

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA VEGETAL

FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COLONIZACIÓN  
VEGETAL Y LA REVEGETACIÓN DE TALUDES DE  
CARRETERAS EN AMBIENTE MEDITERRÁNEO

JAUME TORMO BLANES

UNIVERSITAT DE VALENCIA  
Servei de Publicacions  
2007

Aquesta Tesi Doctoral va ser presentada a València el dia 11 de Maig de 2007 davant un tribunal format per:

- D<sup>a</sup>. Begoña Peco Vázquez
- D. Luis Balaguer Núñez
- D<sup>a</sup>. Carolina Martínez Ruiz
- D. José Manuel Nicolau Ibarra
- D. Fernando Valladares Ros

Va ser dirigida per:

D. Patricio García-Fayos Poveda

D<sup>a</sup>. Esther Bochet Soler-Espiauba

©Copyright: Servei de Publicacions  
Jaume Tormo Blanes

---

Depòsit legal:

I.S.B.N.:978-84-370-6932-6

Edita: Universitat de València

Servei de Publicacions

C/ Artes Gráficas, 13 bajo

46010 València

Spain

Telèfon: 963864115



**Tesis Doctoral**



# **Factores que influyen en la colonización vegetal y la revegetación de taludes de carreteras en ambiente mediterráneo**

**Jaume Tormo Blanes**

**Directores**

**Esther Bochet-Soler Espiauba**

**Patricio Garcia-Fayos Poveda**

Centro de Investigaciones sobre Desertificación.

CIDE CSIC-UV-GV

A mis padres, porque me han animado a estudiar tanto, que ya he llegado al tope de lo que se puede estudiar... todo empezó diciendo "tú sácate el BUP y ya veremos".

A Yolanda, porque no es nada fácil convivir con la tormentosa mente de un doctorando.

A Esther, a parte de por lo que es obvio, por enseñarme a escribir artículos científicos.

A Patricio, a parte de por lo que también es obvio, por enseñarme a hacer ciencia.

A Inés, por algo poco llamativo, pero lo más importante, por estar ahí siempre.

Y a todas esas personas que han pasado, y han dejado su granito de arena...

Gracias.

*Sólo cree una teoría el científico que la ha concebido; en cambio, menos el propio experimentados, todos tienen fe en un resultado experimental.*

**Albert Einstein**

Físico teórico y oficial de patentes.

# I. Introducción

Desde la revolución industrial se ha producido un aumento de la explotación de los recursos naturales y un incremento de la construcción de infraestructuras. Si nos centramos, por ejemplo, en la construcción de autopistas los datos son muy significativos; la red europea de autopistas crece a una velocidad de 1000 km al año. Solo en España, la red de carreteras, que alcanza más de 10.000 km, aumenta aproximadamente un 3% cada año (Dirección General de Carreteras 2004). Es importante destacar además, que este crecimiento ocurre a escala global (Rivas *et al.* 2006) y que tiende a mantenerse e incluso a aumentar mientras siga aumentando la población mundial. La construcción de infraestructuras y la explotación de los recursos naturales producen una mejora indudable en nuestra calidad de vida, pero al mismo tiempo tienen un fuerte impacto en el medio natural. Estas actividades producen grandes movimientos de tierra que alteran el suelo, la vegetación e incluso la roca madre de las zonas afectadas (Nicolau & Asensio 2000). Inevitablemente, esto produce perturbaciones muy intensas pues en la mayoría de los casos se altera la topografía y desaparecen completamente los horizontes del suelo (Fotografía 1.1, página 17). Vitousek *et al.* (1997) estimaron que entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre ha sido transformada por la acción humana. Un estudio de la ONU, diseñado específicamente para cuantificar el alcance de la degradación del suelo a escala mundial, encontró que aproximadamente 2000 millones de ha habían sido alteradas en

## I.- Introducción

---

1983 con una tasa de perturbación de entre 5 y 7 millones de ha por año (Oldeman & van Engelen 1993).

La reconstrucción de las zonas afectadas da lugar a extensas áreas con suelos poco estables, fácilmente erosionables y desnudos de vegetación. Las pérdidas de suelo por erosión en estas zonas pueden llegar a ser muy intensas (Fotografía 1.2, página 17).

En zonas degradadas por construcción de carreteras, por ejemplo, las pérdidas por erosión pueden llegar a ser 15 veces mayores que en las zonas agrícolas colindantes (Navarro 2002). Estas elevadas tasas de erosión pueden poner en peligro las propias infraestructuras por pérdida de soporte estructural o por la colmatación de los canales de drenaje de la propia carretera y también pueden poner en peligro a los usuarios de la infraestructura por el riesgo que supone para el tráfico la deposición de sedimentos sobre la vía.

Además, tanto en construcción de carreteras como en otro tipo de acciones (minería, gaseoductos, ferrocarriles) las zonas adyacentes pueden verse gravemente afectadas por procesos como la colmatación de cauces, canales, o embalses y la pérdida de calidad de las aguas debido a los materiales erosionados, así como por el impacto paisajístico de la propia infraestructura y por la pérdida de las funciones del ecosistema que existía antes de la perturbación.

A la vista de estos datos surge la necesidad de restaurar estas zonas alteradas devolviéndolas a un estado lo más estable posible frente a la erosión, y en la medida de lo posible reconstruir el ecosistema que ha sido destruido para recuperar

## I.- Introducción

---

sus ciclos hidrológicos y de los nutrientes y con ello los flujos de energía y las funciones del mismo (Brown 2005).

El establecimiento de la cubierta vegetal es el primer paso para que se vuelva a establecer un ecosistema autosuficiente, diverso y resistente a las perturbaciones (Newman & Redente 2001; Ormerod 2003; Li *et al.* 2006) que aporte las funciones relacionadas con los ciclos hidrológicos o de nutrientes similares a las del ecosistema anterior a la perturbación (Jim 2001). Además está ampliamente demostrado el papel de la cubierta vegetal en la protección del suelo contra la erosión (Elwell & Stocking 1976; Arnáez *et al.* 2003) así como en la mejora de las características del mismo (Alegre *et al.* 2004; Li *et al.* 2004). La vegetación es un método barato de control de la erosión frente a otras técnicas que utilizan materiales artificiales como por ejemplo los geotextiles (Muzzi *et al.* 1997; Robichaud *et al.* 2000; Greenwood *et al.* 2004). Por todo esto devolver la cobertura vegetal a las zonas alteradas se plantea como una prioridad.

En taludes de carretera o de minas es común que se produzca colonización natural tanto de especies ruderales propias de ambientes alterados como de especies del matorral (Andrés *et al.* 1996; Andrés & Jorba 2000). No obstante, este proceso de colonización es siempre muy escaso en climas áridos (Albaladejo *et al.* 2000).

Una pregunta recurrente en ecología vegetal gira en torno a si la colonización de un área determinada está limitada por el número de propágulos que son capaces de llegar por dispersión desde áreas vecinas o si está limitada por las condiciones ambientales en relación a los requisitos de las especies para su establecimiento (Eriksson & Ehrlen 1992; Turnbull *et al.* 2000).



## I.- Introducción

---

Estudios recientes en ambientes alterados han revelado que la colonización vegetal se ve limitada a menudo por la escasa llegada de propágulos desde las zonas adyacentes y por la considerable distancia existente entre las zonas alteradas y las zonas de origen de los propágulos. Estos resultados se han encontrado en un amplio abanico de ambientes, desde laderas de volcanes (del Moral & Wood 1993) a zonas mineras abandonadas (Novák & Prach 2003). En estudios experimentales, en los que se añadían semillas a las zonas de estudio tanto a zonas donde ya existían las especies añadidas (incremento de semillas) como a zonas donde no existía la especie cuyas semillas se añadían, se ha podido estudiar la importancia de la disponibilidad de semillas y de la dispersión para la diversidad y la abundancia de especies en las comunidades vegetales (Primack & Miao 1992; Ehrlén & Ericksson 1996; Zobel *et al.* 2000; Tofts & Silvertown 2002; Foster & Tilman 2003). En todos estos estudios, la adición de propágulos aumentó la densidad y la riqueza de especies, proporcionando la evidencia de que la presencia de estos propágulos por sí sola es el principal factor que limita el número y la abundancia de especies en las comunidades vegetales.

Obviamente la presencia de semillas es requisito imprescindible para la colonización, pero se ha demostrado que aun en presencia de éstas pueden existir limitaciones a la colonización debidas a los factores abióticos (Elmarsdóttir *et al.* 2003) o en general debidas a factores relacionados con las zonas a colonizar (Maestre *et al.* 2006a). Así, en los experimentos de Tofts & Silvertown (2002), determinadas especies no fueron capaces de colonizar con éxito las zonas donde habían sido

## I.- Introducción

---

sembradas, achacándose este fracaso a las malas condiciones climáticas del año estudiado.

A continuación se enumeran algunos de los principales factores que han sido identificados en distintos trabajos como limitantes para la revegetación, además de la limitación por semillas.

### ***Clima***

El clima es un factor muy importante, ya que de él depende la disponibilidad de agua y/o que se den temperaturas adecuadas para la germinación y establecimiento de las plantas. Ya en los años 70 del siglo XX, Grellier (1974) describía como una estación de crecimiento corta dificulta la revegetación natural en zonas montañosas. Este mismo fenómeno se ha descrito recientemente en zonas subárticas (Reid & Naeth 2005). Estos ejemplos muestran como las bajas temperaturas pueden limitar el establecimiento de la vegetación. Aun así, existen otros factores ligados al clima que pueden causar el mismo efecto.

En general se acepta que la mayor limitación impuesta por el clima bajo condiciones áridas o semiáridas, como las del estudio, es la falta de agua disponible para las plantas (Gao *et al.* 2002). Así, en taludes de carretera en la costa de Cataluña se obtuvieron resultados diferentes según la zona estudiada (Andrés *et al.* 1996). En las zonas más áridas la cobertura vegetal no superó el 65% excepto en un caso puntual en que llegó al 73%. En cambio, en zonas menos áridas la vegetación evolucionó hacia coberturas mucho mayores, incluso del 100%. Sin embargo, en otro trabajo de los mismos autores, en condiciones menos áridas utilizando especies similares no se alcanzaron coberturas mayores del 55%

## I.- Introducción

---

en ningún caso (Andrés & Jorba 2000). Por otro lado, en la A7 en Málaga, con una precipitación mayor que en los estudios citados anteriormente, alrededor de 1000 mm anuales, se obtuvieron coberturas de entre el 85 y el 95% en los taludes estudiados (Matesanz *et al.* 2006).

En otro estudio más reciente sobre taludes de carretera en ambientes mediterráneos se ha comprobado que el agua permanece poco tiempo disponible para las plantas en el suelo (Alborch *et al.* 2003), por lo que se hace muy necesaria la elección adecuada del momento de la siembra. En zonas de Australia, donde se ha estudiado la importancia del estrés hídrico en el éxito de las revegetaciones, se concluyó que el momento del año en el que se realizaba la siembra tenía una gran influencia en el éxito de las mismas (Ward *et al.* 1996). La época de siembra es un tema que ha sido tratado recurrentemente por diversos autores, y todos ellos, en general, concluyen en la necesidad de modificar la época de siembra para aprovechar las estaciones más favorables (Sheldon & Bradshaw 1977; Huxtable & Whalley 1999; Brofas & Karetsos 2002; Turner *et al.* 2006).

