

CAMBIOS EN LA COMUNIDAD VEGETAL SOBRE ESTÉRILES DE CARBÓN TRAS HIDROSIEMBRA

JOSU GONZÁLEZ-ALDAY¹ Y CAROLINA MARTÍNEZ-RUIZ¹

RESUMEN

El estudio del comportamiento de las especies introducidas, en los proyectos de revegetación de áreas degradadas, frente a las especies (herbáceas y arbustivas) que de forma natural colonizan dichas áreas desde los alrededores, se ha convertido en un tema de actualidad en ecología vegetal y restauración ecológica. En este trabajo se analiza la influencia de la hidrosiembra, de una mezcla comercial de semillas, en la revegetación temprana de una mina de carbón a cielo abierto restaurada, en el noroeste de la provincia de Palencia (Villanueva de la Peña; España). Nueve parcelas permanentes de 16 m² se muestrearon bimensualmente durante los dos primeros años tras la revegetación. Tomando en cada una de ellas ocho inventarios cuadrados de 50 cm de lado, seleccionados al azar en el primer muestreo y fijados permanentemente. A continuación se describen los principales cambios que ha sufrido la comunidad vegetal, comparando diferentes aspectos de su estructura, en las dos primeras primaveras tras la revegetación (mayo de 2004 y 2005) que tuvo lugar en octubre de 2003. Los resultados muestran un incremento, tanto en número como en cobertura, de las especies colonizadoras naturales, a pesar de que la cobertura vegetal total se haya mantenido constante. Dentro de las especies colonizadoras, las leguminosas son las que han experimentado un mayor incremento, tanto en número como en cobertura, siendo en su mayoría anuales, dispersadas por animales (*Trifolium campestre*, *T. glomeratum*, *T. striatum*, *Medicago polymorpha*, *Medicago lupulina*) y, posiblemente, su expansión desde los alrededores se haya visto favorecida por el pastoreo. Tras ellas en importancia, se encuentran especies ruderales de las familias *Geraniaceae* y *Cruciferae*. El aumento de la riqueza de especies en mayo de 2005, como consecuencia de la intensa colonización natural, no se corresponde, sin embargo, con un aumento de la diversidad, debido a la disminución de la equitabilidad asociada al aumento significativo de la cobertura de dos especies introducidas (*T. repens* y *Lolium perenne*).

Palabras clave: Cobertura vegetal, diversidad, mecanismos de dispersión, revegetación, sucesión temprana.

SUMMARY

The performance of introduced species when interacting with colonising herbs and shrubs from the surrounding areas has become an important issue in plant ecology and restoration management. In this paper we examined the influence of hydroseeding a commercial seed mixture on the early revegetation of a restored open-cast coal mine in the North-West of the Palencia province (Villanueva de la Peña; Spain). Nine permanent plots of 16 m² were monitored bimonthly

¹ Área de Ecología, Departamento de Ciencias Agroforestales, E.T.S.II.AA. de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus «La Yutera», Avda. Madrid 44, E-34071 Palencia, Spain.

Recibido: 19/09/2006.

Aceptado: 26/03/2007.

during first two years after revegetation. Eight 0,25 m² quadrats were located randomly in the first sampling date across the whole of each plot and marked permanently. Main changes in plant community are described comparing different aspects of its structure during the two springs following revegetation (May of 2004 and 2005). Results showed that plant cover and richness of native species increased, albeit total plant cover stayed similar. Most colonizer species are annuals and animal dispersed, but only the native legumes (*Trifolium campestre*, *T. glomeratum*, *T. striatum*, *Medicago polymorpha*, *M. lupulina*) increased in richness and plant cover, maybe favoured by grazing. Other important colonizer species are ruderals from *Geraniaceae* and *Cruciferae* families. Although species richness increased the second spring after hydroseeding diversity did not change, because of the decrease in evenness caused by cover increase of two hydroseeded species (*T. repens* and *Lolium perenne*).

Key words: Plant cover, diversity, dispersal mode, revegetation, early succession.

INTRODUCCIÓN

A partir de la década de los años 70 del siglo pasado, la explotación del carbón en el norte de la provincia de Palencia (España) se ha llevado a cabo principalmente mediante minería a cielo abierto. Estas explotaciones conllevan la degradación de amplias superficies de terreno, al alterar drásticamente las características físicas y biológicas de la zona explotada (SINGH *et al.* 2002), destruyendo inevitablemente la vegetación original y el suelo (BRADSHAW 1997) y afectando a las interacciones ecológicas que subyacen en cualquier ecosistema natural (HÜTTL & BRADSHAW 2000). La respuesta de la sociedad frente a la degradación derivada de la actividad minera que, con frecuencia, se asocia a zonas en las que el suelo y la vegetación han sido destruidos, quedando sin posibilidades de regeneración a corto o medio plazo (PENSA *et al.* 2004), ha generado la necesidad urgente de su restauración (HOBBS & NORTON 1996).

