

# 5

## Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal

Esther Bochet, Pablo García-Palacios, Begoña Peco, Jaume Tormo y Patricio García-Fayos





## CAPÍTULO 5

### Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal

Esther Bochet, Pablo García-Palacios, Begoña Peco, Jaume Tormo y Patricio García-Fayos

#### I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Los taludes de infraestructuras lineales (autopistas, carreteras, caminos, vías del tren...) se caracterizan por tener amplias pendientes de suelo desnudo y afloramientos rocosos, originadas por grandes movimientos de tierra. Las laderas de los taludes desprovistas de vegetación al término de la obra quedan expuestas al efecto de las lluvias con consecuencias que pueden ser graves para la seguridad vial (Navarro 2002). Los riesgos de erosión en los primeros meses, que pueden llevar al derrumbe del talud en su caso más extremo, exigen una intervención urgente que pretende, según los casos, restaurar una cubierta vegetal densa en las laderas recién construidas. La forma más sencilla y menos costosa de revegetar estas laderas, consiste en no intervenir (restauración pasiva), pero la colonización espontánea por parte de las plantas no siempre es suficiente o suficientemente rápida. Por ello, se recurre frecuentemente a técnicas de restauración activa que favorecen y aceleran el establecimiento de la vegetación con el objetivo de controlar la erosión y darle estabilidad al talud. La técnica de restauración más común para cumplir este objetivo geomorfológico a corto plazo es la hidrosiembra. El éxito de las hidrosiembras es muy variable, dependiendo en gran medida de factores como el clima, la litología, el tipo de talud, su orientación y su pendiente, la época de la siembra, las especies sembradas y las interacciones de estas últimas entre ellas y con las condiciones de la zona a restaurar (Andrés *et al.* 1996; Cano *et al.* 2002; Bochet y García-Fayos 2004; véase Capítulo 7.4). Como prueba de

ello, se han descrito resultados muy dispares durante los primeros meses posteriores a la actuación. Estos resultados van desde la formación de una cubierta vegetal densa y eficaz para el control de los procesos erosivos (Matesanz *et al.* 2006), hasta una casi completa desaparición del conjunto de especies sembradas, con un recubrimiento del suelo insuficiente para frenar la erosión (Andrés y Jorba 2000).

Recientemente, científicos y técnicos coinciden en que el éxito de las medidas de restauración pasa por un avance en el conocimiento ecológico de estos ecosistemas emergentes cuyo funcionamiento es poco conocido en la actualidad (Valladares y Gianoli 2007). Así, el conocimiento de las reglas que controlan la colonización, el ensamblaje de las especies y la sucesión en las comunidades de taludes permitirá extraer conclusiones útiles y elaborar pautas generales para la restauración de estos ecosistemas, más allá de las especificaciones locales de las zonas a restaurar (Temperton *et al.* 2004; Valladares y Gianoli 2007).

Estudios recientes sobre la flora y la vegetación de taludes, así como sobre los procesos y funciones

asociados a estos ecosistemas, nos permiten crear una sólida base de conocimiento científico necesaria para el desarrollo de protocolos y técnicas eficaces para la restauración de estas laderas.

El objetivo de este capítulo es dar a conocer, desde la perspectiva de la ecología de la restauración, las bases ecológicas a tener en cuenta a la hora de plantear una restauración del Capital Natural, en forma de bienes y servicios (ecosistemas funcionales, diversidad, etc.), en proyectos de infraestructuras lineales. Estas bases, fundadas en el conocimiento científico, constituyen un complemento necesario a las aproximaciones tecnológicas más habituales (véase Capítulo 7). En primer lugar, se describe brevemente el marco teórico, es decir, los procesos ecológicos relevantes que condicionan el éxito de una restauración (colonización, filtros ecológicos, ensamblaje de especies en comunidades, sucesión). En segundo lugar, se identifican los factores que limitan la colonización espontánea de los ecosistemas de taludes de infraestructuras lineales. Finalmente, se proponen distintas aplicaciones prácticas para una gestión más adecuada de dichos ecosistemas.

#### II. PROCESOS ECOLÓGICOS RELEVANTES: MARCO TEÓRICO

##### 1. La colonización y la sucesión

Cuando una zona queda desprovista de vegetación, como es el caso de los taludes de infraestructuras lineales, se pone en marcha el proceso de sucesión vegetal, que comienza por la fase de colonización. Esta última, a su vez, podría definirse como una función de distintos procesos que se suceden en el tiempo: la dispersión, la fijación y la germinación de semillas, y el establecimiento de las plantas y su supervivencia (Zobel *et al.* 2000). Así, la colonización de una zona sin vegetación depende, en primer lugar, de la llegada de semillas por dispersión desde las zonas circundantes a través de distintos vectores como el viento, el agua o los animales. Una vez en la zona, si esta presenta cierta pendiente, aquellas especies cuyas semillas tienen mecanismos de fijación que impiden ser arrastrados por la gravedad o el agua de escorrentía tendrán más posibilidades de mantenerse en las laderas que aquellas especies que no disponen de dichos mecanismos (García-Fayos *et al.* 2010). Posteriormente, las semillas que resisten al arrastre han de encontrar una serie de condiciones favorables que les permitan germinar y desarrollarse hasta convertirse en un individuo

adulto. Tras la fase de colonización, las interacciones entre plantas, tanto a través de la facilitación de una especie por otra que le ayuda a establecerse (interacción positiva) o a través de la exclusión de una especie por la presencia de especies competidoras (interacción negativa), implican cambios graduales en la composición florística de las comunidades.

En definitiva, la colonización de una zona dada –y la comunidad de plantas resultante– depende de tres grandes grupos de factores: a) la disponibilidad de semillas, b) las condiciones del medio y c) las interacciones planta-planta, conocidos a su vez como los tres grandes ‘filtros ecológicos’ que determinan el ensamblaje de las especies.

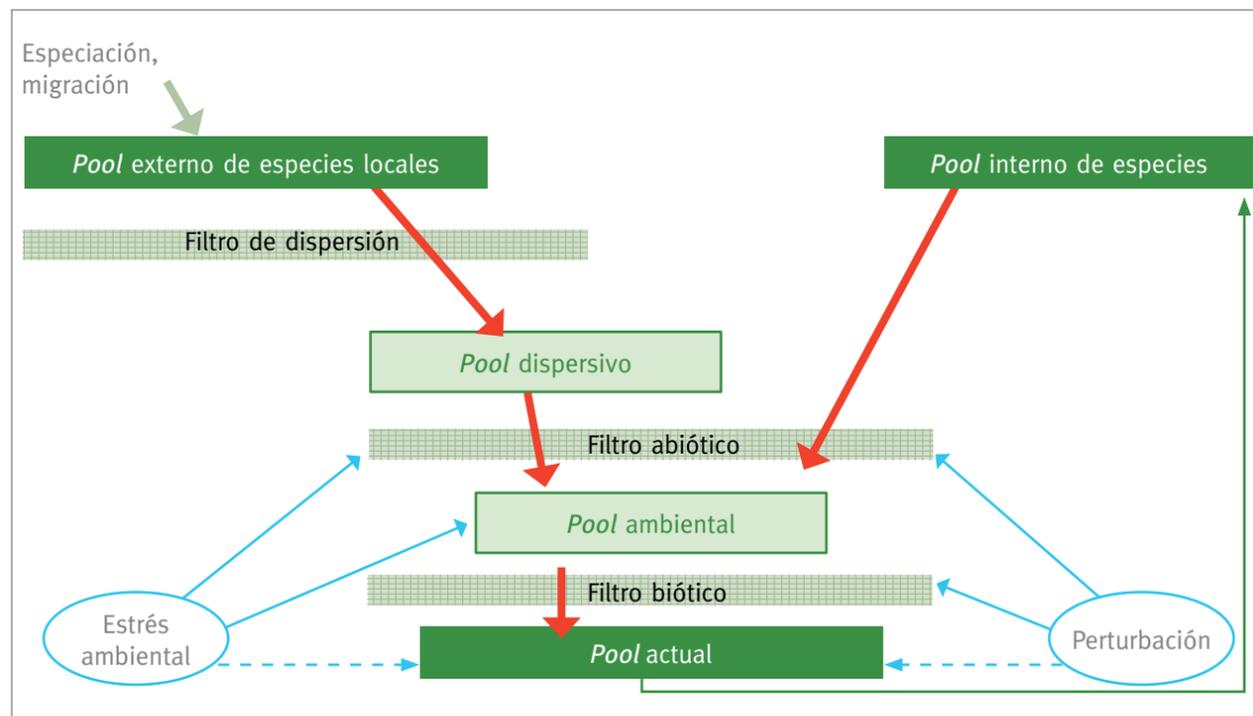
##### 2. Filtros ecológicos que determinan la colonización y el ensamblaje de las comunidades

De acuerdo con la teoría de ensamblaje de las especies (*assembly rules*, en inglés), solo aquellas pertenecientes al conjunto o *pool* de especies locales capaces de atravesar una serie de filtros

podrán establecerse con éxito en una zona determinada (Keddy 1992; Weiher y Keddy 1999; Figura 1). Mediante un proceso de selección a través de sucesivos filtros, el tamaño del *pool* de especies locales se ve progresivamente reducido a un subconjunto de especies del *pool* original. La selección de las especies se hace en función de sus rasgos morfológicos y funcionales que definen su capacidad para alcanzar la zona por dispersión (filtro de la dispersión), para adaptarse a las condiciones del medio (filtro de los factores abióticos) y para competir con las demás plantas establecidas (filtro de las interacciones bióticas) (Keddy 1992; Weiher y Keddy 1999).

A medida que van entrando las especies en la comunidad (*pool* actual) y transcurre la sucesión,

la intensidad e influencia relativa de los filtros va cambiando. Mientras que la dispersión y los factores abióticos tienen un mayor peso en las primeras etapas de la sucesión, las interacciones planta-planta van adquiriendo una mayor importancia en etapas más tardías (Figura 1). Estos bucles de retroalimentación inherentes al sistema hacen que los filtros sean dinámicos y que el tamaño de sus mallas se esté reajustando continuamente (Fattorini y Halle 2004; Figura 1). No obstante, el dinamismo de los filtros y las perturbaciones externas que sufren continuamente los sistemas (contaminación, erosión...) hacen que la trayectoria del sistema no sea unidireccional y predecible, sino que admite múltiples trayectorias hacia estados alternativos estables (Temperton *et al.* 2004; Figura 1).



**Figura 1.** Modelo dinámico de los filtros que controlan el proceso de ensamblaje de las especies en una comunidad de plantas. Modificado a partir de Fattorini y Halle (2004). Los procesos a gran escala, como la especiación y la migración, determinan el *pool* de especies locales que 'esperan a las puertas' de una comunidad de plantas. Para poder formar parte de un *pool* de especies establecidas (estado actual de la comunidad), las nuevas especies tienen que ser capaces de llegar [bien por dispersión desde las zonas adyacentes (*pool* externo de especies locales), bien por estar presentes en el banco de semillas del suelo (*pool* interno de especies)] de adaptarse a las condiciones del medio (filtro abiótico), y también de competir con las demás especies establecidas (filtro biótico). Los distintos filtros dependen unos de otros al estar conectados entre sí a través del *pool* de especies establecidas. Por ello, los filtros tienen un carácter dinámico y el tamaño de su malla es constantemente reajustado como consecuencia de la existencia de procesos internos de retroalimentación, así como de la posible intervención de elementos externos al sistema (perturbaciones y estrés). Por ejemplo, si las mallas del filtro abiótico 'se abren' como consecuencia de las modificaciones de las condiciones del medio a medida que transcurre la sucesión, dejará paso a un mayor número de especies y, consecuentemente, el filtro biótico tenderá a 'cerrarse' al verse reducida la superficie de espacios disponibles para la llegada de semillas y posterior establecimiento de nuevas plántulas. Al contrario, unas condiciones ambientales extremas provocarán el cierre prácticamente total del filtro abiótico, a la vez que se abrirá el filtro biótico por la falta de competencia entre las pocas especies establecidas capaces de soportar las condiciones adversas del medio.

### III. IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS Y FACTORES QUE CONTROLAN EL ENSAMBLAJE DE LAS ESPECIES EN COMUNIDADES DE TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

A partir de la teoría de los filtros y de estudios recientes sobre la flora, los patrones de colonización y las características de las plantas de las comunidades de taludes, identificamos a continuación los factores y procesos que controlan el ensamblaje de las especies en dichas comunidades. La mayoría de estos estudios hacen referencia a sistemas de taludes de carreteras de distintas regiones de la Península Ibérica.

#### 1. Disponibilidad de semillas

##### a. Dispersión

La colonización espontánea de los taludes de infraestructuras lineales, al igual que de otros ecosistemas fuertemente perturbados y desprovistos de vegetación (volcanes, minas a cielo abierto), depende en gran medida de la presencia en sus proximidades de zonas de vegetación natural que suministran semillas (del Moral y Wood 1993; Kirmer y Mahn 2001; Novák y Prach 2003; Bochet *et al.* 2007a). Habitualmente, la llegada por dispersión de las semillas desde las zonas de vegetación circundante (*pool* externo de especies locales; Figura 1) constituye la única fuente potencial de colonización (se habla entonces de 'sucesión primaria'). Sin embargo, en taludes recubiertos con una capa de tierra vegetal, esta constituye una fuente alternativa de semillas que pueden iniciar la colonización (*pool* interno de especies locales; Figura 1; se habla entonces de



**Figura 2.** Terraplén con orientación sur de la autopista A-5 en la provincia de Madrid, en la localidad de Arroyomolinos. En la foto se observa en primer término el talud objeto de estudio y en segundo la cercanía a una mancha de vegetación natural consistente en una dehesa de *Retama sphaerocarpa* (Foto: Pablo García-Palacios).

'sucesión secundaria'). No obstante, estudios recientes demuestran que esta fuente de semillas es escasa con las prácticas actuales de manejo de la tierra vegetal utilizadas para la restauración de taludes (Mola *et al.* 2011).

El éxito de llegada de las semillas a los taludes depende en gran medida de la distancia entre estos y las manchas circundantes de vegetación natural, así como de la capacidad de las especies locales para dispersarse a larga distancia (Figuras 2 y 3).



**Figura 3.** Terraplén con orientación sur de la autopista A-7 en la Costa del Sol, entre las localidades de Estepona y Torreguadiaro. En la foto se observa la cercanía del talud a una mancha de vegetación natural consistente en matorrales de *Chamaerops humilis* y *Pistacia lentiscus* (Foto: Santiago Soliveres Codina).

- Distancia a la fuente de semillas

Es bien sabido que la probabilidad de las semillas de alcanzar una zona determinada es inversamente proporcional a la distancia a la fuente de semillas (Wilson 1993). Por ejemplo, en una zona de vertederos mineros del Este de Alemania, Säger y Jetschke (2004) determinan que el porcentaje de especies comunes entre el vertedero y las zonas circundantes de vegetación natural disminuye gradualmente (del 48 al 9%) a medida que la distancia de estas últimas al vertedero aumenta (de 50 a 2.000 m, respectivamente). Bochet *et al.* (2007a) llegan a conclusiones similares en un estudio realizado en taludes de la Autovía A-3 en la Comunidad Valenciana. Estos autores sugieren que la colonización se inicia a partir de los campos de cultivo y parches de matorral cercanos situados a menos de 150 m de distancia de los taludes. No obstante, no todas las especies



#### MIRMECOCORIA

Ejemplos de dispersión de semillas y/o frutos (diásporas) por hormigas (mirmecocoria). De izquierda a derecha y de arriba abajo: hormiga negra (*Messor barbarus*) transportando un fruto de cadillo (*Medicago sp.*); un fruto de bolsa de pastor (*Capsella bursa-pastoris*); una semilla de avena (*Avena sp.*); un fruto de lechetezna (*Euphorbia helioscopia*) y abajo, transportando una semilla de plátano (*Platanus occidentalis*). A la izquierda, en esta última imagen, se puede apreciar a varias hormigas sobre un fruto de caracolillo (*Medicago orbicularis*). Autor: Ignacio Mola.



#### ANEMOCORIA

Capítulo fructificado de Diente de León (*Taraxacum sp.*). Se puede apreciar cómo los frutos (cipselas) poseen un penacho plumoso (vilano) que permite su arrastre por el viento (anemocoria) y dispersarse a largas distancias. Autor: Ignacio Mola.

presentes en la vegetación circundante tienen mecanismos de dispersión adecuados para alcanzar las laderas de los taludes.