### ***Orientación geográfica***

Muy relacionada con el clima se encuentra la orientación geográfica de las zonas a restaurar. La orientación es un factor que va ganando importancia a medida que nos alejamos del ecuador y se ha demostrado que influye claramente en las condiciones microclimáticas de las zonas a restaurar (Wali 1999; Cano *et al.* 2002). Y de hecho se este factor se contempla desde las primeras publicaciones que hemos encontrado sobre siembras (Dudeck & Young 1970). Podemos citar dos trabajos realizados,

## I.- Introducción

---

ambos sobre taludes de carretera, pero distantes en el tiempo y en el espacio (Greller 1974; Bochet & García-Fayos 2004). Ambos trabajos obtienen resultados muy similares relativos a la influencia de la orientación sobre la colonización vegetal. En ambos trabajos se encontraron mayores coberturas vegetales en las pendientes orientadas al norte, y en ambos se sugirió que este efecto estaba relacionado con el estrés hídrico.

La importancia de la orientación en cuanto al éxito de los trabajos de revegetación se ha descrito también en zonas mineras (Wali 1999; Jochimsen 2001; Martínez-Ruiz *et al.* 2001).

### ***El suelo***

Otro factor importante que puede explicar los malos resultados de los trabajos de revegetación son las propiedades del suelo de las zonas alteradas. Las nuevas condiciones edáficas creadas después de las obras no suelen ser adecuadas para la revegetación o la colonización natural, incluso si dejamos de lado la contaminación por sustancias tóxicas debida a las propiedades especiales de los estériles de minas (piritas, metales pesados, etc.)

La falta de macronutrientes ha sido un problema al que se han enfrentado los restauradores desde el principio. Ya en los años 70, se hace referencia a este problema (Dudeck & Young 1970; Sheldon & Bradshaw 1977). Tanto estos autores como Jefferies (1981) hicieron hincapié en la importancia de sembrar especies leguminosas a la hora de restaurar para intentar suplir la falta de nitrógeno. Dudeck & Young (1970) encontraron que las leguminosas que introducían en las siembras no se veían afectadas por la falta de nitrógeno, y Jefferies (1981) demostró

## I.- Introducción

---

que al sembrarlas junto con otras especies no leguminosas la productividad del conjunto aumentaba. Esta falta de nutrientes, se ha citado también en trabajos más actuales (Elmarsdottir *et al.* 2003).

La falta de nutrientes se asocia en muchos casos con malas condiciones físicas del suelo. En general, si la textura del material sobre el que se pretende sembrar es gruesa se produce una baja retención de agua y de nutrientes (Richardson & Evans 1986; Hambler *et al.* 1990). De hecho, sobre materiales más alterados, y por lo tanto de grano más fino, el establecimiento de la vegetación y la sucesión son más rápidos (Martínez-Ruiz *et al.* 2001). En algunos casos, estos dos factores (falta de nutrientes y texturas gruesas) se combinan, además, con una elevada pedregosidad (Jim 2001).

Otro problema que puede aparecer en las zonas a restaurar es la falta de materia orgánica (Muzzi *et al.* 1997). La presencia de ésta favorece la estructuración de los suelos, mejorando la capacidad de retención de agua y de nutrientes. Albaladejo (2000) hizo notar que las malas condiciones físicas como consecuencia de la falta de materia orgánica daban lugar a una elevada erosionabilidad del suelo, lo que sumado a las elevadas pendientes que suelen presentar las zonas restauradas suponían un peligro claro de erosión. El peligro es aun mayor si se trata de climas mediterráneos en los que la torrencialidad de las lluvias es un fenómeno habitual.

### ***Especies utilizadas en las siembras***

Seleccionar adecuadamente las especies utilizadas en la revegetación puede ser un buen método para minimizar los

## I.- Introducción

---

efectos negativos del clima o de las malas condiciones edáficas, de hecho ya en los años 70 se planteaba el uso de leguminosas en zonas pobres en nutrientes (Dudeck & Young 1970).

En general después de la siembra se establecen solo unas pocas de las especies sembradas. Pero junto a estas se establecen un número variable de especies provenientes de la lluvia de semillas y del banco de semillas (Andrés *et al.* 1996; Muzzi *et al.* 1997; Albaladejo *et al.* 2000; Andrés & Jorba 2000; Brofas & Varelides 2000; Ninot *et al.* 2001). La presencia de estas últimas y el escaso éxito de las especies sembradas demuestra que existen lugares disponibles para la colonización y que las condiciones pueden ser adecuadas, pero solo para determinadas especies. Por lo que se hace necesario seleccionar las especies que se van a sembrar, como han propuesto algunos autores (Ash *et al.* 1994).

Aunque anteriormente otros autores (Wright *et al.* 1978; Ash *et al.* 1994; Jusaitis & Pillman 1997; Sharma *et al.* 1997) ya habían planteado la necesidad de seleccionar especies que estuvieran adaptadas a las condiciones especiales de los sustratos producidos en minería, Le Floc'h *et al.* (1999) plantearon por primera vez el tema de la selección de especies adaptadas al clima local en trabajos de restauración. Dicho trabajo, junto con los de Aronson *et al.* (1993a; 1993b; 1999), supusieron un cambio importante en la concepción de los trabajos de restauración.

En algunos casos la introducción sin más de semillas de especies adaptadas a las condiciones del área restaurada produce buenos resultados (Ash *et al.* 1994; Jusaitis & Pillman 1997). Pero no hay que perder de vista que factores como el tamaño de la semilla o la biología de la germinación han demostrado su

## I.- Introducción

---

importancia al determinar los diferentes resultados obtenidos por cada especie en el establecimiento y colonización posterior. En ese sentido, Montalvo *et al.* (2002) mostraron que en las hidrosiembras se ven favorecidas las especies con semillas de menor tamaño.

### ***Factores relacionados con la coexistencia de las especies***

Una vez las especies se han establecido en las zonas restauradas, las relaciones entre ellas pueden determinar el éxito relativo de cada una de ellas. Está ampliamente demostrado que la coexistencia entre las especies produce cambios en la abundancia relativa de las mismas (Davis *et al.* 1998; Goldberg *et al.* 2001). De hecho, la competencia y/o la facilitación son factores muy importantes a la hora de determinar las dinámicas poblacionales de las plantas (Crawley 1990; Lortie *et al.* 2004) por lo que debería tenerse en cuenta también en la restauración de zonas degradadas. Esta competencia o facilitación puede producirse entre las propias especies sembradas, entre las especies sembradas y las que están presentes en la zona a restaurar o entre las especies sembradas y las que llegan a ella posteriormente por dispersión desde los alrededores.

En zonas mineras, se ha observado que la presencia de un competidor vigoroso puede cambiar la composición específica de las zonas restauradas. Jochimsen (2001) demostró que las oscilaciones interanuales de especies del género *Melilotus* producían cambios en la diversidad de las zonas restauradas disminuyendo ésta al aumentar la cobertura de *Melilotus* sp. De hecho, las diferencias en la capacidad para establecerse, crecer y

## I.- Introducción

---

competir entre las especies sembradas pueden hacer que la composición específica de las zonas revegetadas no refleje la composición específica de las siembras (Jefferson 2004).

Se ha descrito que estas interacciones entre las plantas sembradas se hacen más intensas en ambientes ricos en nutrientes, donde determinadas especies se ven más beneficiadas que otras y pueden convertirse en dominantes (Baer *et al.* 2004; Fraser & Keddy 2005). Este factor es muy importante, ya que un tratamiento común en restauración es la aplicación de fertilizantes.

Por otro lado en condiciones de baja disponibilidad de agua las interacciones negativas entre plantas se ven incrementadas (Davis *et al.* 1998) además en condiciones adversas pueden aumentar las relaciones de facilitación (Tirado & Pugnaire 2005; Pugnaire & Padilla 2006). Estos resultados actualmente están siendo debatidos por diversos autores (Maestre *et al.* 2005; Lortie & Callaway 2006; Maestre *et al.* 2006b). En todo caso, el estrés hídrico en relación a las relaciones de convivencia entre las especies es un factor muy a tener en cuenta.

La presencia o ausencia de competencia entre las especies sembradas puede afectar incluso a la estructura de la comunidad. Schuman (2005) demostró que al sembrar menores densidades de semillas, la falta de interacción entre las plantas sembradas producía plantas de mayor tamaño con mayor probabilidad de supervivencia y que daban mayor diversidad estructural a la comunidad.

Como se ha dicho, la competencia puede darse entre las especies sembradas y las especies ya presentes anteriormente a las siembras. Determinadas especies pueden impedir la



## I.- Introducción

---

colonización natural deteniendo la sucesión en etapas tempranas o manteniendo comunidades poco diversas (Wiegleb & Felinks 2001). De hecho, en algunos casos puede ser necesario eliminar las plantas que compiten con las que han sido sembradas para lograr que éstas se establezcan (Iverson & Wali 1987) o sembrar mayores cantidades de las especies que interesan para desplazar a las que estaban presentes anteriormente. Stevenson (1995) demostró que aunque no existían diferencias en cuanto al incremento de la diversidad en función de la dosis de siembra aplicada, a dosis mayores las especies sembradas lograban desplazar a las ya establecidas espontáneamente.

Por supuesto la coexistencia entre especies puede conducir también a procesos de facilitación. Determinadas especies introducidas durante los trabajos de restauración (*Panicum virgatum* en Choi & Wali (1995)) o presentes en la zona (*Kochia scoparia* en Wali (1999)) son capaces de mejorar las propiedades del suelo y de favorecer el establecimiento de especies propias de etapas posteriores de la sucesión tendiendo a desaparecer a lo largo del tiempo. En el caso de *K. scoparia* los efectos facilitadores se manifestaban ya en el segundo año y las especies facilitadoras desaparecían a los cuatro años de la restauración. En otros casos (Choi & Wali 1995; Gretarsdottir *et al.* 2004) ha hecho falta más tiempo para que se hagan patentes los efectos facilitadores y decenas de años después (35 y 45 años respectivamente) siguen estando presentes las especies facilitadoras, aunque muy escasamente. Este efecto facilitador de determinadas especies se ha descrito (Gasque & García-Fayos 2004) y aplicado con éxito recientemente en repoblaciones forestales en climas áridos o semiáridos (Gómez-Aparicio *et al.* 2004).

### **Erosión**

Los taludes de carretera de ambientes semiáridos, caracterizados por unas pendientes elevadas y una escasa cobertura vegetal (Bochet & García-Fayos 2004), sufren a menudo graves problemas de erosión (Grace 2002; Navarro 2002; Arnáez *et al.* 2003) comparables a los que se han descrito en otros ambientes como badlands (Rey 2004; García-Fayos 2004), o taludes mineros (Nicolau & Asensio 2000; Nicolau 2002). Por las consecuencias que tiene sobre las características del suelo, la erosión hídrica puede tener efectos importantes tanto sobre la colonización natural como sobre los trabajos de revegetación. La erosión arrastra partículas finas y materia orgánica, lo que produce una disminución en la capacidad de retención de agua y pérdida de fertilidad del suelo, empobrece la biota del suelo e incluso, en caso de eventos erosivos importantes, pueden llegar a descalzar las plantas eliminando el suelo que las sostiene. La formación de regueros y surcos además produce una intensificación del déficit hídrico (Espigares *et al.* 2005). Existe además la posibilidad de que las semillas que se depositan en las zonas a restaurar sean arrastradas por la erosión, aunque este factor podría no ser muy importante (García-Fayos & Cerdà 1997; Cerdà & García-Fayos 1997). Por lo tanto, los procesos erosivos (desde surcos o cárcavas hasta desprendimientos) pueden limitar el éxito de la revegetación o la colonización natural, lo que podría a su vez, conducir a detener la sucesión en estados muy tempranos.