Normalmente las superficies ocupadas por las explotaciones a cielo abierto quedan muy expuestas a procesos erosivos y en ellas, además, las limitaciones físicas y químicas del suelo suelen ser frecuentes (BRADSHAW 2000; JOCHIMSEN 2001; SINGH *et al.* 2002). Por lo que la revegetación artificial, como principal estrategia en su restauración, suele ser la practica más común (BRADSHAW 1983), ya que además de reducir los procesos de ero-

sión, estabilizando el suelo (TORDOFF *et al.* 2000), la introducción de especies facilita el asentamiento vegetal en estas zonas en las que este proceso se encuentra limitado por la propia dificultad de las especies autóctonas para alcanzarlas (MILES & WALTON 1993; PARROTTA & KNOWLES 2001).

Entre las técnicas de revegetación más comunes destaca la hidrosiembra, que se ha combinado de forma tradicional con el uso de semillas comerciales de gramíneas y leguminosas para minimizar los gastos de la restauración (PENSA *et al.* 2004), lo que ha originado que se establezcan en zonas restauradas coberturas vegetales de baja diversidad o plantaciones de especies exóticas (REBELE & LEHMAN 2002), pudiendo llegar a generar un impacto negativo y desplazar a las nativas (LUGO 1997), o incluso impedir la posterior colonización de las especies arbóreas en zonas de clara vocación forestal (LUKEN 1990). Ejemplo de ello es el estudio de TASKEY *et al.* (1989) que muestra como el incremento de la cobertura vegetal debido al empleo de *Lolium perenne* en la revegetación post-fuego, reducía la recuperación espontánea de la vegetación e incrementaba la erosión.

El conocimiento de los principios ecológicos involucrados en el proceso de sucesión natural (BRADSHAW 1997), de los factores que lo limitan y de los métodos que podrían ace-

lerarlo (BRADSHAW 2000) son aspectos fundamentales para la buena restauración de las zonas mineras. Sin embargo, el desconocimiento del comportamiento de las especies hidrosebradas frente a las autóctonas que colonizan la zona, así como de los cambios experimentados por la comunidad resultante y de las características de las especies colonizadoras autóctonas, puede hacernos cometer errores que dificulten la restauración de estas zonas. Por ello, los objetivos que se plantean en este estudio son: (1) determinar el comportamiento a corto plazo (revegetación temprana), de las especies introducidas frente a las especies autóctonas que de forma natural colonizan la mina; y (2) caracterizar las especies autóctonas colonizadoras, prestando especial interés a sus mecanismos de dispersión, ya que debido a la superficie de la mina estas especies deben de presentar mecanismos de dispersión de semillas adaptados a largas distancias de acuerdo con BRADSHAW (2000).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio, una antigua mina de carbón a cielo abierto restaurada, se encuentra situada en Villanueva de la Peña, noroeste de la provincia de Palencia, España (42°49' N; 4°37' W). La altitud media de la mina es de 1200 m, con una precipitación anual y temperatura media en el 2004 de 701 mm y 10,4 °C respectivamente, mientras que en el 2005 la precipitación fue menor de 650 mm y la temperatura media algo mayor (11,4 °C). La vegetación clímax se corresponde con la serie mediterránea del roble melojo (*Holco molli-Querceto pyrenaicae sigmetum*; Rivas-Martínez 1987), aunque en su límite norte, por lo que existen incursiones de la serie de la sabina albar propia de la región eurosiberiana (*Junipereto sabino-thuriferae sigmetum*; Rivas-Martínez 1987). Sin embargo, la vegetación que bordea la mina está compuesta por las etapas de degradación de estas series, como con-

secuencia de la continua actividad antrópica que ha sufrido la zona durante años.

La restauración de la mina de 10 ha de superficie comenzó durante el 2003 con el relleno del pozo con estériles de carbón, que se cubrieron con una capa de tierra vegetal de 50-100 cm de espesor, que posteriormente fue abonada con 30000 kg/ha de una mezcla de abono de ovino y vacuno. Un estudio preliminar del banco de semillas de la tierra vegetal y del estiércol aplicado demostró que se partía de una situación de ausencia de semillas en el suelo de recubrimiento del estéril y de una escasa presencia de semillas en el estiércol (<2 semillas por kg siendo especies ligadas al ganado). La hidrosiembra se aplicó a principios de octubre de 2003 y consistió en una mezcla de 210 kg/ha de gramíneas y leguminosas, y de 200-250 kg/ha de fertilizante químico (N:P:K; 8:15:15) (Tabla 1).

En enero de 2004, se establecieron nueve parcelas permanentes de 16 m² en el área minera restaurada que fueron muestreadas bimensualmente durante los dos primeros años tras la aplicación de la hidrosiembra. Para ello, en cada parcela se tomaron ocho inventarios cuadrados de 50 cm de lado, seleccionados al azar en el primer muestreo y fijados permanentemente. El porcentaje de cobertura de cada especie presente fue estimado visualmente en

	% en peso
Leguminosas	
<i>Trifolium repens</i>	4
<i>Trifolium pratense</i>	7
<i>Lotus corniculatus</i>	4
<i>Medicago sativa</i>	12
Gramíneas	
<i>Festuca</i> spp.	35
<i>Lolium perenne</i>	7
<i>Poa pratensis</i>	7
<i>Phleum pratense</i>	7
<i>Secale cereale</i>	12
<i>Avena sativa</i>	5

Tabla 1. Especies introducidas en la hidrosiembra y su porcentaje en peso.