- Mecanismos de dispersión

En el estudio previamente citado, Bochet *et al.* (2007a) determinan que solo el 60% de las especies presentes en las áreas de vegetación natural a menos de 150 m de los taludes son capaces de alcanzarlos por dispersión. En Finlandia, se han descrito patrones similares para taludes de carretera y vías de tren rodeados por herbazales naturales (Tikka *et al.* 2001).

Además, en una amplia gama de hábitats, se ha constatado que las especies cuyas semillas son dispersadas a larga distancia por el viento (anemócoras) o por los animales (zoócoras, excepto las dispersadas por hormigas) tienen más probabilidades de colonizar nuevas áreas que aquellas especies con mecanismos de dispersión a corta distancia (dispersadas por hormigas o ‘mirmecócoras’, o dispersadas por la fuerza de la gravedad o ‘barócoras’) (Hardt y Forman 1989; Dzwonko y Loster 1992; Burke y Grime 1996; Campbell *et al.* 2003; Martínez-Ruiz y Marrs 2007). La dispersión de las semillas por el viento ha demostrado ser el mecanismo más eficaz a la hora de colonizar los taludes de carretera. Así, la proporción de especies anemócoras presentes en los taludes es notablemente superior a la que se encuentra en las zonas de vegetación natural próximas al talud y que ejercen como fuente de semillas (Bochet *et al.* 2007a; véase apartado III.4, Tabla 3). Al contrario de lo esperado, las especies zoócoras tienen pocas probabilidades de alcanzar los taludes. Estos representan ambientes inhóspitos para muchos animales, puesto que están continuamente expuestos al ruido del tráfico, están vallados (para garantizar la seguridad vial) y carecen de árboles que podrían servir de posaderos para los pájaros. En cuanto a las especies que carecen de mecanismos de dispersión a larga distancia, su probabilidad de llegar al talud, aunque baja, aumenta con el tiempo (van Dorp *et al.* 1997; Kirkman *et al.* 2004).

En resumen, al igual que en otros ambientes, la dispersión representa un filtro que limita la disponibilidad de semillas para la colonización a corto o medio plazo de los taludes. Solo las especies más cercanas

a los taludes o capaces de dispersarse a mayores distancias tienen posibilidades de colonizar estas laderas de forma rápida.

### b. Fijación (arrastre de semillas)

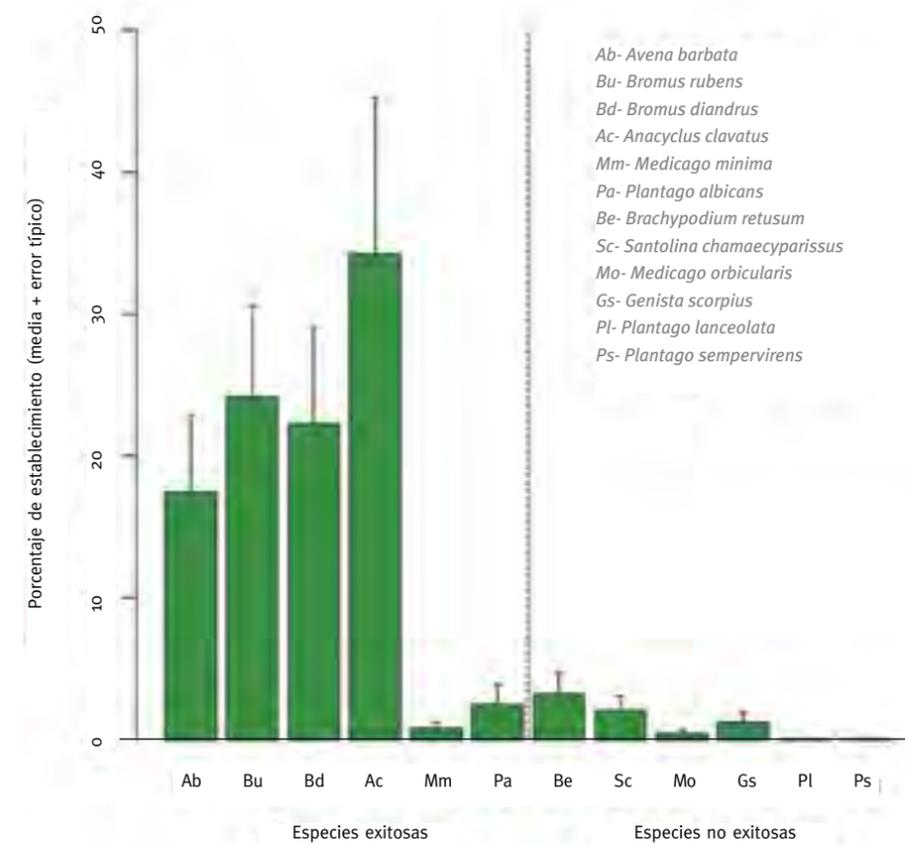
Distintos trabajos demuestran que el empobrecimiento de la vegetación en zonas caracterizadas por fuertes pendientes y procesos de erosión intensos puede ser debido a la pérdida de semillas por escorrentía y erosión (Chambers y MacMahon 1994; García-Fayos y Cerdà 1997). En pequeñas cuencas abarrancadas del interior de Alicante, las tasas anuales de pérdida de semillas alcanzan un 13% (García-Fayos *et al.* 1995). Dado que la relación entre las pérdidas de semillas y la erosión es exponencial (García-Fayos 2004), la ocurrencia de eventos extraordinarios de lluvia durante el periodo de dispersión de las semillas podría dificultar la regeneración de la vegetación en laderas sometidas a procesos de erosión intensos como los taludes de infraestructuras lineales (véase Capítulo 2).

Las características de las semillas también influyen en su capacidad de resistir al arrastre por la erosión. Así, la segregación de una sustancia mucilaginoso que pega las semillas al suelo cuando se humedecen disminuye notablemente la susceptibilidad de su arrastre por erosión cuando su peso es inferior a 1 mg (García-Fayos *et al.* 2010).

## 2. Suelo (filtro abiótico)

### a. Importancia relativa de los filtros: disponibilidad de semillas frente a condiciones abióticas

Aunque la colonización de los taludes puede verse limitada por la restringida capacidad de dispersión o de fijación al suelo de algunas especies, distintos estudios han puesto de manifiesto la preponderancia del filtro abiótico frente al filtro de la disponibilidad de semillas (dispersión y fijación). Estos estudios demuestran que, aunque las semillas de muchas especies son capaces de llegar a los taludes, una serie de limitaciones ambientales intrínsecas a estas laderas impiden su germinación o el establecimiento de las plántulas (Alborch *et al.* 2003; Tormo *et al.* 2006; Figura 4).



**Figura 4.** Experimento de adición de semillas en terraplenes de la Autovía A-3 a su paso por Requena (Comunidad Valenciana), que demuestra la preponderancia del filtro abiótico frente al filtro de la dispersión. Modificado a partir de Tormo *et al.*, 2006. Este experimento se basa en la idea de que si se añaden semillas de especies que no están presentes previamente en el talud, pero sí en su cercanía, y estas se establecen, la limitación por la disponibilidad de semillas sería más importante para explicar su ausencia en dicho hábitat que la limitación por las condiciones del hábitat estudiado. Se representa el porcentaje de establecimiento obtenido, tras una siembra manual a pequeña escala, para un conjunto de especies ausentes de los taludes aunque presentes en las zonas circundantes de vegetación natural (especies ‘no exitosas’ en la colonización espontánea de los taludes) y para un conjunto de especies colonizadoras de los taludes que sirven de control (especies ‘exitosas’). Los resultados indican que, a pesar de la siembra que asegura la llegada en una misma proporción de las semillas de todas las especies al talud, las especies no exitosas muestran unas tasas de establecimiento mucho más bajas que las especies exitosas (excepto para Mm y Pa). Estos resultados sugieren que los procesos posdispersivos (germinación y establecimiento de plántulas), que dependen fundamentalmente de las condiciones abióticas, tienen un papel más limitante en la colonización de los taludes que los procesos de dispersión y de fijación de las semillas.

### b. Condiciones generales del suelo de terraplenes y desmontes (véase también Capítulo 4)

Las condiciones generales del suelo de los taludes, habitualmente poco favorables al establecimiento de la vegetación, representan el filtro abiótico fundamental que condiciona en gran medida los resultados de la colonización natural. En la Tabla 1 se presentan datos de algunos parámetros del suelo, relevantes para el establecimiento de la vegetación,

que han sido medidos en sistemas de taludes de distintas zonas de la Península Ibérica. Dichas zonas corresponden a la autopista A-7 a su paso por la Costa del Sol (Málaga), con inviernos suaves y precipitaciones relativamente altas, autovía A-3 a su paso por la zona de Requena (Valencia) con un clima continental y notable aridez, y las carreteras M-12 y M-13 en la Comunidad de Madrid, con un clima mediterráneo continental y una precipitación intermedia en relación con las anteriores.

**Tabla 1.** Principales características del suelo y de la vegetación de distintos sistemas de taludes de la Península Ibérica (media  $\pm$  error estándar). Datos de Mola *et al.* (2011) para Madrid, de Valladares y Alonso (2001) para Málaga y de Bochet *et al.* (2010a) para Valencia.

	MADRID (CARRETERAS M-12 Y M-13)		MÁLAGA (AUTOPISTA A-7)		VALENCIA (AUTOVÍA A-3)	
<b>PROPIEDADES DE LA ZONA</b>						
Clima	Mesomediterráneo		Termomediterráneo		Mesomediterráneo	
Ombroclima <sup>1</sup>	Semiárido		Subhúmedo		Seco-semiárido	
Precipitación (mm/año)	500		900		450	
Litología	Arcosas		Areniscas, arenas, arcillas y limos (sustrato ácido)		Margas (sustrato calizo)	
<b>PROPIEDADES DEL TALUD</b>	<b>TERRAPLÉN (N = 6)</b>	<b>DESMONTE (N = 9)</b>	<b>TERRAPLÉN (N = 21)</b>	<b>DESMONTE (N = 18)</b>	<b>TERRAPLÉN (N = 4)</b>	<b>DESMONTE (N = 4)</b>
Edad (años)	0	0	2	2	8	8
Pendiente (°)	32,1 $\pm$ 0,8	31,2 $\pm$ 0,3	29,7 $\pm$ 3,7	39,6 $\pm$ 5,8	31,7 $\pm$ 2,3	36,3 $\pm$ 2,6
Orientación (°)	Norte, este, sur y oeste	Norte, este, sur y oeste	Norte y sur	Norte y sur	Norte y sur	Norte y sur
Longitud (m)	11,8 $\pm$ 0,4	17,5 $\pm$ 0,9			11,9 $\pm$ 4,1	9,4 $\pm$ 4,5
Tratamiento	TV	ninguno	TV/HS	HS	HS	HS
<b>PROPIEDADES DEL SUELO</b>						
Arena (%)	63,72 $\pm$ 2,68	65,37 $\pm$ 5,49			38,12 $\pm$ 7,46	36,45 $\pm$ 10,7
Limo (%)	20,11 $\pm$ 2,15	22,59 $\pm$ 3,75			27,48 $\pm$ 5,02	34,23 $\pm$ 6,07
Materia orgánica (%)	0,148 $\pm$ 0,023*	0,0069 $\pm$ 0,006*	7,44*	5,02*	1,33 $\pm$ 0,19**	0,75 <sup>2</sup> $\pm$ 0,06**
N <sub>total</sub> (%)	0,016 $\pm$ 0,02*	0,008 $\pm$ 0,001*	0,04*	0,02*	0,072 $\pm$ 0,004	0,068 $\pm$ 0,001
P <sub>asimilable</sub> (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/100 g)	1,81 $\pm$ 0,25*	11,1 $\pm$ 3,68*	4,43*	10,3*	2,50 $\pm$ 1,52**	0,48 $\pm$ 0,10**
K <sup>+</sup> (mg/100 g)	17,8 $\pm$ 0,6*	16,7 $\pm$ 2,6*	10,3*	6,79*		
Compactación (kPa)					60 $\pm$ 10**	1560 $\pm$ 1180**
<b>PROPIEDADES DE LA VEGETACIÓN</b>						
Cobertura vegetal (%)	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	80,3 $\pm$ 15,9**	22,2 $\pm$ 22,4**	59,4 $\pm$ 23,3**	7,4 $\pm$ 5,6**
Número de especies	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	57,1 $\pm$ 9,3**	33,6 $\pm$ 9,0**	10,3 $\pm$ 8,4	10,0 $\pm$ 9,9

\*, \*\* Indican que las diferencias entre terraplenes y desmontes de una misma zona geográfica son estadísticamente significativas para la variable considerada (\*:  $P \leq 0,05$ ; \*\*:  $P \leq 0,01$ ).

TV = recubrimiento del talud con tierra vegetal; HS= hidrosiembra con mezclas estándares de semillas comerciales.

<sup>1</sup> Según clasificación de Rivas Martínez (1983).

<sup>2</sup> Más bajo que el nivel de detección del método de análisis utilizado.

Desde el punto de vista de las propiedades químicas del suelo, los niveles de macronutrientes (N, P, K) medidos en los distintos sistemas de taludes son muy bajos (Tabla 1). Los niveles de macronutrientes y de materia orgánica (propiedad con importantes implicaciones en la estructuración del suelo y en la capacidad de éste para retener el agua) son inferiores a los niveles registrados en las zonas de vegetación natural próximas a los taludes. Por ejemplo, Mola *et al.* (2011) constatan que el contenido en nitrógeno y materia orgánica en el suelo de los terraplenes y desmontes de las carreteras M-12 y M-13 (Madrid) al finalizar la obra, y tras la aplicación de tierra vegetal en el caso de los terraplenes (Tabla 1), fueron del orden de 10 veces menores que los registrados en pastizales y matorrales xerofíticos locales (Acosta 2005; Peco *et al.* 2006). Estas marcadas diferencias en la fertilidad del suelo entre los taludes y las zonas próximas de vegetación natural podrían explicar, al menos en parte, la escasa adaptación de las especies del *pool* local a las condiciones adversas del suelo de los taludes.

Asimismo, cabe destacar que las condiciones abióticas de los desmontes son mucho menos favorables para el establecimiento de la vegetación que las de los terraplenes. Mola *et al.* (2011), encontraron diferencias significativas en el contenido en materia orgánica, fósforo y nitrógeno (Tabla 1) entre terraplenes y desmontes recién construidos de similar pendiente y orientación en las carreteras M-12 y M-13. Los valores fueron superiores en los terraplenes, excepto para el fósforo. Estas diferencias se debieron principalmente al extendido de tierra vegetal en los terraplenes, el cual, sin embargo, no suele realizarse en los desmontes. Bochet *et al.* (2010a) obtuvieron resultados similares, 8 años después de la finalización de la obra, en taludes de la Autovía A-3 de similar orientación y pendiente, mostrando niveles superiores de materia orgánica, fósforo asimilable y nitrógeno en los terraplenes en comparación con los desmontes (Tabla 1).

Además, como consecuencia de los diferentes materiales de origen entre desmontes y terraplenes (roca madre sin meteorizar frente a material no consolidado acumulado, respectivamente), el nivel de compactación del suelo es muy superior en los desmontes. En los desmontes de la Autovía A-3 en la Comunidad Valenciana, se han llegado a medir niveles medios de compactación altísimos (1560 kPa), 25 veces superiores a los niveles medidos en terraplenes de similar pendiente y orientación de la

misma localidad (Tabla 1, Figura 5). En desmontes de 50° de pendiente formados sobre gneis en una zona de clima atlántico en Galicia, Cano y Montalvo (2003) registraron niveles de compactación del suelo algo más bajos (300-400 kPa), pero cercanos al umbral que determina la capacidad de las raíces de muchas especies herbáceas no cultivadas para penetrar en un sustrato (Basset *et al.* 2005; Monsalve *et al.* 2010).