## I.- Introducción

---

En síntesis, el éxito de la colonización vegetal y por extensión de un trabajo de restauración en áreas de clima árido o semiárido se ve influido fundamentalmente por el clima regional (estacionalidad y cantidad de las lluvias o temperatura media anual) y local (orientación geográfica), las propiedades del suelo sobre el que se desarrolla la vegetación (propiedades físicas, químicas o biológicas), por los procesos erosivos y por las posibles interacciones de las especies presentes. Además, en el caso de las restauraciones, dependerá de la adaptación de las especies utilizadas a las condiciones locales. En el caso de la colonización natural además dependerá de la llegada de suficientes propágulos.

## **Fotografías**



Fotografía 1.1. Alteración en el suelo y la vegetación producida por las obras de construcción de carreteras.



Fotografía 1.2. Efectos de la erosión tres meses después de la construcción de los taludes en la variante de Utiel de la carretera N-330.



## II. Objetivos y estructura de la tesis

El presente trabajo pretende, en primer lugar, determinar la importancia de la disponibilidad de semillas y de algunos factores bióticos y abióticos sobre el éxito de la colonización vegetal natural y la revegetación de taludes de carretera en ambiente mediterráneo semiárido.

En segundo lugar, este trabajo pretende obtener un protocolo de selección de especies para ser utilizadas en revegetación de taludes de carretera bajo la premisa de que las especies seleccionadas mediante este protocolo obtendrán mejores resultados que las especies que se utilizan habitualmente.

La tesis se estructura en 6 capítulos además de la introducción, los objetivos y la discusión:

- Capítulo III. Selección de especies para la revegetación de taludes<sup>1</sup> de carretera a través del estudio de la colonización vegetal en los mismos.

---

<sup>1</sup> En este trabajo nos referiremos con el término terraplén (en inglés, “road embankment”) al talud que ha sido construido por acumulación de materiales para elevar la vía sobre el nivel del suelo original. Y con el término desmonte (en inglés, “road cut”) al talud que ha sido construido excavando para rebajar la vía por debajo del nivel del suelo original. Cuando se utilice la palabra “taludes” (en inglés, “road slopes”) se referirá a un grupo que incluye ambos tipos.

## II. Objetivos y estructura de la tesis

---

- Capítulo IV. Influencia de *Medicago sativa* en el desarrollo de las especies seleccionadas para revegetación de taludes de carretera.
- Capítulo V. Estudio de la dispersión como factor limitante para la colonización vegetal en taludes de carretera. Una aproximación observacional.
- Capítulo VI. Estudio de la dispersión como factor limitante para la colonización vegetal en taludes de carretera. Una aproximación experimental.
- Capítulo VII. Importancia relativa del aporte de tierra vegetal, la hidrosiembra y el uso de especies seleccionadas en el éxito de la revegetación de terraplenes.
- Capítulo VIII. Papel de las relaciones intra- e interespecíficas y su interacción con el estrés hídrico en el éxito de las especies seleccionadas para revegetación de terraplenes.

## II. Objetivos y estructura de la tesis

El capítulo III es una descripción de las especies que son capaces de colonizar los taludes de forma natural y en él se describe el ambiente estudiado.

Además se realizó una selección de especies para revegetación basada en la hipótesis de que las especies capaces de establecerse y desarrollarse de forma abundante en los taludes deben ser adecuadas para ser utilizadas en trabajos de revegetación por ser capaces de colonizarlos de forma espontánea.

Las especies seleccionadas en este capítulo fueron utilizadas en ensayos de revegetación en los capítulos siguientes

A partir de los inventarios que se describen en el capítulo III se observó que una de las especies más exitosas en los taludes (*Medicago sativa*) provenía de las siembras y no de la colonización natural. Para evaluar la posibilidad de que dicha especie pudiera interferir con las especies seleccionadas cuando se sembrara junto a ellas se llevó a cabo un experimento de competencia, el cual se describe en el capítulo IV.

A la vista de los resultados del capítulo III y de otros trabajos consultados era, evidente que existía una limitación a la colonización vegetal espontánea en los taludes de carretera. Así, En los capítulos V y VI se estudia si la falta de colonización natural en los taludes se podía explicar por limitaciones en la dispersión de propágulos desde zonas adyacentes. En el capítulo V se abordó esta cuestión de forma observacional, comparando las floras de los taludes y la de las zonas adyacentes y en el capítulo VI de forma experimental mediante siembras experimentales, solo en terraplenes.



## II. Objetivos y estructura de la tesis

---

Una vez comprobado que la limitación a la colonización natural de los taludes de carretera se debe principalmente a factores propios de los mismos y no tanto a la limitación por semillas, se pasó al análisis de dichos factores. En el capítulo VII se describe como se estudió la importancia relativa de factores como el aporte de tierra vegetal o las enmiendas orgánicas a través de un experimento de revegetación. Dicho experimento permitió a su vez comparar el éxito relativo de las especies seleccionadas en el capítulo III frente a las especies que se utilizan normalmente en revegetación (utilizando los mismos métodos que se suelen utilizar en obras públicas, en concreto la hidrosiembra). Esto permitió comprobar si los criterios de selección descritos en el capítulo III habían sido adecuados para seleccionar especies para revegetación.

Tanto en el capítulo IV como en trabajos anteriores revisados en la introducción se muestra el importante papel de las relaciones entre las plantas (facilitación o competencia) para la revegetación. Por ello, se llevó a cabo un experimento en el que se estudió la importancia de la coexistencia entre las especies sembradas y su efecto sobre la colonización, teniendo en cuenta además su interacción con el estrés hídrico (Capítulo VIII).

En los dos capítulos observacionales (capítulos III y V) se aborda el estudio de la colonización vegetal tanto en desmontes como en terraplenes. En cambio, los en capítulos experimentales (capítulos IV, VI, VII y VIII) los estudios se llevaron a cabo solo en terraplenes debido a cuestiones logísticas.

**III. Selección de especies para revegetación de taludes de carretera a través del estudio de la colonización vegetal en los mismos.**

## **Introducción**

Actualmente la revegetación de los taludes de carretera en las zonas semiáridas de la Península Ibérica se lleva a cabo mediante hidrosiembras en las que se usan las especies disponibles en el mercado. El uso de estas especies comerciales, provenientes de climas distintos al de aplicación y en general adecuadas para revegetación de pastos (Huxtable *et al.* 2005), produce resultados irregulares y en muchos casos la mayoría de las especies utilizadas en las siembras desaparecen después de la primera estación de crecimiento (Andrés *et al.* 1996; Andrés & Jorba 2000; Martínez-Ruiz 2000). Por otro lado se ha propuesto que la siembra de especies no locales<sup>2</sup> puede dar lugar a fenómenos de invasión (Rentch *et al.* 2005; Tinsley *et al.* 2006). Utilizando estas especies solo se producen coberturas vegetales aceptables para el control de la erosión en condiciones óptimas como terraplenes con poca pendiente y/o orientados al Norte (Bochet & García-Fayos 2004). Las diferencias entre orientaciones y tipos de talud encontradas por estos autores no son un resultado aislado, coinciden con las encontradas en otros trabajos. Por lo que necesariamente en restauración se debe tener en cuenta el papel de la orientación geográfica y el tipo de talud sobre el que se trabaja (Salazar *et al.* 2002; Badano *et al.* 2005; Bennie *et al.* 2006).

---

<sup>2</sup> A lo largo de todo el trabajo nos referiremos con el término especies locales a aquellas especies que aparecen de forma natural en la zona de estudio, es decir, en los taludes y sus zonas próximas.

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

El uso de especies locales se presenta como una alternativa que podría mejorar los resultados de las hidrosiembras en obras públicas, ya que se ha demostrado que las tasas de establecimiento de las especies locales son mejores que las de las especies comerciales (Tinsley *et al.* 2006).

En general, si utilizamos especies locales estamos asegurándonos de que están adaptadas a las condiciones ambientales locales (Petersen *et al.* 2004). Pero al restaurar zonas con condiciones especiales, como los taludes de carretera, necesitamos que las especies no sean solo locales, sino que estén adaptadas al ambiente peculiar de los diferentes tipos de talud y de su orientación geográfica. Es más, si introducimos semillas de especies no adaptadas a las condiciones de los taludes y facilitamos su establecimiento (mediante enmiendas, riegos, fertilización, etc.), no sabremos si esa población de verdad se ha establecido o es lo que Young *et al.* (2005) llaman un “muerto viviente”, es decir, una población en la que solo se mantienen los individuos por que son plantas perennes, pero en la que no hay reclutamiento. Al introducir especies que crecen de forma espontánea en los taludes nos aseguramos de que estas especies son capaces de completar su ciclo de vida en estas condiciones y lo único que hacemos es acelerar el proceso de colonización natural al aportar un número de semillas varios órdenes de magnitud mayor que el número de semillas que podrían llegar espontáneamente desde las áreas vecinas.

El objetivo general de este trabajo es evaluar el éxito de la colonización vegetal en los taludes de la zona de estudio, tanto de especies sembradas durante la revegetación como de especies silvestres, como parte de un protocolo de selección de especies

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

para revegetación de taludes de carretera. Teniendo en cuenta la influencia del tipo de talud y de la orientación de los mismos.

Los objetivos específicos de este trabajo son:

- Evaluar el éxito de las especies comerciales sembradas para revegetar los taludes.
- Conocer qué especies son capaces de colonizar los taludes de carretera de forma natural, cuál es su distribución a lo largo de los mismos y a qué grupos funcionales pertenecen.
- Proponer unos criterios para seleccionar especies para revegetación.

Aunque ya se han llevado a cabo estudios similares sobre la colonización espontánea en zonas degradadas (Khater *et al.* 2003) en este trabajo intentamos ir más allá proponiendo una lista de especies útiles para revegetación en ambientes semiáridos y un criterio de selección de las mismas.

## **Zona de estudio**

El área de estudio de este capítulo engloba todas las de los capítulos siguientes. Los taludes estudiados se encuentran en “La plana de Utiel-Requena” en el interior de la provincia de Valencia (39°29' N; 1° 06' W). En concreto entre el kilómetro 267 y el 307 de la autopista A3 que une Valencia y Madrid (Figura 3.1). La geología, el clima y la edad de construcción de los taludes son homogéneos a lo largo de toda la zona de estudio.

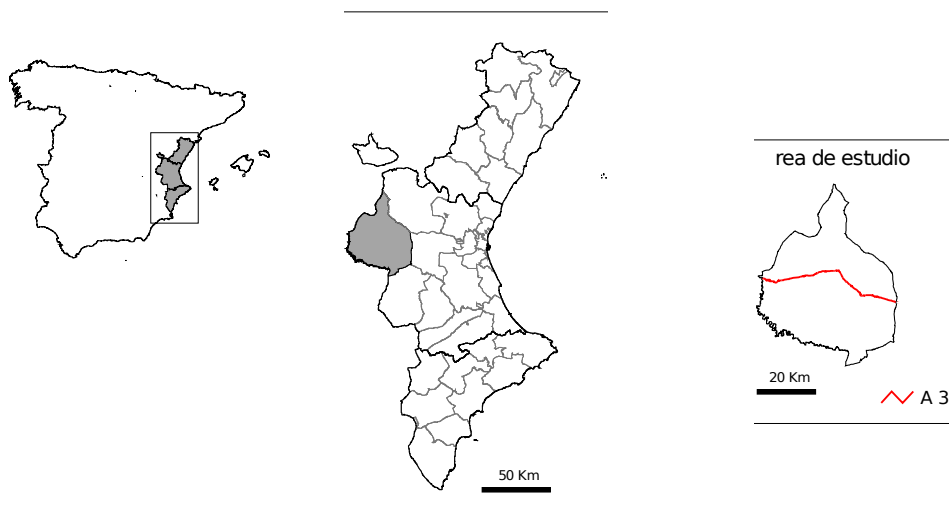


Figura 3.1. Mapa de localización del área de estudio en la península Ibérica.