Table 1. Hydroseeded species and their percent in weight.

cada muestreo y para cada inventario. Únicamente se ofrecen los resultados tras comparar las dos primeras primaveras después de la revegetación (mayo de 2004 y 2005).

Análisis de datos

Para cada una de las parcelas se analizó la diversidad específica ($H'\gamma$), empleando el índice de SHANNON-WEABER (1949). Asimismo se calcularon sus componentes: riqueza ($S = n^\circ$ de especies) y equitabilidad o uniformidad (E) mediante la expresión de PIELOU (1969). Todas las especies colonizadoras (no introducidas en la hidrosiembra) fueron agrupadas en función del año (2004 ó 2005) según su estrategia de dispersión principal (anemocoria, zoocoria, barocoria y otras). Los mecanismos principales de dispersión de cada especie se basaron en: BONET & PAUSAS (2004); VALBUENA (1995) y «ECOLOGICAL DATABASE OF BRITISH ISLES» (2006).

Las diferencias entre años (2004-2005) en la riqueza de especies, diversidad y en las dis-

tintas coberturas fueron analizadas mediante ANOVAS de una vía de medidas repetidas (RMANOVAS). Antes de los análisis, la normalidad y la homogeneidad de los datos fueron comprobadas. Asimismo, todos los datos de cobertura para los diferentes aspectos analizados fueron transformados mediante arcoseno (ZAR 1996). Los resultados vienen expresados como el valor medio de las nueve parcelas permanentes \pm su error estándar. Los análisis estadísticos fueron realizados con el paquete informático SPSS 11.5.

RESULTADOS

Cambios en la cobertura vegetal, diversidad y contribución de las especies hidroseembradas

La cobertura vegetal total (%) no presenta diferencias significativas ($F_{1,8}=3,17; p=0,113$) entre los valores alcanzados en el 2004 ($61,12\pm 2,38$) y los alcanzados en el 2005 ($69,10\pm 5,80$). Sin embargo, al diferenciar entre cobertura de especies hidroseembradas

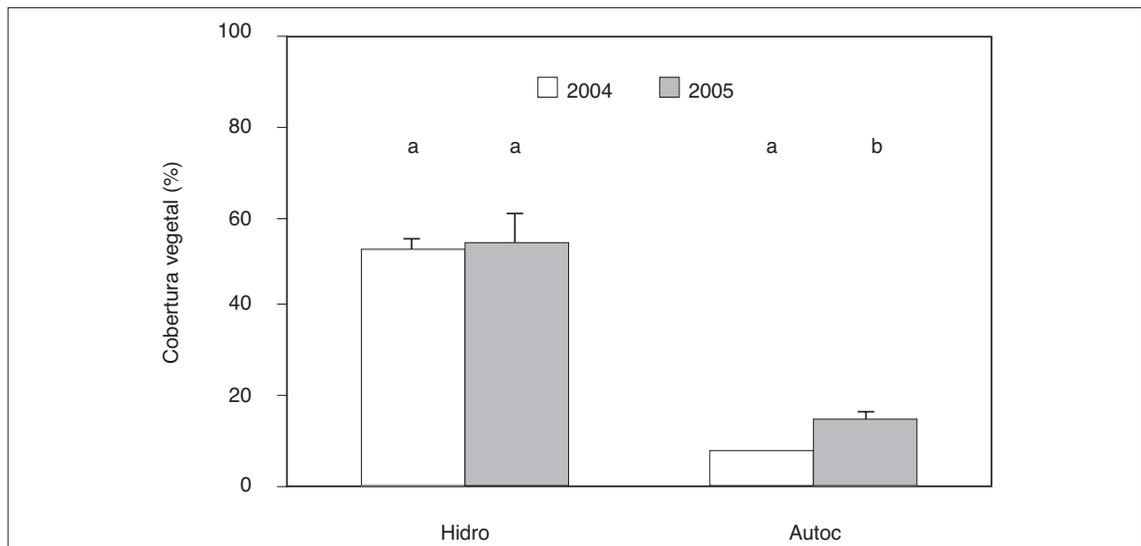


Figura 1. Cobertura vegetal absoluta (%) y error estándar de las especies hidroseembradas (Hidro) y autóctonas (Autoc). Las diferentes letras sobre las barras indican diferencias significativas entre años ($\alpha \leq 0,05$).

Figure 1. Absolute plant cover (%) and standard error of hydroseeded species (Hidro) and autochthonous species (Autoc). Different letters over bars indicate meaningful differences between years.