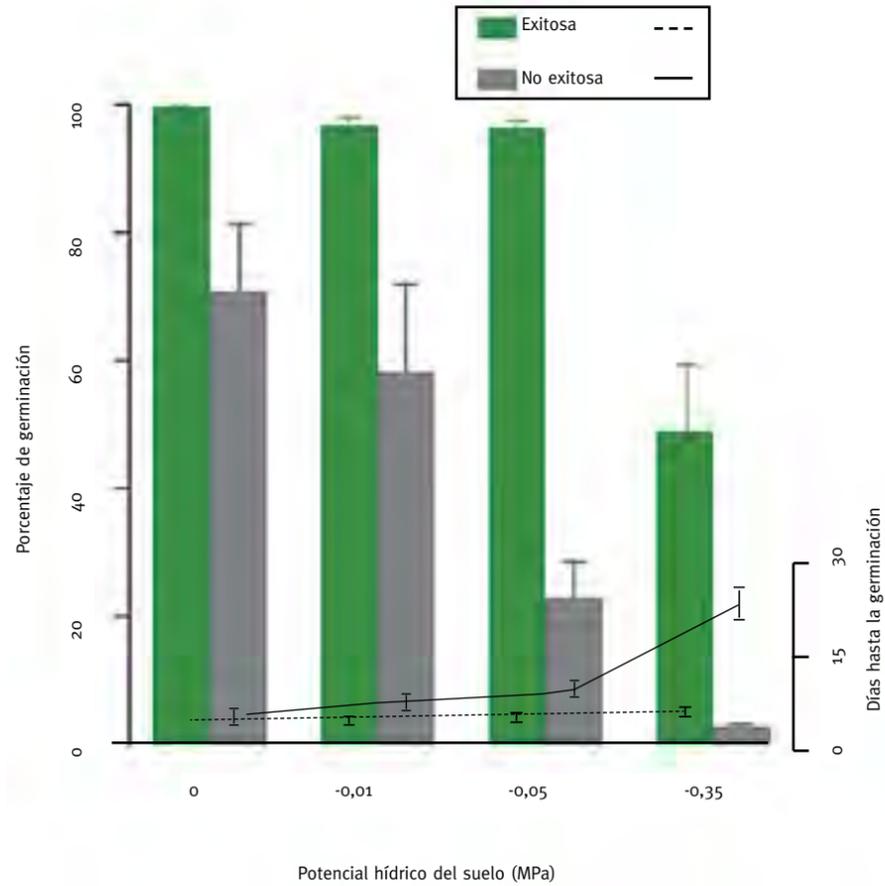


**Figura 5.** Diferencias en la estructura del suelo de terraplenes y desmontes de la Autovía A-3 a la altura de Requena (Valencia). En los primeros centímetros de profundidad, el nivel de compactación del suelo es mayor en los desmontes. El aporte de materia orgánica al suelo por las plantas (hojarasca y raíces) confiere una mayor estructura al suelo de los terraplenes (Foto: Esther Bochet).

### c. Disponibilidad de agua en el suelo

El agua en el suelo y su disponibilidad para las plantas merece una mención especial, dada su relevancia en las dos fases más críticas de la colonización: la germinación y la supervivencia de las plántulas en las primeras etapas posgerminativas.

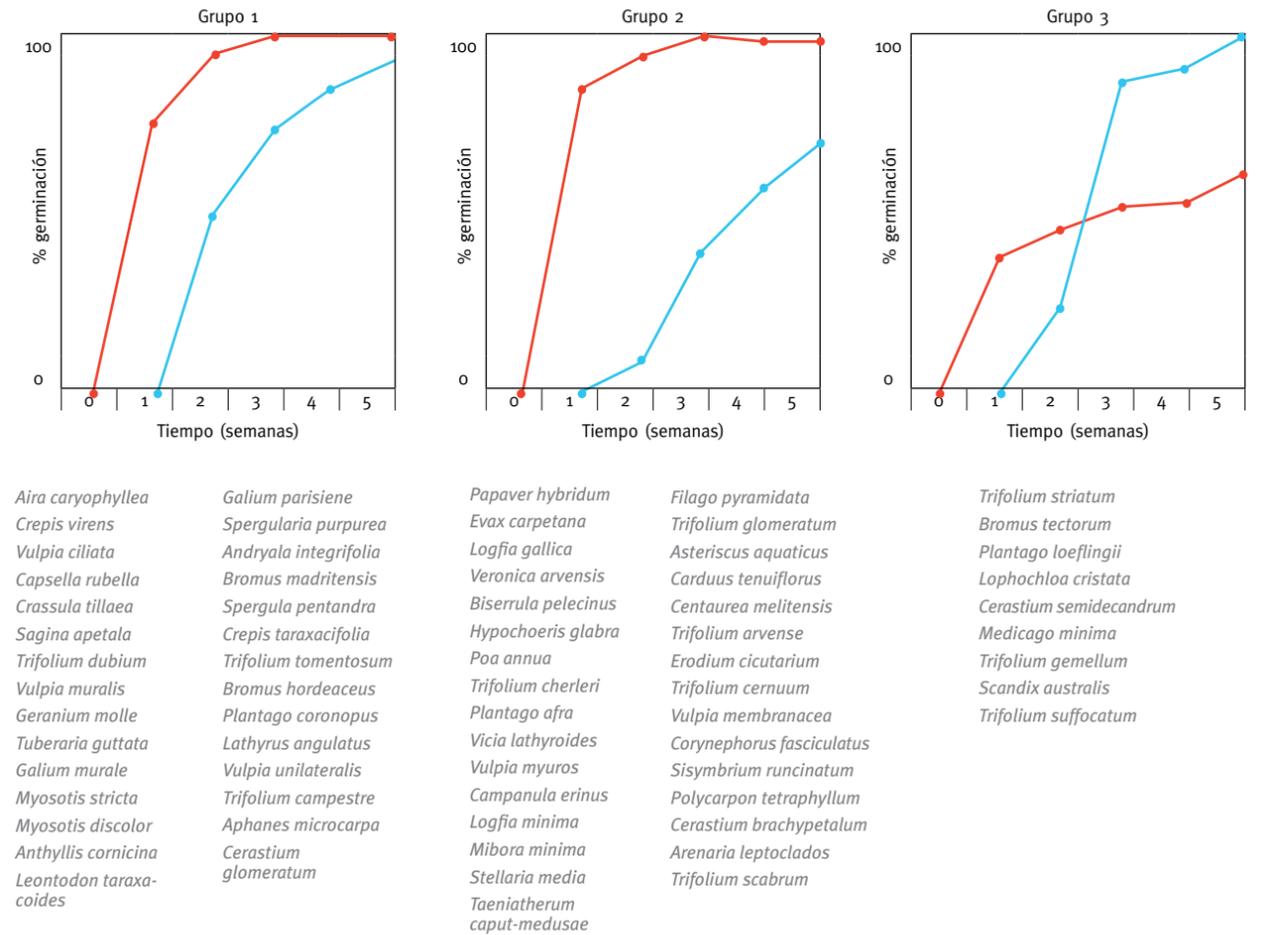
En los taludes de zonas semiáridas, donde la disponibilidad de agua es reducida (excepto en los terraplenes mejor orientados), se ha encontrado una relación consistente entre el éxito colonizador de las especies y la capacidad de estas para germinar rápidamente en condiciones de estrés hídrico (Bochet *et al.* 2007b). Así, las especies capaces de colonizar espontáneamente y de forma abundante los taludes de la Autovía A-3 en la zona de Requena son aquellas que han demostrado tener la mayor tasa y velocidad de germinación en condiciones de estrés hídrico (Figura 6).



**Figura 6.** Tasa (barras) y velocidad (líneas, número de días hasta observar la primera germinación) de germinación, en diferentes condiciones de estrés hídrico, de especies 'exitosas' y 'no exitosas' en la colonización espontánea de los taludes. Cuando más negativo es el potencial hídrico, mayor es el estrés. Las especies exitosas muestran mayores tasas y velocidades de germinación que las especies no exitosas. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2007b.

La distribución de la precipitación en el tiempo también puede influir en el éxito de establecimiento de las especies anuales colonizadoras de taludes. Así, Espigares y Peco (1993, 1995) pusieron de manifiesto en un estudio sobre un amplio grupo de especies arvenses de pastizal mediterráneo respuestas diferentes en función del momento en que se producían las precipitaciones otoñales (Figura 7). Dado que muchas de estas especies son comunes en los taludes sobre sustratos ácidos en Madrid (Tabla 1) y que las comunidades de taludes suelen estar dominadas por especies anuales (véase apartado III.4), la

respuesta de las plantas a la distribución temporal de la precipitación otoñal podría ser en gran medida responsable de las importantes fluctuaciones interanuales que se registran en la composición florística de estos ecosistemas en ambientes mediterráneos semiáridos. En un estudio a largo plazo (16 años), Peco *et al.* (2009) concluyeron, además, que el peso de la semilla es un buen descriptor de la respuesta de las especies anuales a la precipitación y temperatura. Así, las especies con semillas más pesadas presentan ventajas en los años con otoños poco lluviosos.



**Figura 7.** Experimento en cámara de cultivo que pone de manifiesto las distintas respuestas en el tiempo de un amplio grupo de especies arvenses a la distribución de la precipitación otoñal. Tratamientos: Lluvias otoñales tempranas: lluvia con temperatura y fotoperíodo de septiembre (línea roja). Lluvias otoñales tardías: lluvia con temperatura y fotoperíodo de noviembre (línea azul). Los resultados indican que en los años con lluvias tempranas en el otoño se ven favorecidas las especies del grupo 2, mientras que en otoños tardíos se ven favorecidas las del grupo 3. El grupo 1 es poco sensible a estos cambios en la distribución de la precipitación, con tasas de germinación elevadas para ambos tratamientos. A partir de Espigares y Peco (1993).

En cuanto a la supervivencia de las plántulas tras la germinación, Espigares y Peco (1995) determinaron que algunas

especies del experimento de la Figura 7 son particularmente sensibles a una sequía posgerminativa (Tabla 2).

**Tabla 2.**

Listado de especies sensibles a las sequías posgerminativas. A partir de Espigares y Peco (1995). Experimento en cámara de cultivo para simular el efecto de una sequía postgerminativa en la tasa de mortalidad (media  $\pm$  error estándar) de plántulas de herbáceas anuales. En la tabla aparece la mortalidad en macetas con sequía posgerminativa frente al control con riego continuo. En todos los casos en que hubo diferencias significativas, la mortalidad fue menor en los controles.

ESPECIES	TRATAMIENTOS		
	CONTROL	SEQUÍA	P
<i>Aphanes microcarpa</i>	0,04 $\pm$ 0,01	0,65 $\pm$ 0,06	**
<i>Arenaria leptoclados</i>	0,08 $\pm$ 0,05	0,40 $\pm$ 0,09	**
<i>Biserrula pelecinus</i>	0,15 $\pm$ 0,04	0,44 $\pm$ 0,09	*
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,56 $\pm$ 0,19	*
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,08 $\pm$ 0,05	0,59 $\pm$ 0,08	**
<i>Galium murale</i>	0,08 $\pm$ 0,08	0,73 $\pm$ 0,09	**
<i>Galium parisiense</i>	0,19 $\pm$ 0,06	0,87 $\pm$ 0,04	**
<i>Hypochoeris glabra</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,54 $\pm$ 0,14	*
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,41 $\pm$ 0,13	*
<i>Sagina apetala</i>	0,01 $\pm$ 0,01	0,77 $\pm$ 0,05	**
<i>Spergularia purpurea</i>	0,04 $\pm$ 0,05	0,51 $\pm$ 0,07	**
<i>Trifolium arvense</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,70 $\pm$ 0,18	**
<i>Trifolium glomeratum</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,86 $\pm$ 0,01	**
<i>Trifolium suffocatum</i>	0,02 $\pm$ 0,02	0,56 $\pm$ 0,09	**
<i>Veronica arvensis</i>	0,02 $\pm$ 0,01	0,52 $\pm$ 0,09	**
<i>Vulpia ciliata</i>	0,04 $\pm$ 0,01	0,33 $\pm$ 0,07	*
<i>Vulpia membranacea</i>	0,00 $\pm$ 0,00	0,80 $\pm$ 0,05	**
<i>Vulpia muralis</i>	0,02 $\pm$ 0,01	0,34 $\pm$ 0,07	**
<i>Vulpia myuros</i>	0,03 $\pm$ 0,01	0,48 $\pm$ 0,10	*
<i>*P</i> $\leq$ 0,05; <i>**P</i> $\leq$ 0,01			

En resumen, las malas condiciones del suelo de los taludes, tanto químicas, físicas como hidrológicas, confieren al filtro abiótico un papel fundamental en el ensamblaje de las especies de las comunidades de plantas de estas laderas. Además, el carácter más

limitante del suelo de los desmontes, en comparación con el de los terraplenes, queda reflejado en la menor cobertura vegetal y número de especies registrados en los desmontes al poco tiempo de finalizar la obra (Tabla 1, Figura 8).



**Figura 8.** Diferencias en la densidad de cobertura vegetal alcanzada en un desmonte (izquierda) y un terraplén (derecha) próximos a la Autovía A-3 (Requena, Valencia). Las diferencias se deben principalmente a la orientación (norte en este caso concreto) y condiciones del suelo más favorables para el establecimiento de las plantas en el terraplén. El establecimiento de las plantas en el desmonte orientado hacia el sur es prácticamente nulo (Foto: Esther Bochet).

### 3. Interacciones planta-planta (filtro biótico)

#### a. Importancia relativa de los filtros: condiciones abióticas frente a condiciones bióticas

Mientras que en ambientes semiáridos, con una reducida disponibilidad hídrica para las plantas, las condiciones abióticas constituyen inicialmente el filtro más importante a la hora de estructurar la composición florística de las comunidades de taludes, en ambientes climáticos más benignos, son las interacciones entre plantas las que desempeñan un papel primordial. Valladares *et al.* (2008) emplearon una aproximación basada en la filogenia y en el análisis de rasgos funcionales de las especies (Webb *et al.* 2002) para comparar las comunidades vegetales establecidas en los taludes de carretera de Málaga (clima mediterráneo benigno, Tabla 1) y Valencia (clima mediterráneo adverso, Tabla 1). Dicho estudio sugiere la existencia de repulsión fenotípica y, por lo tanto, exclusión competitiva, en las comunidades vegetales de los taludes de carretera de Málaga. Al contrario, en las comunidades de Valencia sometidas a un alto estrés ambiental se aprecia una atracción fenotípica entre las especies coexistentes, al compartir muchas de ellas unos mismos rasgos que les confieren la capacidad necesaria para poder establecerse en esos ambientes adversos.

#### b. Competencia frente a facilitación

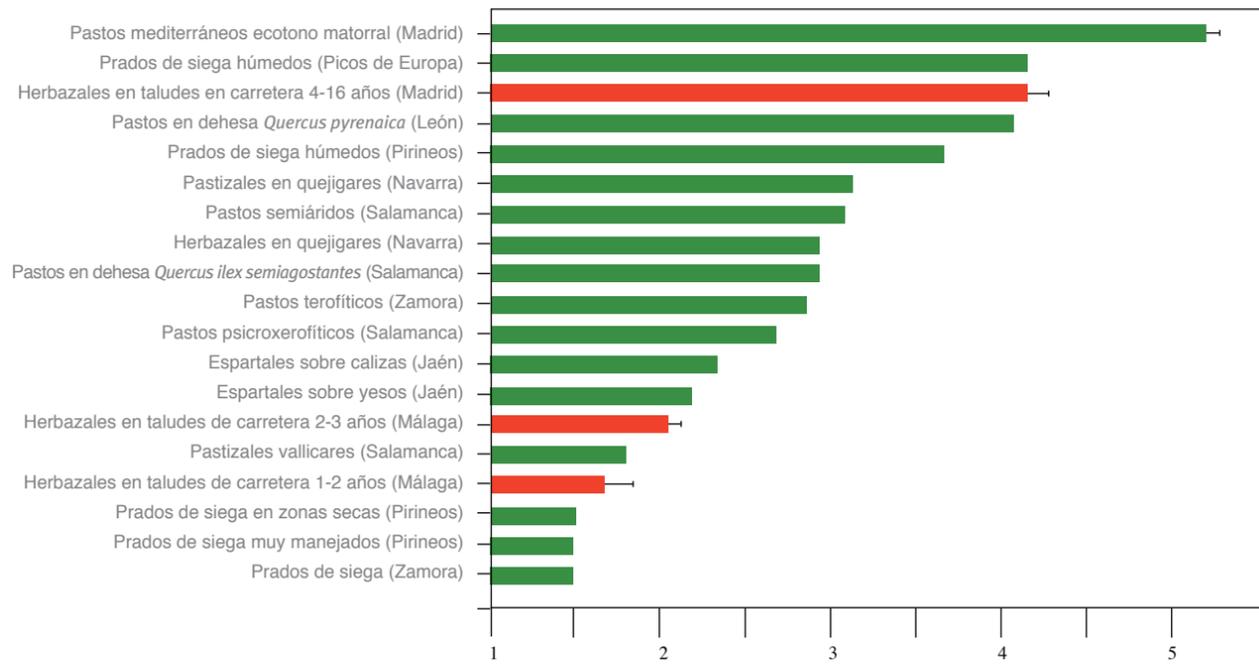
Hasta la fecha, existe poca información sobre la naturaleza de las interacciones planta-planta que se producen en las comunidades de taludes, así como sobre su importancia relativa (facilitación frente a competencia) en el ensamblaje de las especies de dichas comunidades. Dado que se ha descrito que la importancia relativa de la competencia frente a la facilitación disminuye a medida que aumenta el estrés abiótico (Bertness y Callaway 1994; Maestre *et al.* 2009), cabe esperar una elevada frecuencia de interacciones positivas en los ecosistemas de taludes, al menos en las condiciones abióticas más limitantes para el establecimiento de las plantas (por ejemplo, clima árido o semiárido, sustratos pobres y compactados).