La precipitación y temperatura medias anuales en la zona están bien representadas por las de Requena, 418 mm y 14,2 °C, y las de Utiel, 399 mm 12°C (Pérez 1994). La distribución intra- e interanual de la precipitación es muy variable, pero presenta dos picos, uno en Mayo y otro en Octubre. La erosividad de la lluvia

### III. Estudio de la colonización vegetal

oscila entre 187 en Sieteaguas, la zona más cercana al litoral y 98 en Utiel situado en el extremo más occidental del area de estudio. influenciada por las tormentas El clima continental con un amplio rango de temperaturas, con heladas en invierno y sequía en el periodo estival. Según el índice de Thornthwaite la zona de estudio se encuentra en un clima semiárido mesotérmico, con poco o ningún superavit de agua en invierno y eb el que entre el 48 y el 68% de la Evapotranspiración potencial se da en verano (DdB<sub>2</sub> 'b<sub>4</sub>', Pérez 1994).

Los taludes están construidos utilizando margas, calizas y arcillas terciarias (García 1996). Se terminaron de construir entre el invierno de 1992 y el verano de 1994. Inmediatamente después de la construcción fueron hidrosebrados con una mezcla de leguminosas y gramíneas. La vegetación actual que rodea la zona de estudio está formada principalmente por cultivos de secano (sobretudo viñas) y por escasas manchas de matorral.

Los suelos de la zona de estudio son predominantemente Calcisoles háplicos o similares, en general poco desarrollados y muy alterados por la agricultura u otros usos. Se han formado sobre materiales poco consolidados de origen terciario o cuaternario, principalmente margas y margas arcillosas rojas. Como su nombre indica son muy ricos en carbonato cálcico. En cuanto a los taludes de carretera desaparece totalmente la estructura de los horizontes edáficos. En la mayoría de los casos las plantas se desarrollaran directamente sobre los materiales aportados excavados, ya que la aplicó de tierra vegetal en muy pocos o ninguno de los taludes estudiados. En la Tabla 3.1 se muestran los valores encontrados en los análisis llevados a cabo en la zona de estudio. Como se puede ver, tanto la materia

### III. Estudio de la colonización vegetal

orgánica como los nutrientes son muy escasos, siendo en algunos casos inferiores a la sensibilidad del análisis. Esto hace que los suelos de los taludes sean muy poco fértiles. La conductividad eléctrica es baja y la textura de los suelos es bastante equilibrada, por lo que estos factores no serán muy importantes para la colonización vegetal.

Tabla 3.1. Datos analíticos de los suelos de taludes de la zona de estudio. Datos de Bochet & García-Fayos (2004), excepto la conductividad eléctrica (Tormo *et al.* 2006, capítulo VI), en este ultimo caso solo disponemos de datos de terraplenes. lp.= imperceptible, por debajo de la sensibilidad del análisis.

	Desmontes		Terraplenes	
	Norte	Sur	Norte	Sur
	40,8±11,			
Arena (%)	5	32,1±0,9	35,1±2,7	41,1±7,6
Limo (%)	32,7±6,6	35,8±2,5	30,7±2,1	24,2±3,5
				37,9±14,
Arcilla (%)	26,6±4,9	32,1±1,7	34,2±0,6	3
Agregados estables (%)	22,8±6,7	37,5±3,6	31,2±7,2	30,8±2,1
Materia orgánica (%)	lp	lp	1,2±0,0	1,5±0,2
				0,1±0,00
N <sub>total</sub> (%)	lp	lp	lp	2
P <sub>disponible</sub> (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /100g suelo)	0,5±0,1	0,5±0,1	1,9±0,9	3,1±1,4
Conductividad eléctrica (1:5)	137,6±9,	150,2±10,		
( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	4	4	-	-



## **Material y métodos**

### **Selección de los taludes**

Solo se tuvieron en cuenta aquellos taludes de más de 20 m de longitud<sup>3</sup>, más de 5 m de longitud de pendiente, más de 25° de inclinación y que no presentaran afloramientos rocosos en más del 5% de la superficie del talud. En total se seleccionaron 70 taludes entre desmontes y terraplenes (Tabla 3.2). La peculiar orientación de la autopista A3 en este tramo (Este-Oeste) permitió comparar taludes de orientación Norte frente a los orientados al Sur. Los taludes se separaron en 4 subambientes: Desmonte Norte y Sur y terraplén Norte y Sur, pues se esperaba encontrar diferencias en cuanto a la colonización según la orientación y el tipo de talud (Bochet & García-Fayos 2004).

Tabla 3.2. Tipos de taludes estudiados y orientación geográfica de los mismos.

	Norte	Sur
Desmontes	22	23
Terraplenes	11	14

---

<sup>3</sup> Por longitud del talud entendemos la longitud de éste a lo largo de la vía. Longitud de la pendiente es la longitud que hay desde la parte más alta del talud hasta la más baja siguiendo la línea de máxima pendiente.

## **Inventarios de flora**

Los inventarios de flora fueron llevados a cabo en el año 2000 durante la estación de crecimiento, visitándose cada talud al menos en dos ocasiones entre principios de primavera y principios de verano.

La composición florística de cada talud se determinó mediante transectos a lo largo de los taludes. Fueron llevados a cabo por dos observadores, uno en la parte alta y otro en la parte baja del talud (figura 3.2). Además de la composición florística, en cada talud se determinó la cobertura vegetal total y la importancia relativa de cada especie.

La estimación de cobertura fue realizada por dos observadores, que en todas las visitas al campo fueron los mismos. Esta estimación se llevaba a cabo subdividiendo los taludes en franjas verticales de 5 m de las cuales se hacía un promedio (figura 3.2). La diferencia máxima entre las estimaciones de los observadores fue 10%, en caso de que fuera mayor la estima debía repetirse.

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

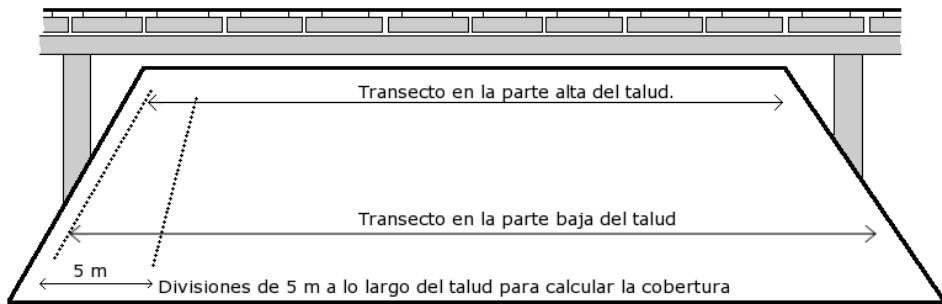


Figura 3.2. Esquema del modo de muestreo de la flora y la cobertura vegetal en los taludes.

En los transectos se calculó, para cada especie, la frecuencia con que aparecía en los taludes estudiados y se estimó su abundancia en cada uno de ellos. A cada especie se le asignaba un valor de abundancia entre 0 y 3 según los siguientes criterios:

- La especie aparece ocasionalmente en el talud.
- La especie está presente en el talud en forma de una o varias manchas de tamaño considerable o bien aparece distribuida homogéneamente por todo el talud sin llegar a ser dominante.
- La especie está presente de manera abundante en todo el talud.

### III. Estudio de la colonización vegetal

De todas las especies citadas en los taludes se consideraron colonizadoras exitosas, y por lo tanto útiles para ser utilizadas en revegetación, aquellas que cumplían los siguientes criterios:

- que estuvieran presentes en más del 50% de los taludes estudiados (más del 75% de los taludes si se trataba de especies sembradas<sup>4</sup>).
- y que además, tuvieran un valor de abundancia de 2 o más en más de 1/3 de los taludes en que estaban presentes (en el caso de las especies sembradas debían superar esta abundancia en más de 1/2 los taludes estudiados).

La evaluación del éxito de colonización se hizo por separado en los cuatro subambientes estudiados. La capacidad real de las especies para ser utilizadas en revegetación será comprobada en los experimentos que se detallan en los capítulos siguientes.

---

<sup>4</sup> Nos referimos como especies sembradas a aquellas especies que aparecen en los inventarios de flora de los taludes y que fueron sembradas durante la revegetación. Los criterios para considerarlas adecuadas para revegetación fueron más rigurosos para estas especies por que habían sido aportadas abundantemente durante los trabajos de revegetación de los taludes.

## **Resultados**

Al final del capítulo se muestran las tablas 3.4 y 3.5. En la primera se muestra un listado de las especies espontáneas y en la segunda un listado de las especies sembradas durante la restauración. En ambos casos se señala cuáles de ellas fueron seleccionadas como exitosas.

Solo 7 de las 18 especies sembradas pueden ser consideradas como exitosas (Tabla 3.5), según los criterios propuestos, en alguno de los ambientes estudiados, y solo cuatro de ellas fueron capaces de establecerse con éxito en todos los tipos de taludes (desmontes y terraplenes) y en las dos orientaciones estudiadas (N y S).

En total fueron encontradas 309 especies espontáneas en los inventarios. Aunque es un número considerable solo unas pocas de estas especies son capaces de colonizar los taludes abundantemente según nuestros criterios. De hecho solo se clasificaron como exitosas el 14% (42 especies) de las especies estudiadas (Tabla 3.3 y 3.4). De estas solo 12 fueron capaces de colonizar abundantemente todos los ambientes (Tabla 3.3 y 3.4).

La distribución de las frecuencias de las especies espontáneas es muy sesgada; Hay unas pocas especies que dominan frente a muchas otras que aparecen de forma anecdótica. De hecho, la mayoría de las especies (150) aparecen en menos de 5 taludes (Figura 3.3).

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

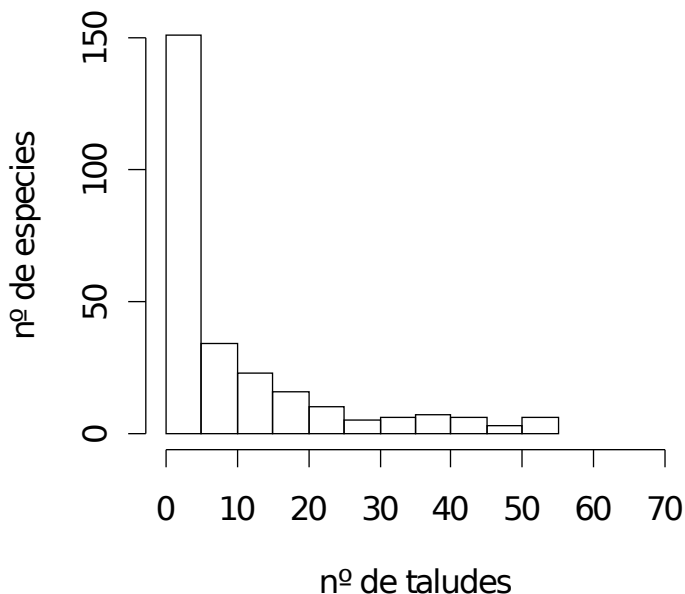


Figura 3.3. Distribución de las 309 especies a lo largo de los 70 taludes muestreados. La gran mayoría de las especies está presente en muy pocos taludes.