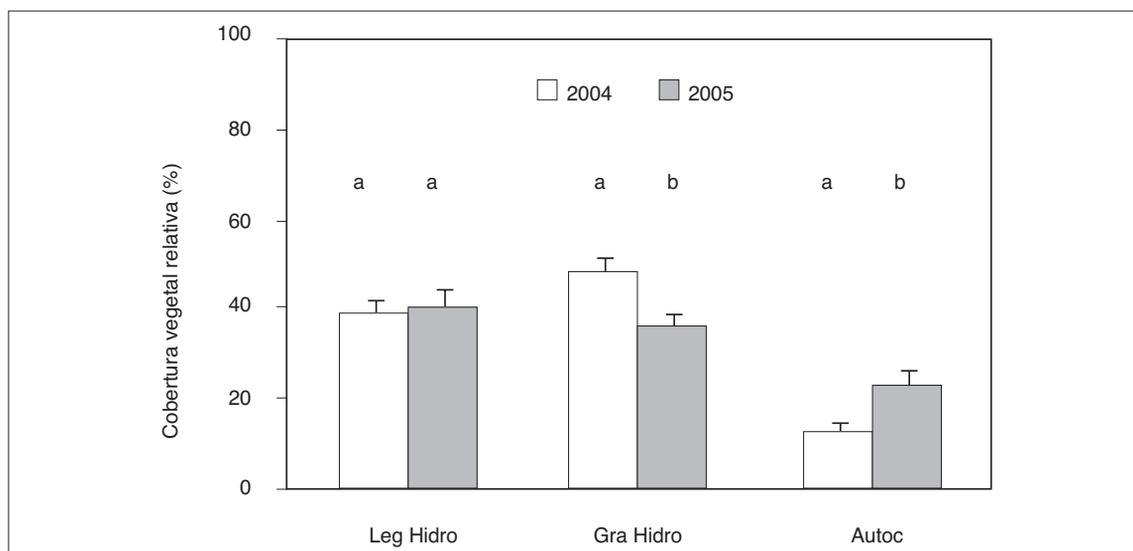


Figura 2. Cobertura vegetal relativa (%) y error estándar de las especies hidrosebradas (leguminosas (Leg Hidro) y gramíneas (Gra Hidro)) y autóctonas (Autoc). Las diferentes letras sobre las barras indican diferencias significativas entre años ($\alpha \leq 0,05$).

Figure 2. Relative plant cover (%) and standard error of hydroseeded species (legumes (Leg Hidro) and grasses (Gra Hidro)) and autochthonous species (Autoc). Different letters over bars indicate meaningful differences between years.

y colonizadoras naturales (Figura 1), se observa un incremento significativo de la cobertura de estas últimas ($F_{1,8}=44,42$; $p < 0,001$), mientras que la cobertura de las especies hidrosebradas no varía significativamente ($F_{1,8}=0,19$; $p=0,671$).

El aumento de cobertura de las especies colonizadoras naturales produce un incremento significativo de su importancia relativa (cobertura relativa) ($F_{1,8}=29,22$; $p=0,001$), en detrimento, únicamente, de la importancia relativa de las gramíneas hidrosebradas ($F_{1,8}=13,82$; $p=0,006$), ya que las leguminosas hidrosebradas mantienen una cobertura relativa similar en ambos años ($F_{1,8}=0,06$; $p=0,814$) (Figura 2).

Dentro de las gramíneas hidrosebradas, excepto *Festuca* spp. que mantiene su cobertura y *Lolium perenne* que es la única que incrementa significativamente su cobertura entre primaveras pasando a ser la más importante en 2005 ($10,81 \pm 1,86$), el resto (*Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Avena sativa* y *Secale cereale*) sufren un descenso significativo de cobertura entre el 2004 y el 2005 (Tabla 2).

En el caso de las leguminosas hidrosebradas la única especie que desciende en cobertura es *Lotus corniculatus*, ya que tanto *Trifolium pratense* como *Medicago sativa* se mantienen, mientras que *Trifolium repens* refuerza su posición de leguminosa hidrosebrada más importante, al aumentar su cobertura de forma significativa entre ambas primaveras (Tabla 2).

El incremento significativo en la riqueza de especies entre mayo del 2004 y mayo del 2005 (Tabla 3), no supuso un incremento de la diversidad, debido a la disminución significativa de su otra componente, la equitabilidad, como consecuencia del importantísimo aumento en cobertura de dos especies hidrosebradas (*Trifolium repens* y *Lolium perenne*) (Tabla 2).