### 4. El producto final del proceso de filtrado: las especies colonizadoras y sus rasgos funcionales

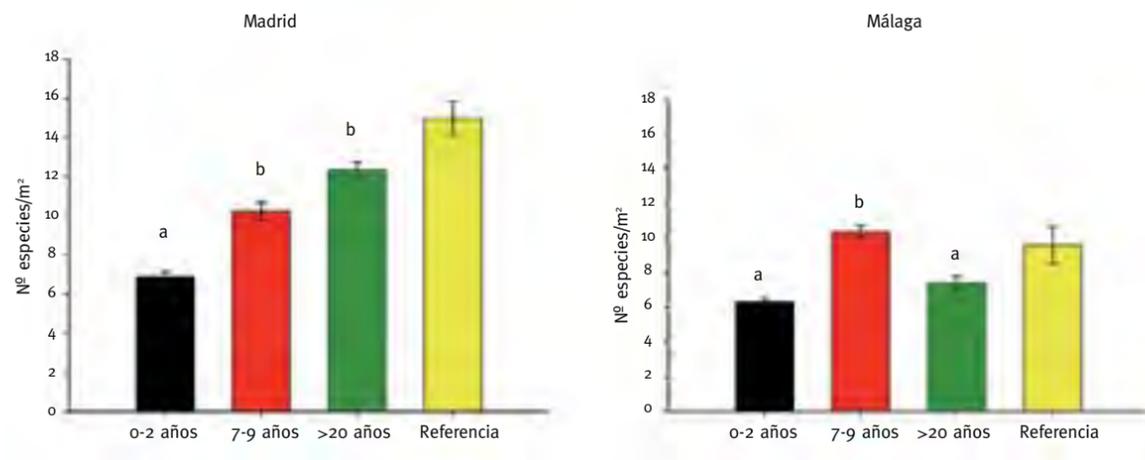
Finalmente, las especies que consiguen superar con éxito los sucesivos filtros que controlan el ensamblaje de las especies constituyen el *pool* de especies colonizadoras de los taludes cuyos rasgos funcionales reflejan su capacidad para llegar, germinar, establecerse y competir en el talud.

#### a. Pool de especies de los taludes

Un estudio sintético sobre la flora y la ecología de las comunidades de taludes de las zonas de Málaga (Autopista A-7), Valencia (Autovía A-3) y Madrid (Radial R-4, Autopista AP-36 y Autovía A-5) señala que, de forma general, estas comunidades son muy ricas en especies y están compuestas por plantas herbáceas principalmente (Valladares *et al.* 2004). Sus valores de diversidad llegan a alcanzar los máximos registrados en herbazales y pastizales de la Península Ibérica (Figura 9). Aunque las comparaciones entre hábitats basándose en datos de diversidad o riqueza están sujetas a limitaciones y no son directamente comparables entre sí, los datos obtenidos en dicho estudio y otros (Garañeda-Bermejo *et al.* 2002; Tena 2006; García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*) nos indican que transcurrido un tiempo relativamente pequeño, las comunidades que se instalan de forma espontánea en los taludes son ricas en especies, lo que cuestiona la necesidad de introducir especies autóctonas como las que se seleccionan habitualmente en las hidrosiembras (véase apartado IV.3). Además, esta diversidad aumenta progresivamente con el tiempo (Tena 2006; García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*; Figura 10).



**Figura 9.** Índice de diversidad florística (índice de Shannon) de distintas comunidades de herbazales y pastizales de la Península Ibérica. En rojo se destacan los valores promedio para herbazales de taludes de carreteras estudiadas por nosotros en Málaga y Madrid. Extraído de Valladares *et al.*, 2004.



**Figura 10.** Variación en la riqueza de especies en función de la edad de las comunidades de dos sistemas distintos de taludes de carretera situados en las provincias de Madrid y Málaga. Datos de García-Palacios *et al.* (datos no publicados).

La mayoría de las especies de las comunidades de taludes de Málaga, Madrid y Valencia está presente en una sola de las tres localidades estudiadas (399 de un total de 587 especies) y tan solo el 10% están presente en las tres localidades (Valladares *et al.* 2004). No obstante, estas últimas son las que más abundancia media poseen a nivel local, siendo las

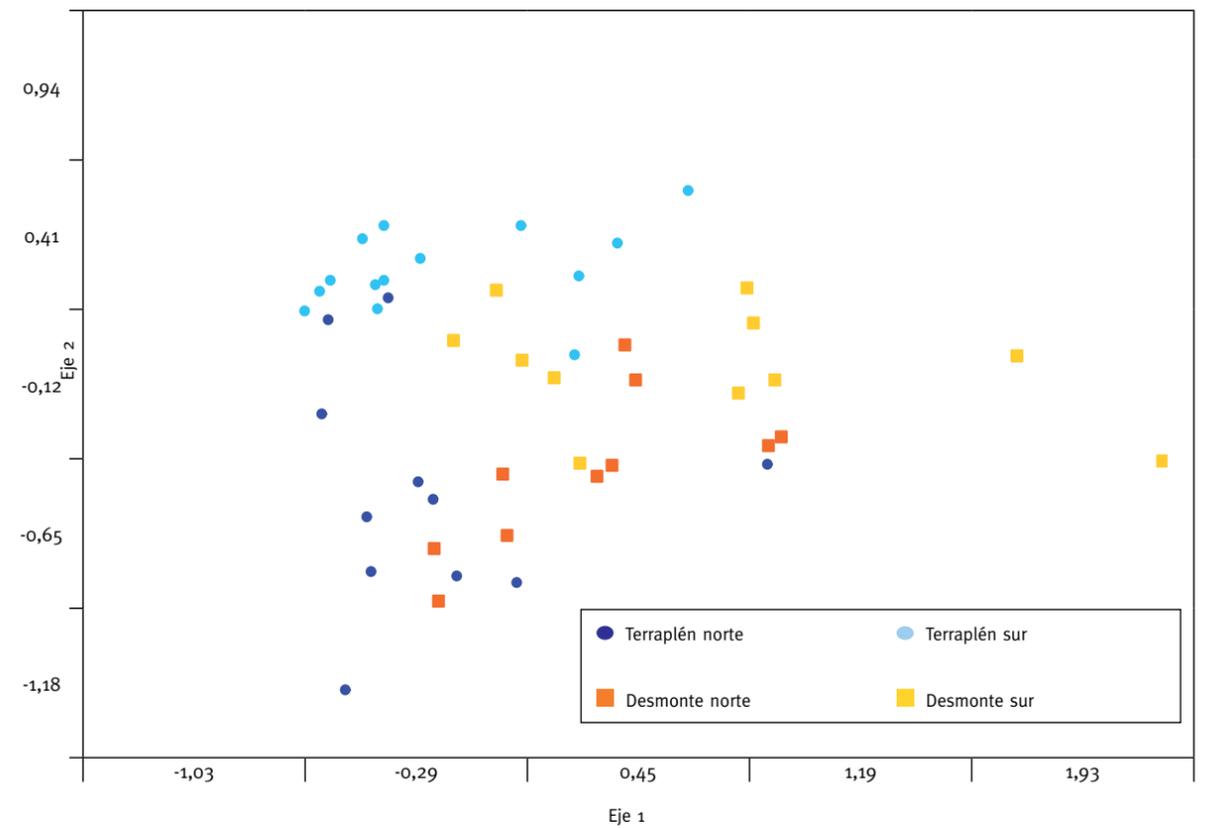
menos abundantes las presentes en una sola localidad. Por ello, aunque existan grandes diferencias desde el punto de vista de la composición florística entre las tres zonas, en términos de dominancia relativa las diferencias son menores, ya que tienden a predominar las mismas especies. Muchas de ellas también han sido encontradas de forma abundante

en otras comunidades de taludes de las provincias de Zamora y Madrid (Enríquez de Salamanca *et al.* 2004), Salamanca (Martínez-Ruiz *et al.* 2003) y del sur de Francia (Heindl y Ullman 1991) en ambiente mediterráneo (p.e., *Avena barbata*, *Avena sterilis*, *Bromus rubens*, *Bromus tectorum*, *Cichorium intybus*, *Foeniculum vulgare*, *Hordeum murinum*, *Plantago albicans*).

La composición florística de las comunidades también varía entre terraplenes y desmontes y entre orientaciones norte y sur (Martínez-Ruiz *et al.* 2003; Bochet y García-Fayos 2004), como consecuencia de

las distintas influencias relativas de los filtros ecológicos sobre las especies y sus rasgos funcionales (Figura 11).

A modo de ejemplo, la Tabla 3 propone un listado de especies capaces de colonizar espontáneamente con éxito unos taludes de la Autovía A-3 situados en la Comunidad Valenciana entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro. Mientras que algunas especies tuvieron éxito en todos los taludes estudiados en esta zona, otras solo fueron capaces de establecerse en un tipo u orientación de talud.



**Figura 11.** Segregación de inventarios por la composición florística en función del tipo (Eje 1) y orientación (Eje 2) del talud. Color azul: terraplenes; color marrón; desmontes, colores oscuros: norte; colores claros: sur. Modificado a partir de Bochet y García-Fayos 2004.

GÉNERO *TRIFOLIUM*

De las 60 especies de tréboles (*Trifolium*) descritas en *Flora Ibérica* (Muñoz Rodríguez et al., 2000\*), 39 aparecen en el catálogo de la flora de Madrid (López Jiménez, 2007\*\*). En 15 parcelas de muestreo en taludes de las autopistas M-12 y M-13, se han identificado 18, es decir, el 25% de la riqueza ibérica y más del 46% de la de la Comunidad de Madrid. Estas cifras ponen en evidencia lo diversificado de este género botánico en la Península Ibérica y lo bien representado en la flora presente en los taludes de carretera. Se presentan catorce especies de este género detectadas en taludes de carretera.

\*Muñoz Rodríguez, A., J.A. Devesa, y S. Talavera. 2000. *Trifolium*, in Castroviejo *et al.* (Ed.). *Flora Ibérica*. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. 7(2):646-719. CSIC. Madrid.

\*\*López Jiménez, N. 2007. Las plantas vasculares de la Comunidad de Madrid, Catálogo florístico. Claves dicotómicas y estudio detallado de la familia Compositae Giseke. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

De izquierda a derecha y de arriba abajo: trébol blanco (*Trifolium repens*), trébol (*T. scabrum*), trébol velloso (*Trifolium hirtum*), fenarda (*T. campestre*), jopito (*T. angustifolium*), pie de liebre (*T. arvense*), siempreviva (*T. tomentosum*), trébol (*T. glomeratum*) y rabo de gato (*T. cherleri*). Autor: Ignacio Mola.



Bajo estas líneas de izquierda a derecha y de arriba abajo: trébol (*Trifolium strictum*), estrella (*T. stellatum*), trébol (*T. cernuum*) y trébol estriado (*T. striatum*). En la página siguiente, berrillo (*T. pratense*). Autores: Miguel Ángel Casado e Ignacio Mola.



**Tabla 3.**

Listado de especies, con sus mecanismos de dispersión respectivos, que colonizan espontáneamente y de forma abundante los distintos tipos de taludes de la Autovía A3 situados entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro (Comunidad Valenciana). Esta zona se caracteriza por un clima continental semiárido y un sustrato de margas calizas.

ESPECIES	DISPERSIÓN	DS	DN	TS	TN
<i>Alyssum simplex</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Anacyclus clavatus</i>	Balística	+	+	+	+
<i>Avena barbata</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Bromus rubens</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Centaurea aspera</i>	Zoócora	+	+	+	+
<i>Cichorium intybus</i>	Balística	+	+	+	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Diploaxis erucooides</i>	Barócora	+	+	+	+
<i>Euphorbia serrata</i>	Mirmecócora	+	+	+	+
<i>Hordeum murinum subsp. leporinum</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Sonchus oleraceus</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Scabiosa simplex</i>	Anemócora	+	+	+	+
<i>Bromus tectorum</i>	Anemócora		+	+	+
<i>Crepis vesicaria</i>	Anemócora		+	+	+
<i>Erodium cicutarium</i>	Barócora		+	+	+
<i>Calendula arvensis</i>	Zoócora			+	+
<i>Carduus pycnocephalus</i>	Anemócora			+	+
<i>Filago pyramidata</i>	Anemócora			+	+
<i>Medicago minima</i>	Zoócora			+	+
<i>Plantago albicans</i>	Barócora			+	+
<i>Scorzonera laciniata</i>	Anemócora		+		+
<i>Silene nocturna</i>	Balística		+		+
<i>Reseda phyteuma</i>	Balística	+		+	
<i>Pallenis spinosa</i>	Anemócora	+		+	
<i>Eryngium campestre</i>	Anemócora	+	+		
<i>Carthamus lanatus</i>	Anemócora				+
<i>Crepis foetida</i>	Anemócora				+

DN: desmonte norte, DS: desmonte sur, TN: terraplén norte, TS: terraplén sur. Mecanismos de dispersión: anemócora: por el viento; barócora: por la gravedad; zoócora: por los animales, excepto por las hormigas; mirmecócoras: por las hormigas; balísticas: por 'catapulta'. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

**Tabla 3.**

Listado de especies, con sus mecanismos de dispersión respectivos, que colonizan espontáneamente y de forma abundante los distintos tipos de taludes de la Autovía A3 situados entre las localidades de El Rebollar y Venta del Moro (Comunidad Valenciana). Esta zona se caracteriza por un clima continental semiárido y un sustrato de margas calizas (Continuación).

ESPECIES	DISPERSIÓN	DS	DN	TS	TN
<i>Foeniculum vulgare subsp. piperitum</i>	Barócora				+
<i>Linaria simplex</i>	Balística				+
<i>Papaver rhoeas</i>	Balística				+
<i>Senecio gallicus</i>	Anemócora				+
<i>Senecio vulgaris</i>	Anemócora				+
<i>Avena sterilis</i>	Anemócora			+	
<i>Erodium ciconium</i>	Barócora			+	
<i>Erodium malacoides</i>	Barócora			+	
<i>Hirschfeldia incana</i>	Barócora			+	
<i>Reseda undata</i>	Barócora			+	
<i>Aegilops geniculata</i>	Zoócora		+		
<i>Aegilops triuncialis</i>	Zoócora		+		
<i>Genista scorpius</i>	Barócora	+			
<i>Santolina chamaecyparissus subsp. squarrosa</i>	Balística	+			

DN: desmonte norte, DS: desmonte sur, TN: terraplén norte, TS: terraplén sur. Mecanismos de dispersión: anemócora: por el viento; barócora: por la gravedad; zoócora: por los animales, excepto por las hormigas; mirmecócoras: por las hormigas; balísticas: por 'catapulta'. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

### b. Rasgos funcionales de las especies colonizadoras

Según predice la teoría, los rasgos funcionales de las especies colonizadoras de taludes deberían reflejar las aptitudes de las plantas para superar las barreras que controlan el ensamblaje de las especies en estas laderas (dispersión, fijación, germinación, establecimiento y competencia).

