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation*, **17(1)**, 279-311.
- DOUGLAS, G., 1965. The weed flora of chemically-renewed lowland swards. *Journal of the British Grassland Society*, **20**, 91-100.
- EASTMAN, J.R., 1992. *Idrisi 4.0. Technical Reference*. Clark University, Massachusetts.
- F.A.O., 1989. *Soil map of the world*. Revised legend. World Resources Report. N°60. 138 pp. Roma.
- FILLAT, F.; CHOCARRO, C.; FANLO, R., in press. Meadows rich in species and their traditional management in the Central Spanish Pyrenees. *Grassland Management & Nature Conservation*. Leeds: The British Ecological Society.
- GLENN, S.M.; COLLINS, S.L., 1992. Effects of scale and disturbance on rates of immigration and extinction of species in prairies. *Oikos*, **63**, 273-280.
- GOYEAU, H.; FABLET, G., 1982. Etude du stock de semences de mauvaises herbes dans le sol: le problème de l'échantillonnage. *Agronomie*, **2(6)**, 545-552.
- GRACE, J.B.; TILMAN, D. (Eds), 1990. *Perspectives on plant competition*. Academic Press, Londres (Gran Bretaña).
- HARPER, J. L., 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, Londres (Gran Bretaña).
- HERBEN, T.; KRAHULEC, F.; HADINCOVA, V.; KOVAROVA, M., 1993. Small-scale spatial dynamics of plant species in grassland community over six years. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 171-178.
- HERBEN, T.; DURING, H. J.; KRAULEC, F., 1995. Spatio temporal dynamics in mountain grasslands: Species autocorrelation in space and time. *Folia Geobot. Phytotax.*, **30**, 185-196.
- LAVOREL, S.; LEBRETON, J. D.; DEBUSSCHE, M.; LEPART, J., 1991. Nested spatial patterns in seed bank and vegetation of Mediterranean old-fields. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 367-376.
- LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, **80**, 107-138.
- MAESTRO, M.; FERRER, C.; AMELLA, A.; BROCA, A.; ASCASO, J., 1990. Praderas naturales de secano de los fondos de valle del Pirineo Central: Suelo, manejo, flora, producción y calidad. *Actas de la XXX Reunión Científica de la S.E.E.P.*, 176-183
- MAGURRAN, A. E., 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vdrà, Barcelona (España).
- MARGALEF, R., 1980. *Conceptos unificadores en Ecología*. Blume, Barcelona (España).
- ODLAND, J., 1988. *Spatial Autocorrelation. Scientific Geography Series*. G. Thrall., SAGE Publications, Londres (Gran Bretaña).
- POIANI, K.A.; JOHNSON, W.C., 1993. A spatial simulation model of hydrology and vegetation dynamics in semi-permanent prairie wetlands. *Ecological Applications*, **3(2)**, 279-293.

- REINE, R.; CHOCARRO, C., 1993. Relación entre el banco de semillas del suelo y la vegetación aérea en una comunidad pratense del Pirineo Central. *Pastos*, **23** (1), 89-100.
- REINE, R.; FANLO, R., 1994. Seed bank riches and soil nutrient status in Pyrenean meadows. *8th meeting of the mountainous pastures and fodder crops working group: Mountain Grassland, biodiversity and agricultural value*, 54-55. Beitostolen (Norway).
- RICE, K. J., 1989. Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In *Ecology of soil seed banks*, 212-230. Eds. M. A. LECK, V.T. PARKER, R. L. SIMPSON. Academic Press. San Diego, CA.
- SCHENKEVELD, A. J.; VERKAAR, H. J., 1984. The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: distribution of germinative seeds and its significance for seedling emergence. *Journal of Biogeography*, **11**, 251-260.
- SOKAL, R. R.; ODEN, N. L., 1978. Spatial autocorrelation in biology. I. Methodology. *Biological Journal of the Linnean Society*, **10**, 199-228.
- THOMPSON, K., 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology*, **74**, 733-738.
- VAN DER MAAREL, E., 1988. Vegetation dynamics: Patterns in time and space. *Vegetatio*, **77**, 7-20.
- WATKINGS, A. J.; WILSON, J. B., 1992. Fine scale community structure of lawns. *Journal of Ecology*, **80**, 15-24.

SPATIAL ORGANIZATION OF THE ABOVE-GROUND VEGETATION  
AND OF THE SOIL SEED BANK IN A MEADOW COMMUNITY  
IN THE CENTRAL PYRENEES

**SUMMARY**

The spatial pattern in the soil seed bank and vegetation of a Central Pyrenees meadow was analyzed. In March 1994 the soil sampling was accomplished. 100 uniformly distributed soil samples were taken in a grid of 10 X 10 m. In the same matrix, four months later, the above-ground vegetation was sampled.

To estimate the spatial organization of the species the Moran's I statistics of spatial autocorrelation was calculated for the two life stages of the community. Most species present a random pattern in their spatial distribution. Only five species in the vegetation and ten in the soil seed bank showed aggregated distributions. Moreover these taxa were not coincident.

Some diversity parameters (species richness, Shannon's index and evenness index) were calculated, and they showed an aggregated spatial pattern only in the soil seed bank, while in the above-ground vegetation they were randomly distributed.

**Key Words:** Spatial autocorrelation, soil seed bank, above-ground vegetation, hay meadows.