Contribución de las colonizadoras naturales a la riqueza y cobertura (mecanismos de dispersión)

Teniendo en cuenta que las especies hidrosebradas fueron 10 y que todas se encuentran presentes en 2004 y 2005, el aumento de la

	Cobertura (media ± SE)		F _{1,8}	P
	2004	2005		
Gramíneas				
<i>Festuca</i> spp.	8,63 ± 0,92	8,61 ± 0,34	0,02	0,880
<i>Lolium perenne</i>	5,64 ± 0,52	10,81 ± 1,86	17,47**	0,003
<i>Poa pratensis</i>	5,24 ± 0,44	2,93 ± 0,26	19,10**	0,002
<i>Phleum pratense</i>	4,66 ± 0,40	0,85 ± 0,18	51,69***	0,000
<i>Avena sativa</i>	2,50 ± 0,31	0,58 ± 0,12	61,72***	0,000
<i>Secale cereale</i>	2,47 ± 0,32	0,56 ± 0,12	65,42***	0,000
Leguminosas				
<i>Trifolium repens</i>	9,88 ± 0,65	19,22 ± 3,71	6,14*	0,038
<i>Trifolium pratense</i>	6,81 ± 0,57	6,02 ± 1,25	0,84	0,385
<i>Lotus corniculatus</i>	4,24 ± 0,29	1,67 ± 0,26	64,46***	0,000
<i>Medicago sativa</i>	3,08 ± 0,18	2,50 ± 0,31	4,14	0,076

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

Tabla 2. Cobertura absoluta (%) de las especies hidrosembradas en 2004 y 2005.

Table 2. Absolute plant cover (%) of hydroseeded species in 2004 and 2005.

	(media ± SE)		F _{1,8}	P
	2004	2005		
Diversidad	3,55 ± 0,04	3,47 ± 0,14	0,50	0,498
Riqueza	17,00 ± 0,69	25,00 ± 1,76	30,22***	0,001
Equitabilidad	0,88 ± 0,01	0,75 ± 0,02	38,47***	0,000

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

Tabla 3. Diversidad y sus componentes.

Table 3. Diversity and its components.

	(media ± SE)		F _{1,8}	P
	2004	2005		
Anuales				
Riqueza	5,00 ± 0,86	13,00 ± 1,18	54,34***	0,000
Cobertura (%)	6,84 ± 0,89	13,50 ± 0,97	52,64***	0,000
Perennes				
Riqueza	2,00 ± 0,42	2,00 ± 0,76	0,50	0,498
Cobertura (%)	0,80 ± 0,21	1,50 ± 0,50	0,61	0,457

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

Tabla 4. Cobertura absoluta (%) y riqueza de las especies anuales y perennes autóctonas.

Table 4. Absolute plant cover (%) and richness of annual and perennial native species.

riqueza experimentado el segundo año es producto del incremento significativo de las especies colonizadoras naturales (Tabla 4). Además, al distinguir entre especies colonizadoras naturales anuales y perennes, se observa que las anuales incrementaron significativamente su número y cobertura entre las dos primave-

ras ($p < 0,001$), mientras que las perennes mantuvieron tanto su número como su cobertura estables (Tabla 4).

De todas las especies autóctonas encontradas en el 2004 y 2005, las que presentaron dispersión zoocora fueron las más abundan-

tes, seguidas muy de cerca por las anemócoras en el 2004, e incluso llegando a igualarlas en el 2005. En menor medida aparecen las especies con mecanismos de dispersión barócoros y las que emplean otro tipo de dispersión (Tabla 5).

Modo de dispersión	(% de especies)	
	2004	2005
Anemocoria	33	38
Zoocoria	38	38
Barocoria	22	18
Otros	7	6

Tabla 5. Modo de dispersión de las especies autóctonas calculado para el conjunto de los datos de cada primavera (2004 y 2005) sin diferenciar parcelas.

Table 5. Dispersal modes of native species compute for the whole of plots, of each spring.

Dentro de las familias a las que pertenecen las especies colonizadoras naturales destaca la familia *Leguminosae*, que aumenta significativamente su número de 2 a 6 especies y, en menor medida, *Cruciferae* y *Geraniaceae* (Tabla 6). El incremento significativo en el número de especies de la familia *Leguminosae* (Tabla 6) fue acompañado por un aumento de su cobertura vegetal ($p=0,001$), pasando de representar el 45% de la cobertura de las especies colonizadoras naturales en mayo de 2004, al 63% de la

cobertura de éstas en mayo de 2005. De todas las especies no introducidas en la hidrosiembra encontradas en la primavera de 2004 que fueron 18 pertenecientes a 9 familias, se pasa a 45 especies en mayo de 2005 pertenecientes a 18 familias.

DISCUSIÓN

En términos generales puede considerarse alto el éxito de las especies hidrosebradas durante estos dos primeros años, ya que el total de las especies introducidas ha logrado establecerse contribuyendo a la cobertura total en mayor o menor medida. Durante estos dos años las especies hidrosebradas han mantenido sus valores de cobertura por encima del 50%. Por tanto, una vez conseguido el objetivo de estabilizar el suelo y limitar los fenómenos de erosión por agua y viento (TORDOFF *et al.* 2000), la paulatina sustitución de estas especies por las autóctonas sería lo deseable y contribuiría a aumentar la diversidad. Como indica la CONVENCIÓN SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA celebrada en Río de Janeiro (1992), la restauración de los ecosistemas degradados debe ser una medida para promover la recuperación de la biodiversidad local o regional.