De los cuatro subambientes estudiados el más rico en especies fue el de los terraplenes orientados al Norte. En general, la orientación Norte, y los terraplenes se han mostrado favorables para un número mayor de especies (tabla 3.4). Los cuatro subambientes estudiados se pueden ordenar según el número de especies exitosas de la siguiente manera: Terraplén N > Terraplén S > Desmonte N > Desmonte S.

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Tabla 3.3. Distribución de las 42 especies exitosas encontradas en cada subambiente estudiado. Existen especies que pueden ser exitosas en más de un ambiente. En la esquina inferior derecha se añaden al total las 4 especies que fueron exitosas en terraplenes además de en los desmontes orientados al Norte.

	Terraplén	Desmont	Ambos	Total	
		e			
N	7	2	2	11	
S	5	2	3	10	Terraplén +
Ambos	4	1	12	17	Desmonte N
Total	16	5	17	38	4
					<u>= 42 sp. exitosas</u>

De las 42 especies evaluadas como colonizadoras exitosas el 71% fueron anuales o bianuales (terófitos o hemicriptófitos bianuales) y todas ellas arvenses o ruderales (*sensu* Mateo & Crespo (2001)). El resto de especies se repartieron entre hemicriptófitos, geófitos, nanofanerófitos y caméfitos (Figura 3.4).

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

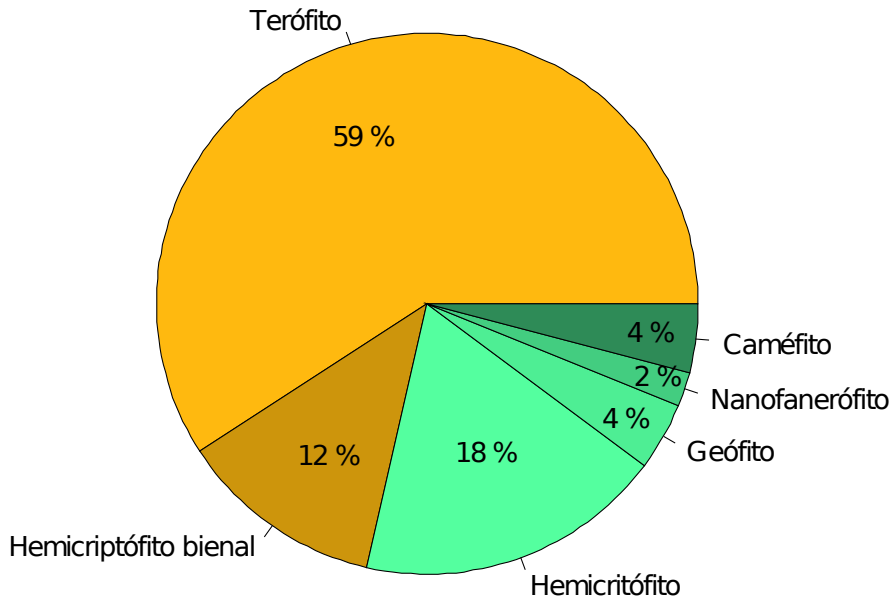


Figura 3.4: Proporción de tipos funcionales de las especies encontradas en los taludes de carretera de la zona de estudio.



## **Discusión**

### **Evaluación del éxito de las especies sembradas**

Aunque menos de la mitad de las especies sembradas han conseguido establecerse, se han obtenido mejores resultados de los esperados, ya que en otros trabajos en zonas de clima mediterráneo muchas de las especies sembradas no permanecían en la zona sembrada más allá de una estación de crecimiento (Martínez-Ruiz 2000; Montalvo *et al.* 2002; Enríquez de Salamanca *et al.* 2004). En otros casos se establecían solo unas pocas de las especies sembradas. Brofas & Varellides (2000), sobre estériles de minas calizas, encontraron que solo 2 de las 9 especies sembradas consiguieron establecerse. Albaladejo *et al.* (2000) encontraron que aunque 4 de las 11 especies sembradas conseguían establecerse, solo 2 de ellas eran realmente abundantes apareciendo las demás de forma anecdótica. Estos resultados no son raros y otros autores habían descrito anteriormente resultados similares (Andrés *et al.* 1996; Muzzi *et al.* 1997). En cambio en los taludes de nuestro trabajo las especies sembradas permanecen incluso 8 años después de la siembra y además cuatro de estas especies obtienen frecuencias y abundancias suficientemente elevadas como para ser clasificadas como exitosas en todos los ambientes estudiados (N o S y desmontes o terraplenes). Sería interesante que estas

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

especies se siguieren utilizando en las mezclas utilizadas para revegetar. No obstante esta sugerencia debería tomarse en cuenta después de hacer dos matizaciones:

- Estas especies solo deberían usarse si se puede garantizar que no vayan a desplazar a las especies locales secuestrando la sucesión y reduciendo la diversidad como han descrito otros autores (Iverson & Wali 1987; Andrés & Jorba 2000; Kleijn 2003; Waldron et al. 2005).
- Debemos tener en cuenta que todas las especies sembradas son perennes. Por lo tanto aunque 8 años después las encontremos en los taludes esto no implica necesariamente que las poblaciones se hayan establecido. Podría ser que los individuos que se establecieron en las condiciones adecuadas de la siembra continúen vivos, pero incapaces de reproducirse (Young et al. 2005).

## **Estudio de las especies capaces de colonizar los taludes de forma natural.**

En los taludes de carretera existe un gran número de especies, 309 en los de la zona de estudio, lo que supone el 22% de la flora de la comarca (1383 especies) y el 10% de la flora de la comunidad Valenciana (3160 especies). Pero solo unas pocas de estas especies (14%) son capaces de colonizarlos con éxito, esto implica un elevado índice de rareza. Esto podría hacernos pensar en los taludes como un ambiente diverso y rico, pero debemos tener en cuenta dos factores: (a) La distribución de especies a lo largo de los taludes no se desvía del patrón esperado para inventarios de flora en cualquier ambiente (Maina & Howe 2000). En general, en cualquier ambiente existe una distribución sesgada de la frecuencia de especies vegetales encontrándose unas pocas especies muy frecuentes y muchas especies poco frecuentes. Esta particularidad se ha comprobado también en la Península Ibérica en ecosistemas muy distintos; desde comunidades de etapas tempranas de la sucesión hasta las de etapas más maduras, tanto en comunidades zonales como azonales (Balaguer 2002). (b) Debemos tener en cuenta además, que a lo largo de la cuenca mediterránea, en zonas degradadas por construcción de carreteras o por minería, las especies que aparecen espontáneamente son muy similares (Heindl & Ullmann 1991; Estarlich *et al.* 1995; Andrés *et al.* 1996; Muzzi *et al.* 1997; Martínez-Alonso & Valladares 2002; Enríquez de Salamanca *et al.* 2004; Tena 2006). Ese resultado coincide con los datos obtenidos por Holzapfel & Schmidt (1990) en el mediterráneo oriental. Estudiando la diversidad en los márgenes de carretera a lo largo

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

de un gradiente climático encontraron que, a escala local, la diversidad de los márgenes de las carreteras es mayor que en las zonas adyacentes. Pero estudiando la diversidad a una escala regional, la diversidad en los márgenes es menor que la diversidad en las zonas adyacentes. Esto se debe a que la vegetación en los márgenes de las carreteras es homogénea a lo largo del gradiente climático, apareciendo continuamente las mismas especies, lo que los hace menos diversos a escala regional. En trabajos más recientes, fuera de la cuenca mediterránea, se han encontrado resultados muy similares. Estudiando la composición específica de vertederos de minas Khusainov (2005) encontró que la mayoría de las especies eran ruderales, y que no eran específicas de ninguna comunidad, además aparecían en todas las zonas estudiadas. Es como si la vegetación de los márgenes de carretera o en general de las zonas alteradas fuera una comunidad azonal.

En nuestro trabajo, las especies espontáneas exitosas son en su mayoría anuales. Esto podría indicar que nos encontramos aun en etapas tempranas de la sucesión a pesar de que el inventario se llevó a cabo ocho años después de la construcción (Wali 1999; Khater *et al.* 2003). Otros autores proponen que esta elevada frecuencia de especies anuales es una característica propia de los ecosistemas de climas áridos o semiáridos (Aronson *et al.* 1993a). En cualquier caso ambas hipótesis reflejan la realidad de los taludes de carretera: que son ambientes inestables con recursos impredecibles que favorecen la presencia de especies anuales que aprovechan las estaciones o los pulsos de condiciones favorables (Busso *et al.* 1998; Pywell *et al.* 2003; Petru *et al.*

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

2006). Renthch *et al.* (2005) llegaron a esta misma conclusión trabajando en autopistas en EE.UU.

## **Efecto de la orientación y el tipo de talud**

No es nada novedoso que la orientación de una ladera influye en las características de la vegetación, ni tampoco que este factor es importante en el éxito relativo de las restauraciones (Dudeck & Young 1970; Greller 1974). Actualmente se siguen describiendo resultados que muestran claras diferencias entre orientaciones Norte y Sur (Martínez-Ruiz *et al.* 2001).

Bochet & García-Fayos (2004), trabajando en estos mismos taludes encontraron para la cobertura vegetal un patrón similar al encontrado en este trabajo para el número de especies exitosas; Disminuyendo ambas variables (cobertura o número de especies exitosas) desde los terraplenes N > Terraplenes S > desmontes N > Desmontes S. Pero en cambio, en el trabajo de Bochet & García-Fayos (2004) la riqueza de especies no seguía este patrón. Esto quiere decir que las características de los taludes están modulando no tanto el número de especies que se establecen en ellos como el éxito relativo de cada especie.

La tendencia que encontramos en nuestro trabajo para el número de especies exitosas, al igual que la que encuentran Bochet & García-Fayos (2004) para la cobertura o Sheldon & Bradshaw (1977) para el establecimiento, parece deberse a una mayor disponibilidad hídrica en los taludes orientados al Norte. Esta hipótesis se vio confirmada por Alborch (2005), que demostró que después de una lluvia el agua permanecía menos tiempo disponible para las plantas de los taludes orientados al Sur que en

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

los orientados al Norte y en los desmontes que en los terraplenes. Esto es debido seguramente a las diferencias de exposición solar (Cano *et al.* 2002) en el primer caso, y al tipo de materiales en el segundo.

En conclusión, en este trabajo hemos encontrado un grupo de especies, aquellas clasificadas como exitosas, que son capaces de colonizar y mantenerse en los taludes de carretera espontáneamente. El hecho de que el tipo de especies encontradas sea muy similar a lo largo del mediterráneo y que en general sean especies anuales y/o ruderales nos hace pensar que es de este grupo de especies del que debemos elegir nuestras especies para restaurar.

Pero no sabemos cuál es la causa de que solamente éstas sean exitosas; además tampoco sabemos cómo se comportarían al ser aplicadas en siembras y/o en compañía de otras especies. Finalmente se ha encontrado que, aunque el éxito de las especies sembradas es bajo, algunas de las especies comerciales podrían ser utilizadas en restauración.

***Especies citadas durante los inventarios.***

Tabla 3.4. Se muestran las especies espontáneas que aparecieron en los taludes. Al lado de cada especie se muestra el/los subambientes en el que fue exitosa con un signo (+). DesN: Desmontes orientados al Norte; DesS: Desmontes orientados al Sur; TerN: Terraplenes orientados al N; TerS: Terraplenes orientados al Sur. La nomenclatura sigue a Mateo (2001).