Las comunidades de taludes típicas de las primeras etapas sucesionales se caracterizan por poseer una alta proporción de especies anuales de crecimiento rápido de carácter ruderal y arvense (Valladares *et al.* 2004; Figura 12). Por ejemplo, las comunidades de taludes de Málaga están compuestas en los primeros años por un 84% de especies anuales (terófitas, según la clasificación de Raunkiaer 1934) frente a un 11% de especies herbáceas vivaces (hemicriptófitas, según la clasificación de Raunkiaer 1934). A su vez, un 40% de las especies son ruderales y arvenses

frente a un 25% de especies propias de pastizales y herbazales nitrófilos (Matesanz *et al.* 2004).



**Figura 12.** Primeras etapas de la sucesión en un terraplén de la Autovía A-3 (Requena, Valencia). Una de las especies pioneras de mayor éxito en la colonización de este tipo de talud es la especie anual *Diploaxis erucooides* (flor blanca) (Foto: Esther Bochet).

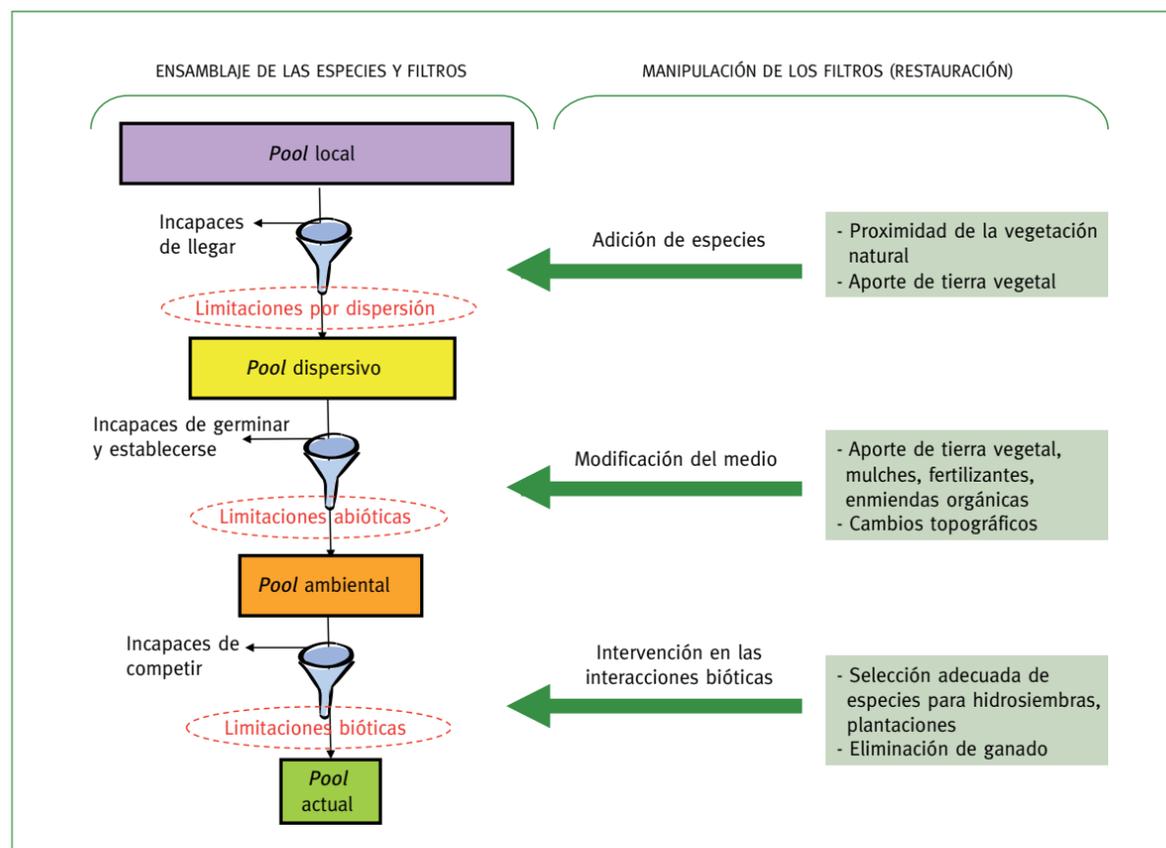
Al igual que en otros ecosistemas degradados, las especies pioneras en la colonización de taludes de infraestructuras lineales se caracterizan también por un sistema de dispersión eficaz a larga distancia, que les permite llegar desde las áreas circundantes de vegetación natural, y de mecanismos de fijación al sustrato. Así, en taludes de ocho años de edad en la Autovía A-3 (Comunidad Valenciana), se ha observado una sobrerrepresentación de especies anemócoras en relación con las zonas adyacentes de vegetación natural (Bochet *et al.* 2007a; Tabla 3). También en laderas erosionadas de una zona semiárida de Teruel, con características similares y

que comparten muchas especies con los desmontes de la Autovía A-3 estudiados en Valencia, se han encontrado preferentemente especies capaces de dispersarse a larga distancia y de producir mucílago al contacto con el agua (Bochet *et al.* 2009). Estas especies se distinguen de las de las zonas circundantes de vegetación natural, que son incapaces de superar los filtros, por su gran inversión de recursos en la producción de semillas. A medida que avanza la sucesión, cabe esperar que aumente la proporción de especies que disponen de estrategias de resistencia con una mayor inversión, por ejemplo, en los órganos subterráneos (Guerrero-Campo *et al.* 2008).

#### IV. APLICACIÓN A LA RESTAURACIÓN

La restauración puede considerarse como un esfuerzo de manipulación consciente de los filtros ecológicos con el objetivo de acelerar o dirigir el proceso de colonización vegetal (Figura 13). Por lo tanto, la identificación de

los filtros ecológicos más limitantes para el establecimiento de la vegetación como paso previo a la toma de decisiones en un proyecto determinado, es sumamente importante para el éxito de cualquier restauración.



**Figura 13.** Proceso de selección y ensamblaje de las especies en comunidades a través de los tres filtros ecológicos y posibles medidas de restauración mediante manipulación de dichos filtros. Los rectángulos representan los *pools* de especies, los círculos los filtros y las flechas gruesas las posibles intervenciones del hombre para contrarrestar el efecto de los filtros.

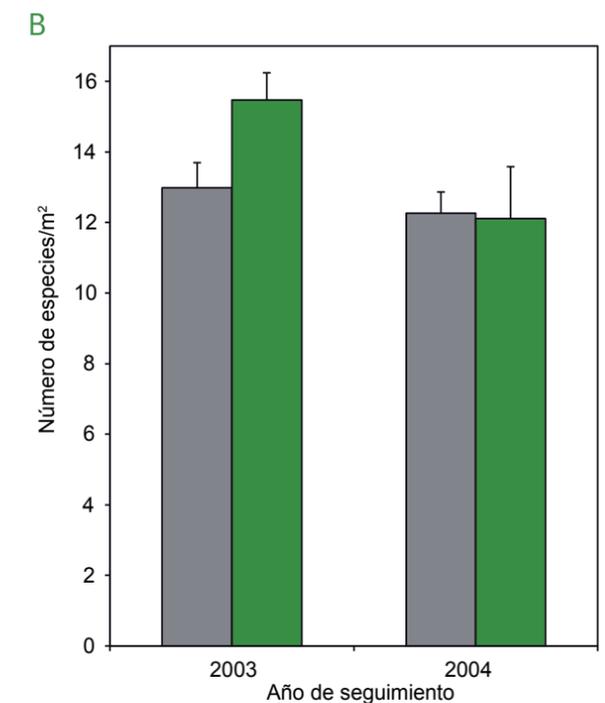
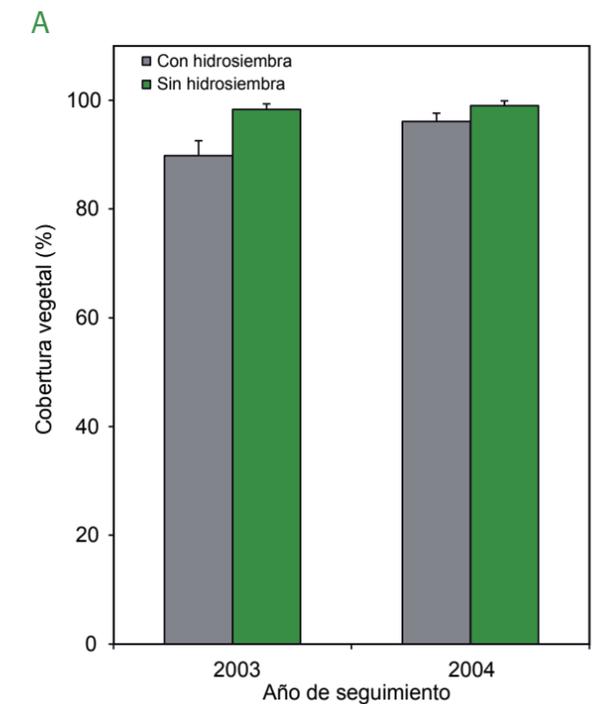
La intervención activa sobre los filtros es necesaria cuando los procesos de colonización transcurren demasiado lentamente para poder alcanzar en un plazo aceptable los objetivos de la restauración o cuando el sistema ha sobrepasado un umbral de irreversibilidad (Halle y Fattorini 2004). Este último determina la capacidad del sistema para recuperarse por sí mismo. La perturbación sufrida por los ecosistemas durante las obras es tal que, en la mayoría de los casos, se supera el umbral de irreversibilidad.

A continuación, y sobre la base de los resultados obtenidos por distintos grupos de investigación, se describen en distintos tipos de actuaciones que permiten contrarrestar el efecto de los filtros, favoreciendo la entrada y el establecimiento de las plantas (Figura 13).

#### 1. Proximidad y calidad de la vegetación natural circundante

La presencia de áreas de vegetación natural en la proximidad de los taludes que actúan como fuentes de semillas puede ayudar a paliar los efectos del filtro de la dispersión, puesto que favorece la entrada espontánea de especies desde la vegetación circundante y acelera los procesos de colonización en el talud. Cuanto más próximos estén los taludes de la matriz de vegetación circundante, mayor será la llegada y disponibilidad de semillas en el talud.

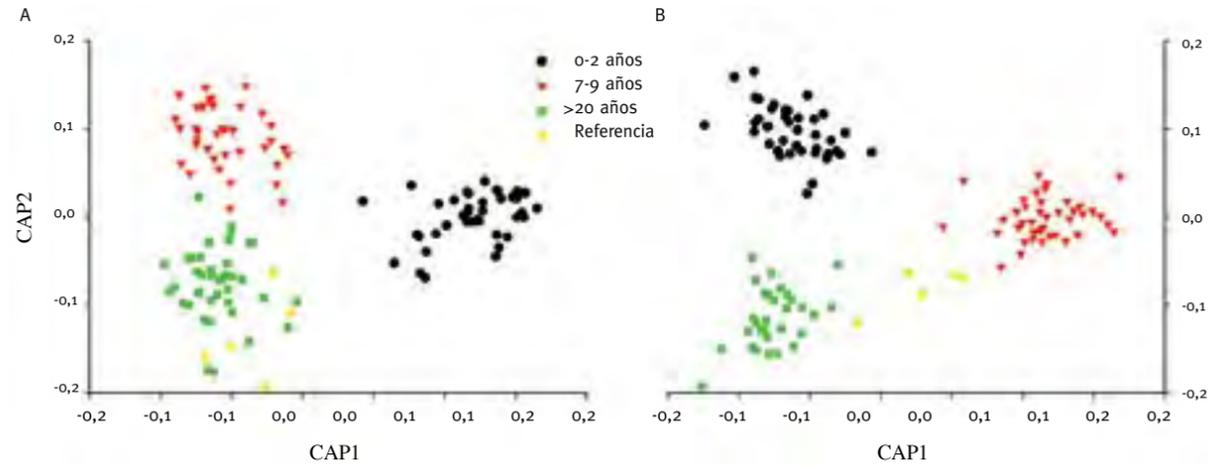
Matesanz *et al.* (2006) demuestran la efectividad de la colonización espontánea desde las zonas cercanas de matorral y cultivos en unos terraplenes de la Autopista A-7 en Málaga con pendientes inferiores a 27°, suelos relativamente ricos y aireados, y con un clima mediterráneo subhúmedo. Estos autores obtuvieron en terraplenes no tratados de reciente construcción y al menos durante los dos primeros años, una cobertura vegetal y una riqueza de especies elevadas, similares a las que se alcanzaron aplicando una hidrosiembra con una mezcla de especies comerciales (Figura 14).



**Figura 14.** Influencia de la hidrosiembra (frente a la restauración pasiva) en la cobertura vegetal y riqueza de especies de terraplenes de la Autovía A-7 (Málaga). No se aprecian grandes diferencias entre los tratamientos 2 y 3 años tras la hidrosiembra (2003 y 2004, respectivamente). Modificado a partir de Matesanz *et al.*, 2006.

La importante contribución de las manchas circundantes de vegetación natural a la colonización de los taludes también queda reflejada en las Figuras 15 y 16, en las que se aprecian cambios en la composición florística de las comunidades de terraplenes de 0-2, 7-9 y 20 años de las autopistas de Madrid y de Málaga. Los resultados

de este estudio (García-Palacios *et al.*, *datos no publicados*) sugieren que la cercanía de manchas formadas por dehesas de *Retama sphaerocarpa* en Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Ulex parviflorus* en Málaga constituye uno de los motores principales para guiar la sucesión de estas comunidades.



**Figura 15.** Cambios en la composición florística en distintos taludes de Madrid (A) y Málaga (B) de edades comprendidas entre 0 y 20 años. También se incluye la composición florística de la vegetación natural circundante, llamada 'referencia', en ambas localidades (dehesa de *Retama sphaerocarpa* para Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Ulex parviflorus* para Málaga). Los dos ejes (CAP 1 y CAP 2) son el resultado de una ordenación (análisis canónico de coordenadas principales) realizada para representar gráficamente la composición de la vegetación. La distancia entre puntos representa la similitud en la composición florística. Datos de García-Palacios *et al.* (*datos no publicados*).

Bochet *et al.* (2007a) recomiendan que durante la ejecución de las obras se mantenga una banda de vegetación natural de al menos 20 m de ancho en la cabecera o al pie de los taludes. Además de tener implicaciones beneficiosas evidentes en el caso de la restauración pasiva, estas medidas contribuyen también a mejorar los resultados de los proyectos

de restauración activa acelerando el proceso de colonización. En caso de ausencia de vegetación natural circundante o de llegada insuficiente de semillas al talud, se pueden aplicar otras medidas que permitan incorporar las semillas de forma activa, como la adición de tierra vegetal o la hidrosiembra (apartados IV.2 y 3, respectivamente).

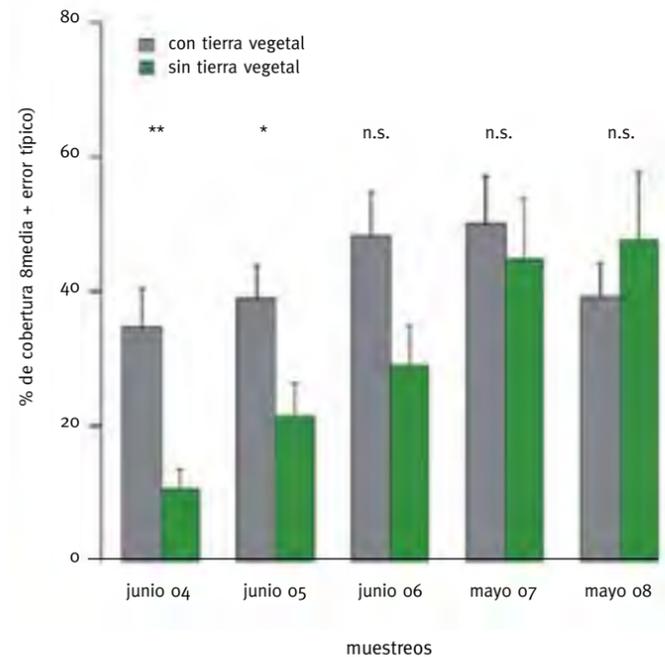


**Figura 16.** Cronosecuencia de terraplenes de distinta edad (de 0 a 20 años) en diversas autopistas de las provincias de Madrid y Málaga. Las últimas dos fotos representan las zonas circundantes de vegetación natural: una dehesa de *Retama sphaerocarpa* para Madrid y matorrales de *Chamaerops humilis* y *Pistacia lentiscus* para Málaga (Fotos: Santiago Soliveres Codina y Pablo García-Palacios).