De las especies hidrosebradas únicamente pierden importancia *Poa pratense*, *Phleum*

	(media ± SE)		F _{1,8}	P
	2004	2005		
Leguminosas				
Riqueza	2,00 ± 0,28	6,00 ± 0,65	82,00***	0,000
Cobertura (%)	3,47 ± 0,45	9,41 ± 1,11	34,03***	0,000
Crucíferas				
Riqueza	1,00 ± 0,31	2,00 ± 0,50	3,21	0,111
Cobertura (%)	0,73 ± 0,37	0,75 ± 0,39	0,00	0,975
Geraniáceas				
Riqueza	2,00 ± 0,33	2,00 ± 0,22	0,10	0,760
Cobertura (%)	2,37 ± 0,47	2,28 ± 0,58	0,03	0,861

* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$

Tabla 6. Cobertura absoluta (%) y riqueza de las familias autóctonas más importantes.

Table 6. Absolute plant cover (%) and richness of the most important autochthonous families.

pratense, *Avena sativa*, *Secale cereale* y *Lotus corniculatus*. Sin embargo, el comportamiento global de las especies hidrosembradas, tanto gramíneas como leguminosas, durante estos dos primeros años no manifiesta un descenso en su cobertura, lo que indica que ciertas especies hidrosembradas han incrementado su cobertura, como *Lolium perenne* y *Trifolium repens*, compensando las pérdidas debidas a las especies anteriormente citadas, mientras que otras especies se han mantenido sin grandes cambios en su cobertura, como *Festuca sp.*, *Trifolium pratense* y *Medicago sativa*. Estudios similares tras hidrosiembra muestran cómo especies introducidas continúan formando parte de la comunidad durante años, incluso con coberturas dominantes (MUZZI *et al.* 1997; MULLER *et al.* 1998).

La conformación como especies dominantes en el 2005 de *Lolium perenne* y *Trifolium repens*, representando el 43,4% de la cobertura total, trajo consigo el mantenimiento de la diversidad vegetal, pese al aumento de la riqueza, como consecuencia del descenso de la equitabilidad. Se debe tener en cuenta que el incremento en la abundancia de las especies perennes puede reducir el establecimiento de nuevas especies a partir de sus semillas, como se ha observado en el estudio de GROSS & WERNER (1982). Pero es más, *Trifolium repens* en pastos jóvenes se ve beneficiada por la presencia de *Lolium perenne*, formando un tanden que utiliza los recursos del medio de manera más efectiva que si aparecen de forma aislada (TURKINGTOON & JOLLIFEE 1996). Por tanto, para que las especies colonizadoras se establezcan deben hacer frente a unas interacciones competitivas más intensas, pudiéndose de este modo dificultar la colonización de las especies propias de estadios intermedios de la sucesión y retrasar dicho proceso (STERNBERG *et al.* 1999). Es demasiado pronto para tener una visión general del comportamiento de las especies hidrosembradas, pero aun así queda patente lo importante que es la correcta elección de las especies de la mezcla de semillas a introducir (ALBALADEJO *et al.* 2000). Eliminar de

las mezclas de semillas las especies que limitan el crecimiento y la colonización de las autóctonas, así como apostar por las autóctonas frente a las especies exóticas debe ser prioritario.

La aparición de especies autóctonas y su incremento en cobertura y riqueza, muestra la existencia de una activa colonización por parte de especies de la zona. Al comienzo de la sucesión, las especies que se encuentren en los terrenos contiguos y que dispongan de un conjunto de caracteres adecuados, serán las que más fácilmente colonicen las zonas alteradas, participando así antes en la sucesión (PRACH & PYSECK 1999). Los resultados obtenidos muestran un dominio de las especies autóctonas con dispersión anemócora y zoócora, que colonizan la mina, lo que confirma la importancia no sólo de que en los alrededores se encuentren especies potencialmente colonizadoras de las nuevas zonas, sino que además cuenten con mecanismos de dispersión de semillas adaptados a largas distancias (BRADSHAW 2000). Es un hecho que las semillas que se dispersan por viento (anemocoria) son a menudo atribuidas a especies con altas habilidades de colonización (GRIME 1979; FENNER 1987). Además muchos autores han encontrado que el viento es el principal mecanismo de dispersión al comienzo de la sucesión, mientras que la zoocoria juega un papel menor haciéndose más importante en etapas más tardías (HODGSON & GRIME 1990; WIEGLEB & FELINKS 2001). Sin embargo, en este estudio la zoocoria tiene un papel tan importante como la anemocoria desde el principio. La importancia de la zoocoria en la facilitación de la llegada de semillas en la recuperación de zonas mineras también se ha puesto de manifiesto en otros estudios (PARROTA *et al.* 1997; PARROTA & KNOWLES 2001). Resultados similares se han obtenido también en sucesiones secundarias en campos abandonados en ambientes mediterráneos semiáridos (BONET & PAUSAS 2004). Un aspecto a tener en cuenta en relación con la dispersión zoócora es que tanto los herbívoros en general (MALO & SUÁREZ 1996) como las aves

en particular (VERDÚ & GARCÍA-FAYOS 1996) pueden desarrollar un papel sustancial, no sólo distribuyendo las semillas en los nuevos espacios potencialmente idóneos (MIRANDA *et al.* 2004), sino también facilitando su germinación y establecimiento cuando sea necesario el paso de éstas por su tracto digestivo.