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Aegilops geniculata</i>	+			
<i>Aegilops triuncialis</i>	+			
<i>Ajuga chamaeopytis</i>				
<i>Ajuga iva</i>				
<i>Allium ampeloprasum</i>				
<i>Althaea hirsuta</i>				
<i>Alyssum montanum</i>				
<i>Alyssum simplex</i>	+	+	+	+
<i>Amaranthus</i> sp.				
<i>Amni majus</i>				
<i>Anacyclus clavatus</i>	+	+	+	+
<i>Anagallis arvensis</i>				
<i>Anchusa arvensis</i>				
<i>Anchusa italica</i>				
<i>Andryala ragusina</i>				
<i>Anthyllis vulneraria</i>				
<i>Aphylantes monspeliensis</i>				
<i>Arenaria aggregata</i>				
<i>Arenaria obtusiflora</i>				
<i>Argyrobolium zanonii</i>				
<i>Asparagus acutifolius</i>				
<i>Asparagus officinalis</i>				
<i>Asperula aristata</i>				
<i>Asperula arvensis</i>				
<i>Asphodelus aestivus</i>				
<i>Asphodelus fistulosus</i>				
<i>Astragalus glaux</i>				
<i>Astragalus hamosus</i>				
<i>Astragalus incanus</i>				
<i>Astragalus sesameus</i>				
<i>Astragalus stella</i>				
<i>Atractylis humilis</i>				
<i>Atriplex halimus</i>				
<i>Avena barbata</i>	+	+	+	+
<i>Avena fatua</i>				
<i>Avena sterilis</i>				+
<i>Avenula bromoides</i>				
<i>Biscutella valentina</i>				
<i>Bombycilanea discolor</i>				
<i>Brachypodium distachyon</i>				
<i>Brachypodium phoenicoides</i>				
<i>Brachypodium retusum</i>				
<i>Brassica repanda</i>				
<i>Bromus madritensis</i>				



### III. Estudio de la colonización vegetal

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Bromus rubens</i>	+	+	+	+
<i>Bromus tectorum</i>	+		+	+
<i>Bupleurum fruticosum</i>				
<i>Calendula arvensis</i>			+	+
<i>Camelina microcarpa</i>				
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				
<i>Cardaria draba</i>				
<i>Carduus bourgeanus</i>				
<i>Carduus pycnocephalus</i>			+	+
<i>Carthamus lanatus</i>			+	
<i>Catananche caerulea</i>				
<i>Caucalis platycarpus</i>				
<i>Centaurea aspera</i>	+	+	+	+
<i>Centaurea calcitrapa</i>				
<i>Centaurea melitensis</i>				
<i>Centaurea ornata</i>				
<i>Centaurea scabiosa</i>				
<i>Cerastium pumilum</i>				
<i>Chaenorrhinum serpyllifolium</i>				
subsp. <i>Robustum</i>				
<i>Chenopodium album</i>				
<i>Cichorium intybus</i>	+	+	+	+
<i>Cirsium arvense</i>				
<i>Cistus clusii</i>				
<i>Cistus monspeliensis</i>				
<i>Convolvulus arvensis</i>	+	+	+	+
<i>Convolvulus lanuginosus</i>				
<i>Convolvulus lineatus</i>				
<i>Conyza bonariensis</i>				
<i>Coris monspeliensis</i>				
<i>Coronilla minima</i>				
<i>Coronilla scorpioides</i>				
<i>Crataegus monogyna</i>				
<i>Crepis foetida</i>			+	
<i>Crepis pulchra</i>				
<i>Crepis vesicaria</i>	+		+	+
<i>Crupina crupinastrum</i>				
<i>Cynara scolymus</i>				
<i>Cynoglossum cheirifolium</i>				
<i>Cynosurus echinatus</i>				
<i>Daphne gnidium</i>				
<i>Delphinium sp</i>				
<i>Desmazeria rigida</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Dianthus turolensis</i>				
<i>Digitalis obscura</i>				
<i>Dipcadi serotinum</i>				
<i>Diploxys erucoides</i>	+	+	+	+
<i>Diploxys viminea</i>				
<i>Dittrichia viscosa</i>				
<i>Dorycnium hirsutum</i>				
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>				
<i>Echinaria capitata</i>				
<i>Echinops ritro</i>				
<i>Echium asperrimum</i>				
<i>Echium vulgare</i>				
<i>Erinacea anthyllis</i>				
<i>Erodium ciconium</i>				+
<i>Erodium cicutarium</i>	+		+	+
<i>Erodium malacoides</i>				+
<i>Eruca vesicaria</i>				
<i>Eryngium campestre</i>	+	+		
<i>Euphorbia isatidifolia</i>				
<i>Euphorbia exigua</i>				
<i>Euphorbia helioscopia</i>				
<i>Euphorbia minuta</i>				
<i>Euphorbia serrata</i>	+	+	+	+
<i>Fallopia convolvulus</i>				
<i>Ficus carica</i>				
<i>Filago pyramidata</i>			+	+
<i>Foeniculum vulgare</i> subsp. <i>Piperitum</i>			+	
<i>Fritilaria hispanica</i>				
<i>Fumana ericifolia</i>				
<i>Fumana hispidula</i>				
<i>Fumana laevis</i>				
<i>Fumana scoparia</i>				
<i>Fumaria densiflora</i>				
<i>Fumaria officinalis</i>				
<i>Galactites tomentosa</i>				
<i>Galium aparine</i>				
<i>Galium divaricatum</i>				
<i>Galium murale</i>				
<i>Galium verum</i>				
<i>Galium</i> sp.				
<i>Galium tricornutum</i>				
<i>Genista scorpius</i>		+		
<i>Geranium dissectum</i>				
<i>Geranium molle</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Geranium rotundifolium</i>				
<i>Gladiolus italicus</i>				
<i>Glaucium corniculatum</i>				
<i>Globularia alypum</i>				
<i>Hedypnois cretica</i>				
<i>Helianthemum apeninum</i> subsp.				
<i>cavanillesianum</i>				
<i>Helianthemum asperum</i> subsp. <i>asperum</i>				
<i>Helianthemum hirtum</i>				
<i>Helianthemum ledifolium</i>				
<i>Helianthemum marifolium</i> subsp.				
<i>marifolium</i>				
<i>Helianthemum syriacum</i>				
<i>Helichrysum serotinum</i>				
<i>Helichrysum stoechas</i>				
<i>Helictotrichum filifolium</i>				
<i>Helleborus foetidus</i>				
<i>Herniaria hirsuta</i>				
<i>Hippocrepis bourgaei</i>				
<i>Hippocrepis ciliata</i>				
<i>Hirschfeldia incana</i>				+
<i>Hordeum murinum</i> subsp. <i>leporinum</i>	+	+	+	+
<i>Hormatophylla lapeyrousiana</i>				
<i>Hypocoum imberbe</i>				
<i>Hypericum perforatum</i>				
<i>Iris germanica</i>				
<i>Jasminum fruticans</i>				
<i>Juniperus oxycedrus</i>				
<i>Juniperus phoenicea</i>				
<i>Koeleria vallesiana</i>				
<i>Lactuca serriola</i>				
<i>Lamium amplexicaule</i>				
<i>Lathyrus cicera</i>				
<i>Lathyrus sativus</i>				
<i>Launaea fragilis</i>				
<i>Launaea pumila</i>				
<i>Lavandula latifolia</i>				
<i>Leontodon longirrostris</i>				
<i>Lepidium graminifolium</i>				
<i>Leuzea conifera</i>				
<i>Linaria simplex</i>			+	
<i>Linum narbonense</i>				
<i>Linum suffruticosum</i>				
<i>Lithodora fruticosa</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Lygeum spartum</i>				
<i>Malva cretica</i> subsp. <i>althaeoides</i>				
<i>Malva neglecta</i>				
<i>Mantisalca salmantica</i>				
<i>Marrubium supinum</i>				
<i>Matthiola fruticulosa</i>				
<i>Medicago littoralis</i>				
<i>Medicago lupulina</i>				
<i>Medicago minima</i>			+	+
<i>Medicago orbicularis</i>				
<i>Medicago polymorpha</i>				
<i>Medicago rigidula</i>				
<i>Melica ciliata</i>				
<i>Melilotus sulcatus</i> (o <i>indicus</i> )				
<i>Mercurialis tomentosa</i>				
<i>Muscari neglectum</i>				
<i>Neatostema apulum</i>				
<i>Nerium oleander</i>				
<i>Nonea echioides</i>				
<i>Olea europea</i>				
<i>Ononis fruticosa</i>				
<i>Ononis pusilla</i>				
<i>Ononis spinosa</i>				
<i>Onopordon corimbosum</i>				
<i>Ophris dyris</i>				
<i>Pallenis spinosa</i>		+		+
<i>Papaver dubium</i>				
<i>Papaver hybridum</i>				
<i>Papaver pinnatifidum</i>				
<i>Papaver rhoeas</i>			+	
<i>Paronychia argentea</i>				
<i>Paronychia capitata</i>				
<i>Petrorhagia prolifera</i>				
<i>Phagnalon saxatile</i>				
<i>Phlomis lygnetis</i>				
<i>Pinus pinea</i>				
<i>Piptatherum miliaceum</i>				
<i>Piptatherum paradoxum</i>				
<i>Plantago albicans</i>		+		+
<i>Plantago coronopus</i>				
<i>Plantago lagopus</i>				
<i>Plantago lanceolata</i>				
<i>Plantago sempervirens</i>				
<i>Platycapnos tenuiloba</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Poa annua</i> subsp. <i>Anua</i>				
<i>Poa bulbosa</i>				
<i>Polycnemum arvense</i> subsp. <i>majus</i>				
<i>Polygala rupestris</i>				
<i>Polygonum</i> sp.				
<i>Potentilla reptans</i>				
<i>Prunus dulcis</i>				
<i>Psoralea bituminosa</i>				
<i>Quercus coccifera</i>				
<i>Quercus ilex</i>				
<i>Ranunculus gramineus</i>				
<i>Rapistrum rugosum</i>				
<i>Reseda lutea</i>				
<i>Reseda phyteuma</i>		+		+
<i>Reseda undata</i>				+
<i>Rhamnus alaternus</i>				
<i>Rhamnus lycioides</i>				
<i>Roemeria hybrida</i>				
<i>Rosa</i> sp.				
<i>Rosmarinus officinalis</i>				
<i>Rostraria cristata</i>				
<i>Rubia peregrina</i> subsp. <i>peregrina</i>				
<i>Rubus ulmifolius</i>				
<i>Rumex pulchers</i> subsp. <i>woodsii</i>				
<i>Salvia verbenaca</i>				
<i>Santolina chamaecyparissus</i> subsp. <i>squarrosa</i>		+		
<i>Satureja innota</i>				
<i>Scabiosa atropurpurea</i>				
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	+	+	+
<i>Scabiosa simplex</i>				
<i>Scabiosa stellata</i>				
<i>Scandix pecten-veneris</i>				
<i>Scolymus hispanicus</i>				
<i>Scorpiurus muricatus</i>				
<i>Scorzonera angustifolia</i>				
<i>Scorzonera hispanica</i>				
<i>Scorzonera laciniata</i>	+		+	
<i>Sedum album</i>				
<i>Sedum sediforme</i>				
<i>Senecio gallicus</i>			+	
<i>Senecio vulgaris</i>			+	
<i>Sherardia arvensis</i>				
<i>Sideritis angustifolia</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Sideritis hirsuta</i>				
<i>Sideritis incana</i>				
<i>Silene colorata</i>				
<i>Silene conica</i>				
<i>Silene nocturna</i>	+		+	
<i>Silene vulgaris</i>				
<i>Silybum marianum</i>				
<i>Sisymbrium irio</i>				
<i>Sisymbrium orientale</i>				
<i>Solanum nigrum</i>				
<i>Sonchus asper</i> sp. <i>glaucescens</i>				
<i>Sonchus oleraceus</i>	+	+	+	+
<i>Staehelina dubia</i>				
<i>Stellaria palida</i>				
<i>Stipa capensis</i>				
<i>Stipa lagascae</i>				
<i>Stipa offneri</i>				
<i>Stipa parviflora</i>				
<i>Stipa pennata</i>				
<i>Stipa tenacissima</i>				
<i>Taeniatherum caput-medusae</i>				
<i>Taraxacum vulgare</i>				
<i>Teucrium capitatum</i>				
<i>Teucrium chamaedrys</i>				
<i>Teucrium gnaphalodes</i>				
<i>Teucrium homotrichum</i>				
<i>Teucrium pseudo-chamaepitys</i>				
<i>Teucrium thymifolium</i>				
<i>Thesium humifussum</i>				
<i>Thymelaea pubescens</i>				
<i>Thymus piperella</i>				
<i>Thymus vulgaris</i>				
<i>Tragopogon dubius</i>				
<i>Tribulus terrestris</i>				
<i>Trigonella monspelliaca</i>				
<i>Trigonella polyceratia</i>				
<i>Ulex parviflorus</i>				
<i>Ulmus minor</i>				
<i>Urospermum picroides</i>				
<i>Vaccaria hispanica</i>				
<i>Valerianella discoidea</i>				
<i>Verbascum sinuatum</i>				
<i>Veronica polita</i>				
<i>Vicia angustifolia</i>				