## 2. Mejora del suelo y banco de semillas

Las limitaciones abióticas pueden ser suplidas mediante distintas técnicas de restauración que consisten en la aplicación en los taludes de mulches (Brofas y Varelides 2000), fertilizantes (Petersen *et al.* 2004), enmiendas orgánicas (de Ona y Osorio 2006) o tierra vegetal (Balaguer 2002) (véase Capítulo 6.3). Entre las diferentes medidas

existentes, la adición de tierra vegetal presenta la ventaja añadida de ser capaz de contrarrestar al mismo tiempo el filtro de la dispersión. En efecto, la tierra vegetal cumple la doble función de a) mitigar las malas condiciones abióticas del suelo por su mayor contenido en materia orgánica y microorganismos y b) aportar semillas al talud mediante el banco natural de semillas contenido en el suelo.



**Figura 17.** Influencia de la aplicación de tierra vegetal en la densidad de vegetación (media  $\pm$  error típico) alcanzada a lo largo de 4 años en parcelas experimentales en terraplenes de la carretera N-330 (Utiel, Comunidad Valenciana). Los taludes se acabaron de construir en septiembre de 2003. \* $P \leq 0,05$ ; \*\* $P \leq 0,01$ ; n.s.: diferencia no significativa estadísticamente. Modificado a partir de Tormo *et al.*, 2009.

Un gran número de estudios en ambientes de características muy diversas destaca los beneficios de esta técnica para la restauración de taludes de infraestructuras lineales (Albaladejo *et al.* 2000; Holmes 2001; Bowen *et al.* 2005). Por ejemplo, Tormo *et al.* (2007) obtienen en taludes de la N-330 en Utiel (Valencia) que, al menos durante los dos primeros años, las coberturas vegetales en terraplenes en los que se ha aportado tierra vegetal son superiores que en terraplenes-control sin tierra vegetal (Figura 17). Las parcelas no tratadas tardaron tres años en alcanzar valores medios de cobertura vegetal equivalentes a los que se registraron el primer año en las parcelas con tierra vegetal. No obstante, en esta región con condiciones climáticas severas, las coberturas vegetales alcanzadas en el primer año tras la aplicación de la tierra vegetal (35%) son insuficientes para poder garantizar un

control eficiente de la erosión en caso de lluvias intensas (Gyssels *et al.* 2005; Bochet *et al.* 2010a). En estas condiciones, es aconsejable optar por un tratamiento que combina el aporte de tierra vegetal y la hidrosiembra de semillas de especies cuidadosamente seleccionadas para garantizar el éxito de la restauración (Bochet *et al.* 2010a; véase apartado IV.3). Valladares *et al.* (2004) también ponen de manifiesto la eficacia de la tierra vegetal, al menos durante los tres primeros años, en desmontes hidrosiembrados de baja pendiente ( $26^\circ$ ) de la autopista A-7 (Málaga) (Figura 18). Por otro lado, el beneficio a largo plazo del aporte de tierra vegetal ha sido evidenciado por Wali (1999), al observar, 45 años después del tratamiento, un grado de evolución de la vegetación varias décadas más avanzado en taludes de minería tratados con tierra vegetal que en aquellos no tratados.

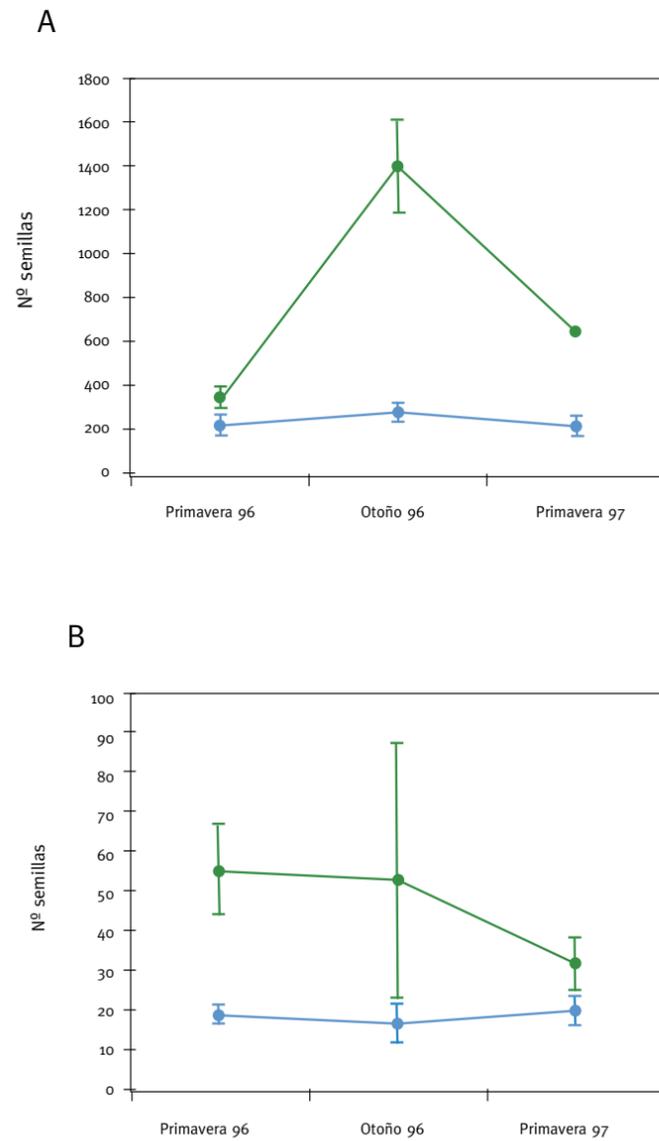


**Figura 18.** El efecto de la adición de tierra vegetal en la cubierta vegetal en un desmonte hidrosiembrado de la Autopista de la Costa del Sol (Málaga) fue muy patente desde un principio, así como tres años después del tratamiento. La cobertura en las zonas con tierra vegetal fue muy superior a la de las zonas sin tierra vegetal durante todo el periodo de seguimiento (3 años). Extraído de Valladares *et al.*, 2004.

No obstante, el éxito de la aplicación de la tierra vegetal puede ser muy variable dependiendo de su manejo durante las operaciones de decapado, acopio y extendido del suelo (Balaguer 2002). Mola *et al.* (2011) demuestran que el aporte de semillas a los taludes mediante el banco natural de semillas contenido en la tierra vegetal es escaso con las prácticas actuales de manejo de la tierra vegetal y sugieren que la influencia positiva de la tierra vegetal en la revegetación de los taludes se debe, en gran medida, a la mejora de las condiciones abióticas del sustrato.

No obstante, los estudios sobre la estructura y dinámica de bancos de semillas en otros ambientes

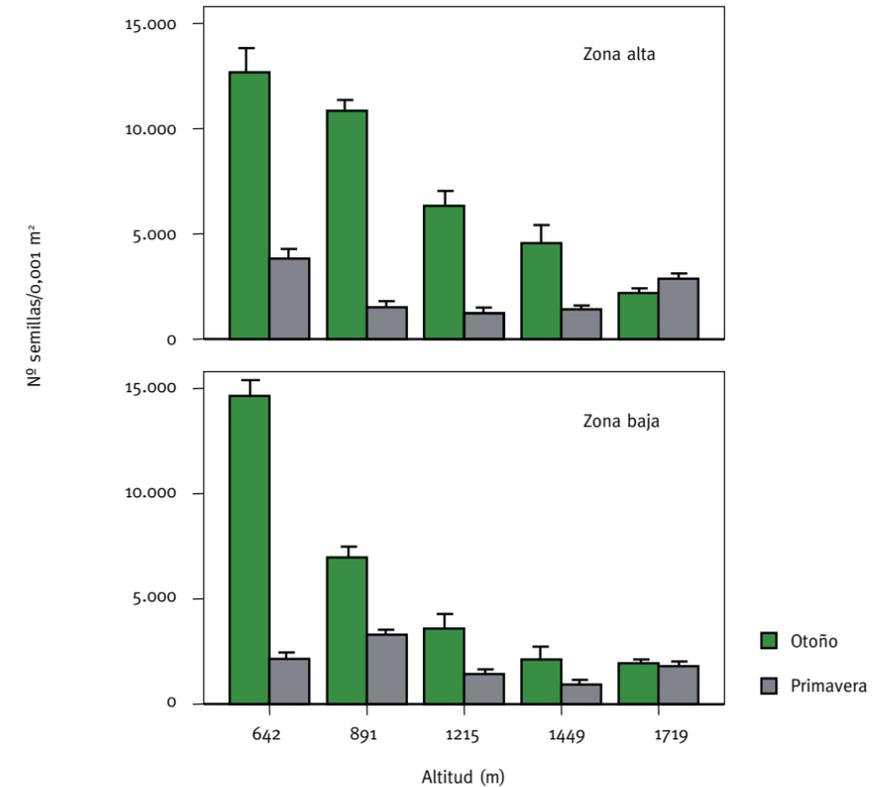
proporcionan informaciones útiles para un manejo más adecuado de la tierra vegetal en los ambientes de taludes de carretera, con repercusiones beneficiosas sobre el rendimiento del banco de semillas. Por ejemplo, Traba *et al.* (2006) constatan en distintos ecosistemas de ambientes ácidos mediterráneos que la mayoría de las semillas viables se encuentran en los primeros 5 cm de profundidad del suelo (Figura 19). Otros estudios realizados en ecosistemas desérticos o en canteras de minería apoyan estas observaciones, puntualizando que el 80-90% de las semillas viables se encuentran en la capa más superficial del suelo, es decir, en los primeros 2 cm (Tacey y Glossop 1980; Kemp 1989).



**Figura 19.** Número de semillas por sonda (16 cm<sup>3</sup>) en distintos ecosistemas de ambientes ácidos mediterráneos (verde: pastizales pastoreados, azul: matorrales sin pastoreo). Datos correspondientes a una superficie de muestreo de 320 cm<sup>2</sup> (20 sondas de 16 cm<sup>2</sup> en cada parcela) y una profundidad de suelo de 0-5 cm (gráfica A) y de 5-10 cm (gráfica B). Nótese las diferentes escalas de cada gráfica. Datos de Traba *et al.*, 2006.

Por otro lado, se ha constatado en ambientes mediterráneos que la cantidad de semillas viables en el banco del suelo presenta un ciclo anual con un máximo durante el verano, antes de que las primeras lluvias de otoño hayan provocado la germinación de la mayor parte de las anuales, y un mínimo al principio de la primavera, antes de que hayan producido semillas las especies vernaes (Ortega *et al.* 1997). Esta fluctuación es tanto mayor cuanto mayor es el grado de perturbación del sistema. Así, por ejemplo,

cuando se comparan pastizales a lo largo de un gradiente altitudinal de 500 a 1.800 m en la vertiente sur de la sierra de Guadarrama, se encuentra que los pastos dominados por anuales presentan una alta fluctuación intraanual que va desde 1.300 semillas viables/16 cm<sup>2</sup> en otoño a 250 semillas a principios de primavera, mientras que los pastos supraforestales presentan una fluctuación desde 300 semillas viables/16 cm<sup>2</sup> a 200 en las mismas épocas del año respectivamente (Figura 20).



**Figura 20.** Media del número de semillas viables, en otoño y primavera, en los 10 cm superficiales de suelo. Las muestras fueron recogidas en parcelas pastoreadas de zonas altas y bajas de ladera, a lo largo de un gradiente altitudinal en la Sierra de Guadarrama (Madrid). Extraído de Ortega *et al.*, 1997.

Asimismo, diversos estudios indican que el espesor del suelo influye en la germinación de las semillas, con una profundidad óptima igual o inferior a 2 cm (Andrade *et al.* 1997; Torma y Hodi 2000; Traba *et al.* 2004). Estos estudios demuestran que espesores de suelo excesivos, superiores a 10 cm, pueden incluso inhibir la germinación de las semillas o la emergencia de los brotes.

En resumen, estos datos indican que para conseguir un rendimiento óptimo del banco de semillas en la tierra vegetal, se debe realizar un decapado superficial del terreno a desbrozar (de los primeros 5 cm, en lugar de los 20-25 cm que recomiendan los proyectos) al final del verano y antes de las primeras lluvias, y se debe aplicar una capa muy poco profunda de tierra vegetal (5 cm en lugar de los 30-35 cm que recomiendan los proyectos). No obstante, se necesita una maquinaria apropiada para garantizar un decapado superficial del suelo.

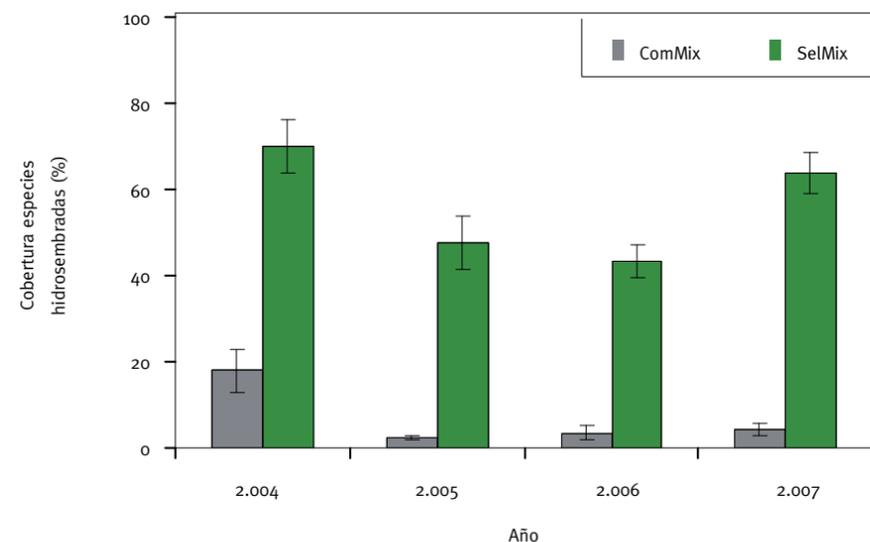
### 3. Selección de especies adaptadas a las condiciones de la zona a restaurar

Para mitigar los efectos de una restringida disponibilidad de semillas y favorecer el proceso de sucesión en los taludes, se recurre muy frecuentemente a la adición antrópica de semillas mediante hidrosiembra (véase Capítulo 7.4). Desafortunadamente, las especies seleccionadas para las hidrosiembras se limitan habitualmente a un reducido número de especies disponibles en el mercado (especies comerciales), y que se recomiendan indiscriminadamente para cualquier escenario geográfico, edáfico o climático (Balaguer 2002). Sin embargo, el éxito de las hidrosiembras reside en gran medida en una selección apropiada de las especies a sembrar. Estas tienen que ser capaces de superar los filtros ecológicos que controlan su establecimiento en el talud. Una vez superado el filtro de la dispersión gracias a la hidrosiembra, la incapacidad de muchas de las especies

incluidas en las mezclas de semillas comerciales de superar el filtro abiótico es una de las causas más frecuentes de fracaso. Como alternativa, se ha propuesto el uso de especies locales (del *pool* local externo; Figura 1) tras comprobarse en distintos ambientes mediante siembras experimentales que se establecen mejor que las especies comerciales usadas en mezclas estándares (Paschke *et al.* 2000; Prach 2003; Tinsley *et al.* 2006). Desde el punto de vista de la restauración del capital natural, en forma de bienes y servicios, el uso de especies locales es altamente recomendable por sus ventajas ecológicas y geomorfológicas, tales como la preservación de la integridad genética, la conservación de la diversidad local, la compatibilidad con otras especies locales y el control eficiente de la erosión (Petersen *et al.* 2004; Tinsley *et al.* 2006; Steinfeld *et al.* 2007).