Simultáneamente, los resultados muestran cómo las especies colonizadoras fueron mayoritariamente terófitos, tanto en número como en cobertura, al igual que se ha puesto de manifiesto en otros estudios sobre las primeras etapas de la sucesión (PRACH 1987; KIRMER & MAHN 2001). Es obvio que las plantas anuales o también llamadas r-estrategas son las más exitosas a la hora de alcanzar largas distancias (JOCHIMSEM 2001) y ocupar con éxito nuevos espacios abiertos.

El incremento de riqueza de especies durante estas primeras etapas ya ha sido observado por otros autores como REBELE (1992), sobre sustratos estériles procedentes de actividades antrópicas en Alemania. No obstante, y al igual que describen KIRMER & MAHN (2001), este incremento de especies se corresponde con un escaso número de individuos por especie. Únicamente de las familias más importantes las leguminosas aumentan tanto su número de especies como su cobertura de forma considerable, mientras que crucíferas y geraniáceas se mantuvieron. Posiblemente, y al igual que las leguminosas hidrosembradas, las leguminosas colonizadoras se encuentren beneficiadas por el pastoreo (DUPRÉ & DIKERMAN 2001), ocasionado por el elevado número de ciervos y rebecos que pueblan la zona y por ser zona de paso de ganado. Este hecho favorece también la introducción de gran variedad de especies al sistema (SKOGLUND 1992). Ciertos estudios han demostrado como el pastoreo tiene un efecto significativo sobre la abundancia relativa y la composición de las especies de las comunidades de plantas (MILCHUNAS *et al.* 1988), llegando a favorecer a unas

plantas (increasers) y perjudicar a otras (decreasers) (BULLOCK *et al.* 2001; VESK & WESTOBY 2001).

Por tanto, a la hora de plantear la restauración, no solo es importante tener en cuenta la influencia del ambiente que rodea a las zonas a restaurar, especialmente como fuente de semillas, sino también la influencia de los herbívoros que en él viven. Se debe recordar que el pastoreo sobre pastizales previene el establecimiento de árboles y arbustos deteniendo la sucesión en esa etapa (DAVY 2002). De este modo, si el objetivo de la restauración difiere de la formación de un pastizal y lo que se busca es una etapa más avanzada, puede ser necesaria la realización de actuaciones de control sobre los herbívoros con el consiguiente incremento que supondría en el coste de la restauración.

Estos resultados hay que tomarlos con cautela, ya que sería necesario un seguimiento a más largo plazo de la comunidad generada, no sólo para describir su patrón de cambio y los procesos de colonización, sino para determinar el futuro efecto que las especies hidrosembradas y el pastoreo puedan tener sobre ella. Además esta información podría aportar respuestas que permitan conseguir de una manera más efectiva la restauración ecológica de estas grandes áreas alteradas.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a la compañía minera UMINSA por su permiso para trabajar en la mina y consentirnos el realizar un seguimiento de sus labores de restauración, así como a Sonia García por su ayuda en los muestreos de campo. Este estudio ha sido financiado parcialmente mediante el proyecto 18I-QBR de la Fundación CajaCículo concedido a Carolina Martínez-Ruiz, mientras que Josu González-Alday recibió financiación de la Fundación bbk (becas de estudios Científico-Técnicos 03-04) y del Gobierno Vasco (beca BFI06.114).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVADALEJO, J., ÁLVAREZ, J., QUEREJETA, J., DÍAZ, E., & CASTILLO, V. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11: 315-325.
- BONET, A. & PAUSAS, J.G. 2004. Species richness and cover along a 60-years chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology* 174: 257-270.
- BRADSHAW, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20:1-17.
- BRADSHAW, A.D. 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering*. 8: 255-269.
- BRADSHAW, A.D. 2000. The use of natural processes in reclamation-advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89-100.
- BULLOCK, J.M., FRANKLIN, J., STEVENSON, M.J., SILVERTOWN, J., COULSON, S.J., GREGORY, S.J. & TOFTS, R. 2001. A plant trait analysis of responses to grazing in a long term experiment. *Journal of applied ecology* 38: 253-267.
- CONVENCIÓN SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA. 1992. Convención sobre la diversidad biológica celebrada por la Naciones Unidas en las conferencias sobre medio ambiente y desarrollo. 5 junio 1992. Río de Janeiro Brasil. Disponible en: <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>.
- DAVY, J. 2002. Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. En: M. Perrow & Davy J. (eds.) *Handbook of ecological restoration*. pp. 223-241 Cambridge University Press.UK.
- DUPRÉ, C. & DIEKMANN, M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24 (3): 275-286.
- ECOLOGICAL DATABASE OF THE BRITISH ISLES. 2006. Dr Helen Peat and Professor Alastair Fitter at the University of York: <http://www.york.ac.uk/res/ecoflora/cfm/ecofl/index.cfm>.
- FENNER, M. 1987. Seed characteristics in relation to succession. En: J.A. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (eds.) *Colonization, succession and stability*. pp. 103-114. Blackwell, Oxford.
- GRIME, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester. UK.
- GROSS, K.L. & WERNER, P.A. 1982. Colonisation abilities of biennial plant species in relation to ground vegetation cover: implications for their distributions in a successional sere. *Ecology* 63:921-931.
- HOBBS, R. & NORTON, D. 1996. Towards a conceptual frame work for restoration. *Restoration Ecology* 4 (2):93-110.
- HODGSON, J.G.& GRIME, J.P. 1990. The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamics of the British landscape. En: R. Bunce & D. Howard (eds.) *Species dispersal in agricultural habitats*. pp 65-81. Belhaven Press, London. UK.
- HÜTTL, R.F. & BRADSHAW, A.D. 2000. Aspect of reclamation ecology. *Landscape and Urban Planning* 51: 73-74.
- JOCHIMSEN, M.E. 2001. Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecological Engineering*. 17: 187-198.
- KIRMER, A. & MAHN, E.G. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 19-27.
- LUGO, A.E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded land with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99 (1-2): 9-19.
- LUKEN, J.O. 1990. *Directing ecological succession* (1st ed.). Chapman & Hall. London.
- MALO, J. & SUÁREZ, F. 1996. *Cistus ladanifer* recruitment not only fire but also deer. *Acta Oecologica* 17:55-60.
- MILCHUNAS, D.G., SALA, O.E. & LAUENROTH, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132: 87-106.
- MILES, J. & WALTON, D.W.H. 1993. *Primary succession on land*. Blackwell. Oxford.