### III. Estudio de la colonización vegetal

---

Especies espontáneas (309)	DesN	DesS	TerN	TerS
<i>Vicia ervilia</i>				
<i>Vicia monantha</i> sp. <i>Calcarata</i>				
<i>Vicia peregrina</i>				
<i>Vicia sativa</i>				
<i>Vitis vinifera</i>				
<i>Vulpia ciliata</i>				

Tabla 3.5. Especies sembradas durante la restauración de los taludes de la zona de estudio. Al lado de cada especie se indica con un signo (+) si fue clasificada como exitosa en alguno de los subambientes estudiados. DesN: Desmontes orientados al Norte; DesS: Desmontes orientados al Sur; TerN: Terraplenes orientados al N; TerS: Terraplenes orientados al Sur. La nomenclatura sigue a Mateo (2001).





# **IV. Influencia de *Medicago sativa* en el desarrollo de las especies seleccionadas para revegetación en taludes de carretera**

## **Introducción**

En el capítulo III se ha visto que algunas de las especies comerciales que fueron sembradas en los trabajos de revegetación son capaces de colonizar de forma exitosa los taludes de carretera. Por lo tanto podrían ser utilizadas en las siembras junto con aquellas especies espontáneas seleccionadas como exitosas. El uso de estas especies comerciales, relativamente fáciles de implantar y muy vigorosas, proporciona buenas coberturas en poco tiempo (Choi 2004). Pero al mismo tiempo se ha descrito que podrían desplazar a las especies espontáneas junto con las que sean sembradas, produciendo comunidades poco diversas, más sensibles a las perturbaciones (Young *et al.* 2005)(Fotografía 4.1, página 62). Este extremo ha sido descrito por muchos autores. Así, Hambler (1990) citando a Humphries (1976); mostraba como una vez se deja de aplicar fertilizante fallan todas las especies introducidas excepto una, convirtiéndose la zona restaurada en un monocultivo de *Festuca rubra*. Los efectos de la introducción de especies no locales en revegetación pueden perdurar incluso 50 años después de la revegetación. En zonas revegetadas con *Agropyron cristatum* en Norteamérica se ha encontrado que, cincuenta años después de la introducción, los campos con *A. cristatum* presentaban menor diversidad y riqueza de especies y, además, los suelos de estas zonas presentaban menor cantidad de nitrógeno disponible para las plantas, de nitrógeno total y de carbono total (Christian & Wilson 1999). En cambio, Gretarsdottir *et al.* (2004) encontró que en ese mismo periodo de tiempo en Islandia las especies

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

introducidas habían desaparecido y habían facilitado la instalación de la vegetación natural. En la Península Ibérica, Ninot *et al.* (2001) describió que en vertederos de minas, las zonas que habían sido sembradas con especies comerciales producían zonas dominadas por una o unas pocas de estas especies. Este fenómeno no es exclusivo de las especies comerciales introducidas y puede darse en zonas en las que se hayan alterado las condiciones naturales. En zonas montañosas con clima continental *Calamagrostis rubescens*, se establece después de alterarse el régimen natural de perturbaciones y es necesario actuar incluso con herbicidas para permitir el establecimiento de las especies deseadas (Page & Bork 2005).

En nuestro caso, una especie candidata a su uso en revegetación es *Medicago sativa* ya que obtuvo las mayores frecuencias y abundancias en los inventarios del capítulo III (datos no mostrados) y ha demostrado su capacidad colonizadora en otros experimentos (Richardson & Evans 1986). Pero al igual que con las especies nombradas anteriormente se ha descrito que una cobertura importante de *M. sativa* impide el establecimiento de otras especies, disminuyendo la supervivencia de las plantas, la biomasa por planta, el área foliar y la densidad/longitud de raíces, aunque no se ha encontrado un efecto en la emergencia (Ayalsew *et al.* 1992). Otras leguminosas, al ser sembradas en el campo, producen efectos similares a *M. sativa*. Por ejemplo, la dinámica de *Melilotus officinalis* en estériles de minas revegetados influye en la composición específica de los mismos: un aumento de la cobertura de *M. officinalis* conduce a una disminución de la diversidad y viceversa, los años en que *M. officinalis* no se ve favorecido aumenta la diversidad de las otras especies (Jochimsen

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

2001). Pero, por otro lado, las leguminosas han sido utilizadas ampliamente en restauración por su importante papel como fijadoras de nitrógeno, y por tanto como mejoradoras de las condiciones del suelo (Jefferies *et al.* 1981). Del Moral & Rozzell (2005), en zonas que se revegetaban después de una erupción volcánica en el norte de EE.UU., encontraron resultados opuestos a los descritos por Jochimsen (2001) estudiando la influencia de *Lupinus lepidus* sobre la vegetación. En ese caso *L. lepidus* favorecía la diversidad de otras especies cuando se encontraba en mayores densidades facilitando a otras especies y acelerando al sucesión. En ambientes mediterráneos semiáridos, como la zona de estudio, se ha descrito que las leguminosas son capaces de mejorar las condiciones del suelo, incrementando los niveles de nitrógeno y carbono y en consecuencia aumentando su actividad microbiana (Alegre *et al.* 2004).

Waldron *et al.* (2005) propusieron que se debería explorar las posibilidades que brinda la utilización combinada en revegetación de especies comerciales con especies locales. A la vista de estos datos, la introducción de leguminosas se plantea como una forma útil de mejorar los resultados de la revegetación pero que hay que evaluar con cautela. Por ello el objetivo de este capítulo es comprobar si la presencia de *Medicago sativa* tiene efectos sobre las especies capaces de colonizar espontáneamente los taludes de carretera. Como quiera que los efectos de la coexistencia entre las especies pueden ser de distinto signo dependiendo de la especie que se trate y también del momento del ciclo vital en que se encuentre la planta (Goldberg *et al.* 2001; Schiffers & Tielborger 2006), en el presente trabajo se estudiará el efecto de la coexistencia sobre la fase de establecimiento y sobre la fase de

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

crecimiento de plantas de distintas especies pertenecientes a distintas familias.

## **Material y métodos**

### **Selección de especies**

Para este experimento se seleccionaron cuatro de las especies espontáneas clasificadas como exitosas en los inventarios descritos en el capítulo III. Se eligieron *Avena barbata* (Poaceae), *Anacyclus clavatus* (Asteraceae), *Bromus rubens* (Poaceae) y *Plantago albicans* (Plantaginaceae) que fueron sembradas junto con *Medicago sativa* (Fabaceae) en condiciones controladas de invernadero.

### **Diseño del experimento**

Las especies fueron sembradas en bandejas de semillero (0,54 x 0,39 x 0,08 m) utilizando como sustrato de cultivo una mezcla de 40% de turba, 40% de fibra de coco y 20% de perlita. Las bandejas permanecieron dentro de un invernadero mientras duró el experimento. Para esparcir las semillas homogéneamente, las semillas se dispusieron regularmente en las bandejas utilizando una rejilla metálica (Fotografía 4.2., página 62).

Las cuatro especies fueron sometidas a dos tratamientos: siembra monoespecífica (3 bandejas/especie, fotografía 4.3, página 63) y siembra en coexistencia con *M. sativa* (3 bandejas/especie, fotografía 4.4, página 63). La densidad de siembra en ambos tratamientos fue la misma (80 semillas por

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

bandeja), pero en el caso de la siembra en coexistencia con *M. sativa* 40 de estas semillas eran de *M. sativa*.

Las plantas crecieron durante 3 meses (de Febrero a Abril de 2003) coincidiendo con la etapa de crecimiento en su hábitat natural. Cuando las plantas habían alcanzado la madurez reproductiva se segaron y se secaron en una estufa (80°C) hasta peso constante para pesarlas y obtener su biomasa aérea (Fotografía 4.4, página 63).

La hipótesis nula en la que se basa este experimento es que *M. sativa* no tiene efecto sobre las especies seleccionadas cuando se siembran juntas. Esta hipótesis se contrastará mediante dos variables: el establecimiento y la producción de biomasa. Evaluaremos si las plantas sembradas en compañía de *M. sativa* ven reducido o aumentado su porcentaje de establecimiento o su producción de biomasa al final del experimento.

Para calcular si la presencia de *M. sativa* afecta al establecimiento se comparará el % de establecimiento ( $n^{\circ}$  de plantas/ $n^{\circ}$  de semillas sembradas) en las bandejas con y sin *M. sativa*.

Debemos tener en cuenta que los valores de biomasa por planta pueden dar una idea errónea de la intensidad de la competencia si en alguna de las bandejas de una especie la densidad de plantas (independientemente de la especie a la que pertenezcan) es muy distinta entre las siembras monoespecíficas y las siembras en coexistencia. Una densidad de plantas mayor en las bandejas de coexistencia que en las monoespecíficas podría producir plántulas más pequeñas debido a la densidad y no tanto a la identidad de las especies presentes y viceversa. Por esto se

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

ha tenido en cuenta también el número total de plántulas en los análisis.

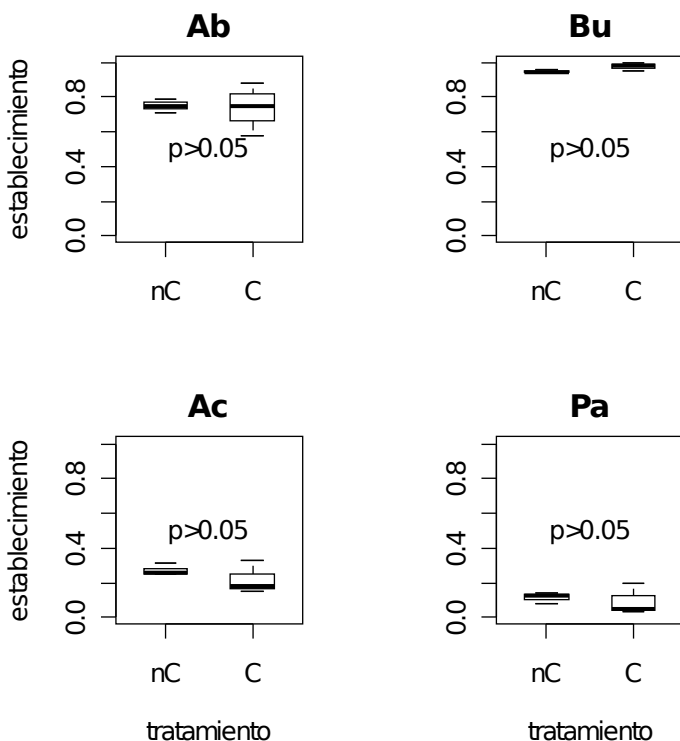
Las comparaciones entre las variables (biomasa por planta, número de plantas por bandeja y porcentaje de establecimiento) se llevaron a cabo mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov utilizando el programa estadístico R (R Development Core Team 2005).