No obstante, la teoría sobre los filtros ecológicos nos advierte que el uso de especies 'locales' (del *pool* local externo; Figura 1) no siempre garantiza el éxito de la revegetación. El experimento de Tormo *et al.* (2006) corrobora esta idea, dado que varias de las especies sembradas del *pool* local no fueron capaces de establecerse en las condiciones limitantes de los taludes (Figura 4). Por ello, Bochet *et al.* (2010b) proponen una metodología de selección de especies, basada en la idea de que aquellas especies capaces de colonizar espontáneamente y de forma abundante los taludes son especies idóneas, que están adaptadas

a las condiciones locales de estos y que presentan, por tanto, ciertas garantías de éxito para la revegetación de estas laderas. El proceso de selección se divide en dos fases. En primer lugar, la identificación mediante inventarios florísticos de las especies que colonizan con éxito los taludes y, en segundo lugar, la validación del proceso de selección mediante siembras experimentales a pequeña escala con las especies identificadas. Esta segunda fase es importante también para descartar problemas de competencia entre especies seleccionadas para las mezclas (Matesanz y Valladares 2007). Aplicando este método a taludes de la comarca de Requena-Utiel, Bochet *et al.* (2010b) identificaron, entre las especies del *pool* local externo, 41 especies capaces de colonizar espontáneamente y con éxito al menos uno de los cuatro tipos de taludes estudiados (terraplén norte, terraplén sur, desmonte norte, desmonte sur, Tabla 3). En la fase de validación, se demostró mediante una hidrosiembra en unos terraplenes de la N-330 (Utiel, Valencia), un mayor establecimiento de la vegetación con la mezcla de semillas de especies seleccionadas a partir de esa lista de 41 especies ('colonizadoras con éxito') en comparación con una mezcla de semillas de especies comerciales utilizada habitualmente en esta región para la revegetación de taludes (NTJ o8H 1996). Las densidades de cobertura vegetal fueron de 4 a 15 veces mayores, durante al menos los cuatro primeros años, para la mezcla de especies locales seleccionadas con este método (Figura 21).



**Figura 21.** Cobertura vegetal (media  $\pm$  desviación estándar) proporcionada por las especies sembradas incluidas en la mezcla de especies seleccionadas (SelMix, especies colonizadoras espontáneas con éxito) y en la mezcla estándar de especies comerciales (ComMix), durante los cuatro primeros años tras una hidrosiembra a pequeña escala. La hidrosiembra se realizó en septiembre de 2003. Modificado a partir de Bochet *et al.*, 2010b.

Evidentemente, este método garantiza el éxito de las especies seleccionadas únicamente para unas condiciones ecológicas y un tipo de hábitat similares a los de las zonas inventariadas. No obstante, dado que las especies son capaces de superar los filtros gracias a sus características funcionales (véase apartado III.4), la identificación de los rasgos funcionales asociados al éxito de las especies colonizadoras de taludes podría ser útil para la elaboración de unos criterios técnicos eficaces de selección de especies en un amplio rango de condiciones ambientales (Cano y Montalvo 2003; Karim y Malik 2008). Por ejemplo, Cano y Montalvo (2003) proponen una tipificación integrada de las plantas de las comunidades de desmontes de sustratos graníticos de la provincia de Pontevedra, incluyendo una evaluación de las aptitudes de los tipos encontrados para el control de la erosión. Los resultados de la evaluación muestran siete tipos distintos de plantas, que se discriminan por sus atributos relacionados con la adecuación ambiental, la protección aérea, la protección subterránea, la persistencia y el valor estético. Mediante este sistema de clasificación, se constata que el 96% de las especies colonizadoras de desmontes son poco exigentes en cuanto a nutrientes y presentan buenas aptitudes protectoras frente a la erosión (alta protección superficial y crecimiento horizontal rápido). Sin embargo, el 48% de las especies recomendadas para la restauración de estos ambientes tienen un valor protector global de bajo a muy bajo, bien por no estar adaptadas a las condiciones generales de los taludes, bien por no proveer suficiente protección superficial. Estos resultados y el bajo porcentaje de especies comunes (13%) entre las especies colonizadoras espontáneas y las recomendadas sugieren un deficiente conocimiento de las especies adaptadas, una limitada disponibilidad comercial y la existencia de criterios de selección inadecuados.

#### 4. Utilización de las interacciones planta-planta para la restauración

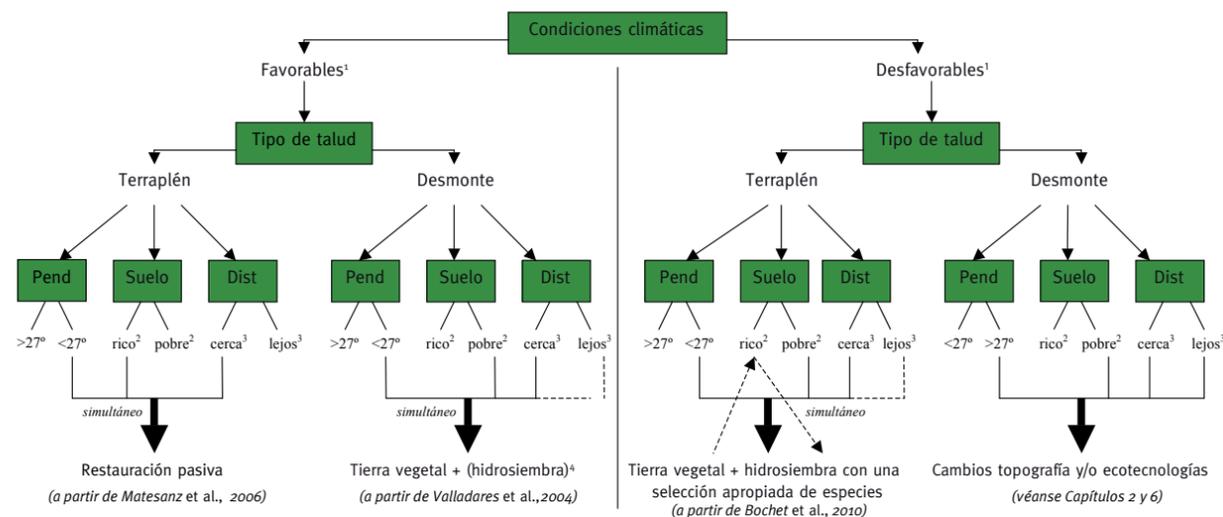
La utilización de las interacciones positivas entre plantas en restauración tiene potencial para mejorar el éxito de los proyectos de restauración, reduciendo a su vez el gasto en mantenimiento de estos

lugares (Padilla y Pugnaire 2006). Más concretamente, las especies herbáceas, promovidas al principio de la restauración por su rápido crecimiento y su potencial para evitar la erosión, podrían facilitar el establecimiento de especies leñosas (Maestre *et al.* 2001), o incluso de otras especies herbáceas, dando lugar a incrementos en la diversidad y cobertura de las comunidades del talud. Sin embargo, el uso de estas especies herbáceas como plantas facilitadoras, ya sea de herbáceas o leñosas, permanece pobremente estudiado en estos medios. Las interacciones herbácea-herbácea en estos medios son completamente desconocidas y los escasos estudios sobre las interacciones herbácea-leñosa apuntan a que la competencia es más importante que la facilitación en estos medios (Soliveres *et al.*, *en revisión*; véase Capítulo 6.7).

#### 5. Clave dicotómica para la toma de decisiones

En la Figura 22 proponemos una herramienta útil, en forma de clave dicotómica, para ayudar en la toma de decisiones para la restauración de taludes de carretera. Esta clave se basa en una primera propuesta de Matesanz *et al.* (2006), parcialmente completada a partir de varios trabajos presentados en este capítulo. En la clave se identifican cinco criterios principales para la toma de decisiones (el clima, el suelo, el tipo y la pendiente del talud, y la proximidad de zonas de vegetación natural).

La Figura 22 pone de manifiesto que uno de los mayores retos para el futuro reside ahora en la restauración de los desmontes con pendientes elevadas ( $>27^\circ$ , y sobre todo  $>45^\circ$ ), en los que la ejecución del extendido de tierra vegetal representa una maniobra arriesgada y peligrosa y la aplicación de hidrosiembras no tiene éxito. El éxito de la restauración de estas laderas pasa por realizar cambios en la macrotopografía, reduciendo la inclinación, la morfología y la longitud de las pendientes, o en la microtopografía, aumentando la rugosidad del suelo y creando zonas de menor compactación, antes de poder aplicar cualquier medida complementaria de restauración que facilite el establecimiento de la vegetación (véase Capítulo 3).



**Figura 22.** Clave dicotómica para la toma de decisiones en la restauración de taludes de carretera. Los criterios a tener en cuenta aparecen en los recuadros verdes: condiciones climáticas, tipo de talud, ángulo de la pendiente (Pend), condiciones del suelo (Suelo), y distancia a la vegetación natural circundante (Dist). Las líneas punteadas derivan de extrapolaciones indirectas.

1 Umbral de condiciones climáticas 'favorables/desfavorables': las condiciones climáticas son desfavorables a partir del momento en que existe un periodo largo en el que el crecimiento vegetativo no es posible o está fuertemente limitado por la sequía. Este punto crítico se da cuando hay más de tres meses seguidos de sequía o cuando la precipitación media anual es inferior o igual a 350 mm (en la Península Ibérica, condiciones de ombroclima semiárido o árido según Rivas Martínez 1983).

2 Umbral de suelo 'rico/pobre': un suelo es considerado pobre a partir del momento en que los 10 cm de tierra del talud que quedan expuestos a soportar la colonización vegetal están compuestos de tierra mineral que nunca ha estado expuesta a meteorización previamente (material litológico puro o tierra proveniente de horizontes de suelo no superficiales) o si existe una limitación edáfica especial (salinidad, contaminación, etc.).

3 Umbral de distancia del talud a la flora natural 'cercana/lejana': la vegetación natural se considera cercana en un intervalo de entre 0 m y mínimo 150 m desde el talud. Estos resultados se basan en el trabajo de Bochet *et al.* (2007a) en el que los autores no encuentran una limitación importante a la colonización por falta de propágulos en un intervalo 0 a 150 m desde el talud, aunque sí encuentran una segregación de las especies de acuerdo con su mecanismo de dispersión, viéndose favorecidas aquellas especies que se dispersan a larga distancia.

4 Valladares *et al.* (2004) consiguen buenos resultados con este tratamiento combinado de tierra vegetal + hidrosiembra. No obstante, podría ser que el único tratamiento de extendido de tierra vegetal fuese suficiente (y la hidrosiembra innecesaria) para alcanzar resultados similares.

## V. CONCLUSIONES

En este capítulo, se ha puesto de manifiesto la importancia del conocimiento de los principios y teorías que rigen el desarrollo de las comunidades de ecosistemas degradados en el éxito de su restauración.

A partir de distintos estudios basados en el método científico, en primer lugar, se han identificado los filtros ecológicos que controlan la colonización y la sucesión en los taludes de infraestructuras lineales y, en segundo lugar, se han propuesto medidas de restauración eficaces, basadas en la manipulación de estos filtros, para distintos escenarios climáticos, topográficos, edáficos y paisajísticos.

Antes de tomar cualquier decisión en un proyecto de restauración, y siempre que sea posible, conviene llevar a cabo un estudio de las variables ambientales que condicionan la zona a restaurar (clima, suelo, topografía, flora, proximidad de la vegetación natural...). Esta prospección permitirá orientar la elección de las medidas más adecuadas y garantizar su viabilidad y rentabilidad en términos de coste/ beneficio.

No obstante, no siempre es necesario intervenir, ya que en ocasiones la colonización natural es suficiente para proporcionar una cobertura vegetal eficaz en el control de la erosión y la estabilización del suelo.

Además, cualquier actuación que favorezca los procesos espontáneos de colonización, regeneración y sucesión dará lugar a ecosistemas más sostenibles a largo plazo.

Las técnicas convencionales de extendido de tierra vegetal y/o hidrosiembra pueden proporcionar resultados satisfactorios siempre y cuando se optimice su rendimiento con un manejo apropiado de la tierra vegetal y/o con una selección adecuada de las especies hidrosembradas.

La revegetación de los desmontes de elevada pendiente sigue representando un reto importante para el futuro. También se hace necesario un mayor conocimiento sobre la evolución de las comunidades de taludes a medio y largo plazo.

Finalmente, los estudios enfocados a la restauración de taludes de carretera cobrarán realmente sentido cuando estén al alcance de los gestores con el fin de ser aplicados en restauración de los taludes de infraestructuras lineales.

## VI. PREGUNTAS CLAVE

**¿Es importante conocer los procesos ecológicos que determinan el ensamblaje de las especies en comunidades para la restauración de los taludes de infraestructuras lineales?**

Sí. Los procesos ecológicos que determinan el ensamblaje de las especies pueden verse limitados en los taludes por una serie de factores (abióticos, bióticos o de disponibilidad de semillas), también llamados 'filtros ecológicos'. La identificación de los filtros más limitantes al establecimiento de las plantas en estos ambientes es sumamente importante, como paso previo a la toma de decisiones, para el éxito de su restauración. Asimismo, la restauración consiste en la manipulación, conscientemente, del o de los filtros más limitantes con el objetivo de acelerar o dirigir el proceso de colonización vegetal.

**¿La colonización espontánea de los taludes de infraestructuras lineales por algunas especies (y no por otras) se debe al azar?**

No. La colonización de los taludes responde a un proceso de selección de las especies locales (de la zona) a través de los distintos filtros ecológicos. La selección de las especies se hace en función de sus características, que reflejan su capacidad para llegar, germinar, establecerse y competir en el talud.

**¿Cuál es el factor más limitante para el establecimiento de las plantas en los taludes de infraestructuras lineales?**

Las malas condiciones geomorfológicas, edáficas y biológicas que caracterizan habitualmente a los taludes al término de la obra suelen ser limitantes en las primeras etapas de la colonización de los taludes (germinación de las semillas y supervivencia de las

plántulas), sobre todo en desmontes y en climas secos. En las etapas posteriores de la sucesión, el filtro biótico (competencia) puede cobrar una mayor importancia, al menos en terraplenes y climas húmedos.

**¿Cuándo actuar (restauración pasiva o activa)?**

Las malas condiciones abióticas de los taludes al término de la obra comprometen en gran medida el éxito de una colonización rápida de estas laderas y, por tanto, también de una restauración pasiva. Solo en condiciones climatológicas, topográficas, geológicas y edafológicas muy favorables, se podrá optar por una restauración pasiva. Estas circunstancias se dan en presencia de precipitaciones y temperaturas adecuadas y de laderas de pendiente suave, sin afloramientos rocosos y suelos sin carencias nutritivas o problemas físicos importantes (nutrientes, compactación) y próximas a zonas de vegetación natural (véase Figura 22). Sin embargo, cuando al menos uno de estos factores sea menos favorable para el establecimiento de la vegetación, se optará por una restauración activa, con una cuidadosa elección de las técnicas de restauración más adecuadas en función de los filtros más limitantes en cada situación.

**¿Cómo actuar?**

Las medidas de restauración que se toman deben de estar dirigidas a contrarrestar el efecto del o de los filtros más limitantes al establecimiento de las plantas en cada circunstancia. Por ejemplo, una escasa disponibilidad de semillas debida a la ausencia de vegetación natural en las proximidades de los taludes puede ser suplida bien por la aplicación de una capa de tierra vegetal en buenas condiciones, que incluye el banco de semillas de las especies locales, bien por la hidrosiembra de semillas de

especies elegidas por su capacidad de adaptación a las condiciones del medio. La aplicación de tierra vegetal también permite contrarrestar las limitaciones derivadas de unas malas condiciones edáficas del suelo.

#### **¿Cómo optimizar el contenido de semillas en la tierra vegetal?**

En el trazado de la obra, extraer la capa superficial con una profundidad máxima de 10 cm, ya que por debajo de esta profundidad el número de semillas viables es mínimo. Esto supone el uso de una maquinaria apropiada para garantizar una extracción

superficial del suelo. En la medida de lo posible, coger la tierra vegetal al final del otoño cuando el contenido en semillas viables es máximo. Tratar de no almacenar la tierra vegetal, incorporándola a taludes recién construidos en zonas próximas a la extracción para maximizar la presencia de ecotipos adaptados a las condiciones climáticas y edáficas locales. En caso de que la tierra vegetal sea almacenada, hacerlo en montones pequeños y poco compactados, y si las semillas han germinado, esperar a que las plantas produzcan nuevas semillas que se incorporen al suelo. Extender la tierra vegetal en capas finas (menos de 5 cm), ya que semillas de herbáceas enterradas a más profundidad no serán capaces de emerger.