- MIRANDA, J., PADILLA F. & PUIGNAIRE, F. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. Ecosistemas n.º1.
- MULLER, S., DUTOIT, T., ALARD D. & GREVILLIOT F. 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology* 6:94-101.
- MUZZI E., ROFFI F., SIROTTI M. & BAGNARESSI U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Itali. *Land degradation and development* 8:127-137.
- PARROTTA J.A., TURNBULL J.W. & JONES N. 1997. Introduction-catalyzing native forest revegetation on degraded tropical lands. *Forest Ecological Management* 99 (1-2): 1-7.
- PARROTTA, J.A. & KNOWLES, O.H. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*. 17: 219-239.
- PENSA, M., SELLIN, A., LUUD, A. & VALGMA, I. 2004. An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restoration Ecology* 12 (2): 200-206.
- PIELOU, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. J. Willey. New York.
- PRACH, K. & PYSECK, P. 1999. How do species dominating in succession differ from others?. *Journal of Vegetation Science* 10:383-392.
- PRACH, K. 1987. Sucesión of vegetation on dumps from strip coal mining. *Fol. Geobot. Phytorax* 22: 339-354.
- REBELE, F. & LEHMANN, C. 2002. Restoration of landfill site in Berlin, Germany, by spontaneous and directed succession. *Restoration Ecology* 10: 340-347.
- REBELE, F. 1992. Colonization and early succession on anthropogenic soils. *Journal of Vegetation Science* 3: 201-208.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España, pp101-103 y hoja n.º 3 del mapa correspondiente a Oviedo. I.C.O.N.A. Publicaciones del Ministerio de Agricultura. Madrid.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. U.S.A..
- SINGH A.N., RAGHUBANSHI A.S. & SINGH J.S. 2002. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science* 82 (12): 1436-1441.
- SKOGLUND, J. 1992. The role of seed bank in vegetation dynamics of tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 356-357.
- STERNBERG, M., BROWN V.K., MASTERS, G.J. & CLARKE, I.P. 1999. Plant community dynamics in a calcareous grassland under climate change manipulations. *Plant Ecology* 143:29-37.
- TASKEY, R.D., CURTIS, C.L. & STONE, J. 1989. Wildfire, ryegrass seeding, and watershed rehabilitation. Symposium on Fire and Watershed Management. USDA General Technical Report PSW-109.
- TORDOFF, G.M., BAKER, A.J.M. & WILLIS, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41: 219-228.
- TURKINGTOON, R. & JOLLIFEE, P.A. 1996. Interference in *Trifolium repens*-*Lolium perenne* mixtures: short- and long-term relationships. *Journal of Ecology* 84:563-571.
- VALBUENA, M.L. 1995. El banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de zonas incendiadas. Tesis Doctoral. Dpto. de Ecología, Genética y Microbiología. Universidad de León. León.
- VERDÚ, M. & GARCÍA-FAYOS, P. 1996. Nucleation processes in a mediterranean bird-dispersed plant. *Funtional Ecology* 10: 275-280.
- VESK, P. & WESTOBY, M. 2001. Predicting plant species responses to grazing. *Journal of Applied Ecology* 38: 897-909.
- WIEGLEB, G. & FELINKS, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of lower Lusatia: Changes or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199-217.
- ZAR, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall International Editions. London. UK.