## VII. ERRORES HABITUALES

#### **Uso de especies 'autóctonas' en las hidrosiembras, independientemente de su capacidad de adaptación a las condiciones de los taludes**

Desde hace unos años se recomienda incluir una proporción determinada de semillas de especies 'autóctonas' en las mezclas usadas en las hidrosiembras de taludes de carretera. Aunque son especies vinculadas a la zona, puesto que pertenecen al *pool* externo de especies locales, no suelen ser especies adaptadas a las condiciones abióticas de los taludes, al menos en las primeras fases de la sucesión. Suelen ser especies más propias de situaciones estables, que aparecen en estadios más avanzados de la sucesión vegetal. En este sentido, el término de 'especies autóctonas' usado extensamente en el contexto de la restauración de taludes de carretera debería hacer referencia a aquellas especies autóctonas pero asociadas a entornos y condiciones ecológicas similares al de los taludes, y no a las formaciones forestales o de máximo nivel de desarrollo características de la región (véase sección IV.3).

#### **Uso de unas mismas mezclas de semillas en las hidrosiembras de taludes de distinto tipo y orientación**

Dado que la intensidad de los factores que limitan el establecimiento de las plantas en los taludes varía en función del tipo y orientación de los taludes (erosión, competencia, compactación, disponibilidad de agua...) y que los filtros seleccionan a las especies en función de sus rasgos, las mezclas de semillas para las hidrosiembras deberían de

diseñarse tomando en consideración estas diferencias. No obstante, esta propuesta encarece los costes de la restauración, al mismo tiempo que ralentiza su ejecución. Una solución alternativa consistiría en elaborar mezclas de semillas que incluyan especies capaces de establecerse con éxito en todos los tipos y orientaciones de taludes de una misma zona (véase el ejemplo de especies en la Tabla 3 para la zona de la Autovía A-3, a la altura de la Plana de Utiel-Requena, en la Comunidad Valenciana).

#### **Exclusión de la vegetación natural circundante en el proyecto previo de construcción y en la fase de restauración**

En la mayoría de las ocasiones, la existencia de vegetación natural en los alrededores de la obra suele obviarse desde las fases iniciales de construcción de la infraestructura, ya que estas zonas no se consideran parte de la obra. Si a esto le sumamos las dificultades económicas que conlleva la inclusión de más terreno en el proyecto, la realidad es que pocas veces se aprovecha la presencia de manchas de vegetación natural como agente de restauración pasivo, e incluso se desbrozan para disminuir la probabilidad de incendios ocasionados por el tráfico. En este capítulo, se ha destacado los beneficios de determinados tipos de hábitat y de su proximidad al talud como fuente de semillas para la colonización de los taludes. La evaluación previa de estos indicadores (tipo de hábitat y distancia al talud) permitirá determinar si interesa incluir las zonas de vegetación natural cercanas en el proyecto de restauración del talud.

#### **Uso de unas mismas técnicas de restauración para cualquier escenario geográfico, climático o edáfico**

El uso habitual de 'recetas' generales para la restauración de los taludes de infraestructuras lineales se ha traducido en la utilización de unas mismas técnicas de restauración para cualquier escenario geográfico, climático o edáfico. Esto conduce a la aplicación de técnicas muy caras (p.e., hidrosiembras o esparcido de tierra vegetal), de las que se

podría prescindir en muchas ocasiones, bien porque las condiciones climáticas y edáficas permiten una colonización espontánea rápida a partir de la vegetación natural circundante, bien porque están condenadas al fracaso en condiciones extremas, como es el caso en los desmontes de elevada pendiente. Por tanto, para rentabilizar al máximo la inversión económica de los proyectos, se debe seleccionar concienzudamente la o las técnicas de restauración más apropiadas para cada circunstancia.

## VIII. BIBLIOGRAFÍA

Acosta, B. 2005. Comportamiento de los componentes aéreo y subterráneo de pastizales en diferentes condiciones ambientales. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

Albaladejo, J., J. Álvarez, J. Querejeta, E. Díaz, y V. Castillo. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11:315-325.

Alborch, B., P. García-Fayos, y E. Bochet. 2003. Estimación de los filtros ecológicos que controlan la colonización de taludes de carretera a partir del estudio del banco de semillas del suelo. *Ecología* 17:65-75.

Andrade, M.A., D.D. Pereira, G.V. Dornelas, y E.S.D. Santos. 1997. Influence of position and depth of sowing in the germination of seeds of *Caesalpinia leiostachya* Ducke. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Serie Botanica* 11:43-53.

Andrés, P., y M. Jorba. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.

Andrés, P., V. Zapater, y M. Pamplona. 1996. Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4:51-60.

Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* 11:72-82.

Basset, I.E., R.C. Simcock, y N.D. Mitchell. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30:827-833.

Bertness, M. D., y R.M. Callaway. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191-193.

Bochet, E., y P. García-Fayos. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12:166-174.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2007a. Road-slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15:88-96.

Bochet E., P. García-Fayos, B. Alborch, y J. Tormo. 2007b. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295:179-191.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Poesen. 2009. Topographic thresholds for plant colonization on semiarid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 34:1758-1771.

Bochet, J., J. Tormo, y P. García-Fayos. 2010a. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation and Development* 21:110-121.

Bochet, E., P. García-Fayos, y J. Tormo. 2010b. Native species for roadslope revegetation: selection, validation and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18:656-663.

Bowen, C.K., G.E. Schuman, R.A. Olson, y L.J. Ingram. 2005. Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management* 19:267-284.

Brofas, G., y C. Varelides. 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation and Development* 11:375-382.

Burke, M.J.W., y J.P. Grime. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77:776-790.

Campbell, D.R., L. Rochefort, y C. Lavoie. 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40:78-91.

Cano, A., R. Navia, I. Amezaga, y J. Montalvo. 2002. Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecological Engineering* 18: 489-498.

Cano, A., y J. Montalvo. 2003. Tipos y estereotipos de plantas contra la erosión: evaluación multicriterio aplicada a taludes. Páginas 179-182. R. Bienes y M.J. Marqués, eds. *Control de la Erosión y Degradación del Suelo. Libro de Actas del I Simposio Nacional sobre Control de la Erosión y Degradación del Suelo. Madrid 9-11 de julio de 2003.*

Chambers, J.C., y J.A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 25:263-292.

Del Moral, R., y D.M. Wood. 1993. Early primary succession on the volcano Mount St. Helens. *Journal of Vegetation Science* 4:223-234.

De Ona, J., y F. Osorio. 2006. Application of sludge from urban wastewater treatment plants in roads' embankments. *Journal of Hazardous Materials* 131: 37-45.

Dzwonko, Z., y S. Loster. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19:195-204.

Enríquez de Salamanca, A., M.J. Carrasco, y J.M. Varela. 2004. Seguimiento de la eficacia de la restauración vegetal de los taludes de autovías. *Ingeniería civil* 134:27-35.

Espigares, T., y B. Peco. 1993. Mediterranean annual pastures dynamics: the role of germination. *Journal of Vegetation Science* 4:189-194.

Espigares, T., y B. Peco. 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: the impact of drought. *Journal of Ecology* 83:135-142.

Fattorini, M., y S. Halle. 2004. The dynamic environmental filter model: How do filtering effects change in assembling communities after disturbance? Páginas

96-114. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice.* Island Press, Washington, D.C.

Garañeda-Bermejo, R., C. Martínez-Ruiz, y B. Fernández-Santos. 2002. Diversidad durante la sucesión en taludes de carreteras de la Provincia de Salamanca. Páginas 135-140. C. Chocarro, F. Santiveri, R. Fanlo, I. Bovet y J. Lloveras, eds. *Producción de pastos, forrajes y céspedes.* Edicions de la Universitat de Lleida, Lleida.

García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. Páginas 309-334. F. Valladares, ed. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante.* Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

García-Fayos, P., T.M. Recatalá, A. Cerdà, y A. Calvo. 1995. Seed population dynamics on badland slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 6:691-696.

García-Fayos, P., y A. Cerdà. 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena* 29:73-83.

García-Fayos, P., E. Bochet, y A. Cerdà. 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant and Soil* 334:289-297.

Guerrero-Campo, J., S. Palacio, y G. Montserrat-Martí. 2008. Plant traits enabling survival in Mediterranean badlands in northeastern Spain suffering from soil erosion. *Journal of Vegetation Science* 19:457-464.

Gyssels, G., J. Poesen, E. Bochet, y Y. Li. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29:1-28.

Halle, S., y M. Fattorini. 2004. Advances in restoration ecology: Insights from aquatic and terrestrial ecosystems. Páginas 10-33. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice.* Island Press, Washington, D.C.

Hardt, R.A., y R.T.T. Forman. 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology* 70:1252-1260.

Heindl, B., y I. Ullmann. 1991. Roadside vegetation in Mediterranean France. *Phytocoenologia* 20:111-141.

Holmes, P.M. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 9:71-84.

Karim, M.N., y A.U. Mallik. 2008. *Roadside revegetation by native plants - I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits.* *Ecological Engineering* 32:222-237.

Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164.

Kemp, P.R. 1989. Seed bank and vegetation processes in deserts. Páginas 257-281. M.L. Lek, V.T. Parker, y R.L. Simpson, eds. *Ecology of soil seed banks.* Academic Press, San Diego, CA.

Kirkman, L.K., K.L. Coffey, R.J. Mitchell, y E.B. Moser. 2004. Ground cover recovery patterns and life-history traits: implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *Journal of Ecology* 92:409-421.

Kirmer, A., y E.G. Mahn. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4:19-27.

Maestre, F.T., S. Bautista, J. Cortina, y J. Bellot. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11:1641-1655.

Maestre, F.T., R.M. Callaway, F. Valladares, y C.J. Lortie. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* 97:199-205.

Martínez-Ruiz, C., R. Garañeda-Bermejo, y B. Fernández-Santos. 2003. Dinámica sucesional de la comunidad vegetal sobre taludes de carreteras, en función de la litología y la orientación. Páginas 1267-1279. CREA, ed. *España ante los compromisos del protocolo de Kyoto: sistemas naturales y cambio climático.* Edita Soft Congres, S.L., Barcelona.

Martínez-Ruiz, C., y R.H. Marrs. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 10:333-342.

Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio, y D. Bote. 2004. *Ecología y riqueza florística de*

las comunidades herbáceas espontáneas de taludes de carretera: ¿es siempre necesaria la hidrosiembra? *Actas del VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid, 2004.* pp.1-7.

Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio, y D. Bote. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from Southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14:297-307.

Matesanz, S., y F. Valladares. 2007. Improving revegetation of gypsum slopes is not a simple matter of adding native species: Insights from a multispecies experiment. *Ecological Engineering* 30:67-77.

Mola, I., M.D. Jiménez, N. López-Jiménez, M.A. Casado, y L. Balaguer. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: Management options under schedule pressure. *Restoration Ecology* doi 10.1111/j.1526-100X.2009.00547.x

Monsalve, M., E. Bochet, y F. Ingelmo. 2010. Capacidad de las raíces para penetrar sustratos compactados y detectar grietas. Metodología y aplicación a la colonización vegetal de laderas erosionadas en ambiente semiárido. *Cuaternario y Geomorfología* 24 (1-2):47-61.

Navarro, J. 2002. Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia capital. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Departamento de Ingeniería Forestal. 454 p.

Novák, J., y K. Prach. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6:111-116.

NTJ o8H. 1996. *Implantación del material vegetal: hidrosiembras.* Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas y Peritos Agrícolas de Cataluña. Normas Tecnológicas de Jardinería y Paisajismo—NTJ. El Col·legi, Barcelona, Spain.

Ortega, M., C. Levassor, y B. Peco. 1997. Seasonal dynamics of mediterranean seed banks along environmental gradients. *Journal of Biogeography* 24:177-195.

Padilla, F.M., y F.I. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196-202.

Paschke, M. W., C. DeLeo, y E.F. Redente. 2000. Revegetation of roadcut slopes in Mesa Verde National Park, U.S.A. *Restoration Ecology* 8:276-282.

Peco, B., A.M. Sánchez, F.M. Azcárate. 2006. Abandonment in grazing systems: consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113:284-294.

Peco, B., L. Rico, y F.M. Azcárate. 2009. Seed size and response to rainfall patterns in annual grasslands: 16 years of permanent plot data. *Journal of Vegetation Science* 20:8-16.

Petersen, S., B. Roundy, y R. Bryant. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12:248-257.

Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: what information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6:125-129.

Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford.

Rivas Martínez, S. 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* 5:33-43.

Sänger, H., y G. Jetschke. 2004. Are assembly rules apparent in the regeneration of a former uranium mining site? Páginas 305-324. V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle, eds. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C.

Soliveres, S., F.T. Maestre, A. Escudero, P. García-Palacios, F. Valladares, y A. Castillo-Monroy. Predicted climate change effects in water availability and frequency affect the evolution of grass-shrub interactions in two communities under semi-arid conditions. *En revisión*.

Steinfeld, D.E., S.A. Riley, K.M. Wilkinson, T.D. Landis, y L.E. Riley. 2007. Roadside Revegetation: An Integrated Approach To Establishing Native Plants. Technical Deployment Report n°: FHWA-WFL/TD-07-005. Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation, Vancouver, WA. 413 p.

Tacey, W.H., y B.L. Glossop. 1980. Assessment of topsoil handling techniques for restoration of sites mined for bauxite within the Jarrah forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology* 17:195-201.

Temperton, V.M., R.J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle. 2004. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press: Washington, D.C.

Tena, D. 2006. Implicaciones funcionales y evolutivas de la estructura y dinámica de comunidades herbáceas de bordes de carretera. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología. 192 p.

Tikka, P.M., H. Högmander, y P.S. Koski. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659-666.

Tinsley, M.J., M.T. Simmons, y S. Windhager. 2006. The establishment success of native versus non-native herbaceous seed mixes on a revegetated roadside in Central Texas. *Ecological Engineering* 26:231-240.

Torma, M., y L. Hodi. 2000. Reproduction biology of Yellow Mignonette (*Reseda lutea* L.). *Journal of Plant Diseases and Protection* 57:159-165.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering* 26:224-230.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2007. Road-fill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15:97-102.

Tormo, J., E. Bochet, y P. García-Fayos. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18:79-90.

Traba, J., Azcárate, F. M. y Peco, B. 2004. From what depth do seeds emerge? A soil seed bank function experiment with Mediterranean grasslands species. *Seed Science Research* 14:297-303.

Traba, J., F.M. Azcárate, y B. Peco. 2006. The fate of seeds in Mediterranean soil seed banks in relation to their traits. *Journal of Vegetation Science* 17:5-10.

Valladares, F., y C. Alonso. 2001. Análisis ecológico de las medidas de revegetación de los taludes de la autopista de la Costa del Sol (Tramo A). Informe del proyecto TALMED (Ferrovial-Agroman, S.A.- CSIC).

Valladares, F., D. Tena, S. Matesanz, E. Bochet, D. Bote, M. Costa, P. García-Fayos, J. Tormo, y V. Alfaya. 2004.

Los herbazales de taludes de carreteras: ¿qué sabemos de este ecosistema emergente y qué deberíamos saber para su gestión? Actas del VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid, 2004. pp. 33-42.

Valladares, F., y E. Gianoli. 2007. How much ecology do we need to know to restore Mediterranean ecosystems? *Restoration Ecology* 15:363-368.

Valladares, F., D. Tena, S. Matesanz, E. Bochet, L. Balaguer, M. Costa-Tenorio, J. Tormo, y P. García-Fayos. 2008. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science* 19:381-399.

Van Dorp, D., P. Schippers, y J.M. van Groenendael. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 12:39-50.

Wali, M.K. 1999. Ecological succession and rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213:195-220.

Webb, C.O., D.D. Ackerly, M.A. McPeck, y M.J. Donoghue. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505.

Weiher, E., y P.A. Keddy. 1999. *Ecological assembly rules: Perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wilson, M. F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio* 107/108: 261-280.

Zobel, M., M. Otsus, J. Liira, M. Moora, y T. Mols. 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Journal of Ecology* 91:999-1007.