## Resultados

### Tasa de de establecimiento

Los resultados de establecimiento fueron muy similares entre ambos tratamientos, con y sin *M. sativa*, para todas las especies estudiadas (Figura 4.1). En ninguno de los casos el resultado de la prueba de Kolmogorov-Smirnov mostró que existiesen diferencias significativas.



#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

Figura 4.1. Gráficos de cajas donde se muestra la tasa de establecimiento que obtuvieron las especies estudiadas (Ab, *Avena barbata*; Bu, *Bromus rubens*; Ac, *Anacyclus clavatus*; Pa, *Plantago albicans*) en cada tratamiento (nC, bandejas mono-específicas; C, bandejas con *Medicago sativa*). Dentro de cada gráfico se indica la significación de la prueba de Kolmogorov-Smirnov, en todos los casos el número de réplicas fue 3.

### **Número de plantas por bandeja**

No hay diferencias significativas en cuanto al número total de plantas por bandeja entre las siembras mono-específicas y las pluriespecíficas. En todos los casos, el p-valor de la prueba de Kolmogorov-Smirnov fue mayor que 0,05, por lo que las diferencias que encontremos en cuanto a la producción de biomasa por planta entre ambos tratamientos se deberá a la presencia de *M. sativa* y no a variaciones en la densidad de plantas en la bandeja.

### **Biomasa por planta**

Los resultados fueron distintos según las especies estudiadas (Figura 4.2). *A. barbata*, *B. rubens*, y *A. clavatus* vieron aumentada su biomasa por planta en convivencia con *M. sativa* más de 1,5 veces, siendo las diferencias significativas en los tres casos. En cambio, la biomasa por planta de *P. albicans* se vio reducida a un cuarto al crecer junto con *M. sativa*, siendo esta diferencia significativa.

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

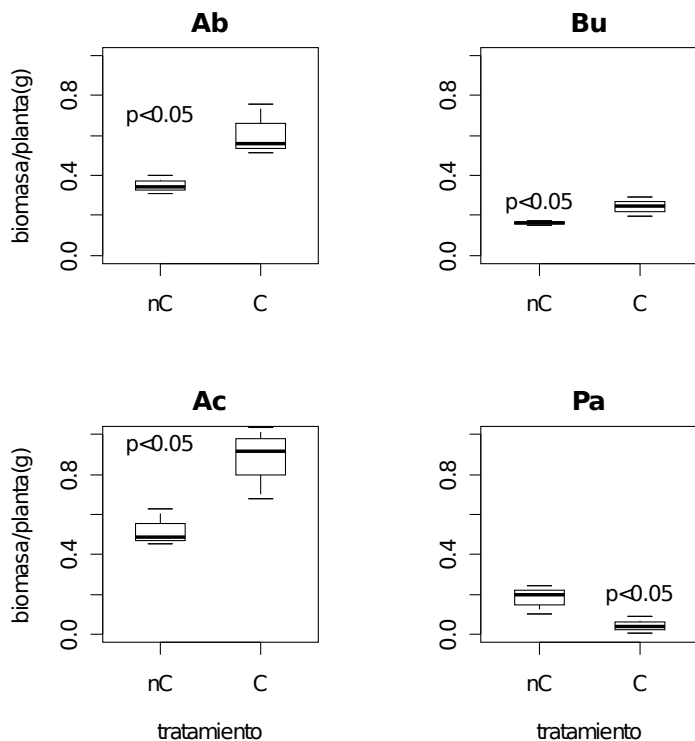


Figura 4.2. Gráficos de cajas donde se muestra la biomasa por planta (g) producida por las especies estudiadas (Ab, *Avena barbata*; Bu, *Bromus rubens*; Ac, *Anacyclus clavatus*; Pa, *Plantago albicans*) en cada tratamiento (nC, bandejas mono-específicas; C, bandejas con *Medicago sativa*). Dentro de cada gráfico se indica la significación de la prueba de Kolmogorov-Smirnov, en todos los casos el número de réplicas fue 3.

## **Discusión**

Antes de interpretar estos resultados debemos tener en cuenta las limitaciones de este experimento. En primer lugar, la convivencia entre las especies en el campo se produce entre más de dos especies y la distribución de las semillas después de la siembra en el campo no es regular como el patrón utilizado en este experimento. En este experimento no se ha tenido en cuenta la biomasa radicular de las plantas por las dificultades que esto implica. En todo caso, hemos asumido que la biomasa aérea es un buen indicador del proceso de coexistencia, aunque un estudio de las interacciones bajo el suelo podría haber dado una idea más exacta de los procesos.

En este experimento hemos encontrado que el efecto de la coexistencia de las especies sembradas con *M. sativa* es variable según la especie estudiada y según la fase del ciclo vital. Esta variación según la fase del ciclo vital ya había sido descrita anteriormente por Ayalsev *et al.* (1992). Estos autores describían como al sembrar sobre zonas ocupadas por *M. sativa* la tasa y la velocidad de germinación de las especies sembradas no se veían afectadas. En cambio, el desarrollo de las plantas se veía muy mermado por la presencia de un dosel denso de *M. sativa*. Este efecto, aunque siempre negativo, era muy variable entre especies. Schiffers & Tielborger (2006), estudiando a las plantas en sus ambientes naturales, encontraban que poco después de la germinación se daba una cierta facilitación y que los procesos de competencia se producían más tarde, una vez las plantas ya se habían desarrollado. Goldberg *et al.* (2001) afinaron más y

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

separaron el ciclo vital en tres fases. Estos autores encontraron que en la fase de emergencia había una competencia clara entre las especies, proponiendo que el mecanismo que producía esta competencia no era a través de la explotación de los recursos, sino que se debía a fenómenos de interferencia (alelopatía, aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> o procesos similares) que no eran capaces de explicar. Durante la segunda fase del ciclo vital que delimita Goldberg *et al.* (2001), la fase de supervivencia, aparecen una serie de efectos negativos entre las especies. En nuestro caso, los datos de establecimiento, que por la forma de obtenerlos engloban estas dos primeras fases propuestas por Goldberg *et al.* (2001), muestran que no hay un efecto de *M. sativa* sobre las otras plantas. Esto podría deberse a que no se sembraron las semillas con suficiente densidad como para que exista un efecto de interferencia entre las semillas germinantes.

La tercera fase del ciclo vital que delimita Goldberg *et al.* (2001), la de crecimiento, se corresponde con la segunda fase delimitada por Schiffers & Tielborger (2006) y con la que nosotros medimos mediante la producción de biomasa. Los dos trabajos citados describen efectos claros de la competencia durante la fase adulta de crecimiento, atribuyendo Goldberg *et al.* (2001) este efecto a competencia por la explotación de los recursos frente a la competencia por interferencia propuesta para las plántulas. Estos resultados se oponen a lo que encontramos nosotros para tres de las cuatro especies sembradas, en nuestro caso la facilitación es predominante. Al parecer, las cuatro especies son sensibles a la presencia de *M. sativa*, pero solo *P. albicans* se ve afectado negativamente.

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---

La facilitación es un factor muy importante en los trabajos de restauración (Gómez-Aparicio *et al.* 2004; Pugnaire & Padilla 2006), y en concreto la introducción de leguminosas hace años que se practica para mejorar las condiciones del suelo por su importante papel como fijadoras de nitrógeno, y por tanto como mejoradoras de las condiciones del suelo (Jefferies *et al.* 1981; Richardson & Evans 1986; Alegre *et al.* 2004; del Moral & Rozzell 2005).

En conclusión, *M. sativa* tiene un efecto claro sobre las especies estudiadas, facilitando a tres de ellas (*A. barbata*, *B. rubens* y *A. clavatus*) y compitiendo con una de ellas (*P. albicans*). Este efecto se debe a interacciones durante la fase adulta, ya que en ninguno de los casos la presencia de *M. sativa* ha afectado al establecimiento de las plantas.

Por supuesto estas interacciones entre especies en el campo se producen entre un número mayor de especies y en condiciones ambientales diversas. Por esto se hacen necesarios experimentos en los que participen un mayor número de especies y se tengan en cuenta variables ambientales, y que se complementen con estudios *in situ* donde se comprueben los procesos descritos en este trabajo en situaciones más reales.

## Fotografías



Fotografía 4.1. Se muestra un talud colonizado únicamente por *M. sativa* en el que la diversidad es muy baja y no se ha llegado a colonizar totalmente.



Fotografía 4.2. Bandeja de semillero donde se llevó a cabo la siembra. Se muestra además la rejilla que permitió la siembra localizada de las semillas para su posterior seguimiento.

#### IV. Influencia de *Medicago sativa*

---



Fotografía 4.3. Bandeja con un cultivo monoespecífico de *A. barbata* pocas semanas después de la germinación.



Fotografía 4.4. Bandeja con *B. rubens* y *M. sativa* unas semanas antes de ser segada.





# **V. Estudio de la dispersión como factor limitante para la colonización vegetal. Una aproximación observacional<sup>5</sup>**

---

<sup>5</sup> Extraído de: Bochet, E, García-Fayos, P. and Tormo, J., Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. Restoration Ecology. 15, 1. En prensa.

## **Resumen<sup>6</sup>**

Se analiza la importancia de la vegetación de las proximidades de los taludes de carretera para determinar la colonización vegetal de los mismos. Este estudio se ha llevado a cabo en una zona semiárida del Este de la Península Ibérica. En concreto en los taludes de carretera de la autovía A3 a su paso por la comarca de Requena-Utiel.

Se han utilizado dos aproximaciones metodológicas diferentes e independientes. Se ha examinado la influencia de las semillas de la vegetación próxima a los taludes para determinar su composición específica y la eficiencia de las distintas estrategias de dispersión de las especies para producir la colonización en los taludes. Teniendo en cuenta la influencia que podría tener sobre la colonización vegetal factores como la orientación o el tipo de talud (Desmonte o terraplén)

La primera aproximación metodológica consistió en una prueba de aleatorización para comparar la similitud florística entre los taludes de carretera, la flora colindante y la flora local (acervo regional de especies que se encuentra en el mismo clima y las mismas condiciones edafológicas que en los taludes de carretera).

La segunda aproximación metodológica consistió en comparar los mecanismos de dispersión de semillas de las especies de la flora de los taludes de carretera con los

---

<sup>6</sup> Por exigencias de la Universidad de Valencia al principio de cada capítulo escrito en un lengua no oficial de la Universidad de Valencia se ofrece un resumen en una de las lenguas oficiales de la misma.

mecanismos de dispersión de las especies de la flora adyacente. Para llevar a cabo esta comparación se utilizó un análisis de frecuencias.

La composición específica de los taludes de carretera fue más parecida a la flora de las zonas adyacentes que lo que cabría esperar por azar. Las especies anemócoras (dispersadas por el viento) están sobre representadas en los taludes de carretera 8 años después de la construcción de los mismos.

Concluimos que la dispersión de las semillas desde la vegetación próxima es un factor muy importante en la colonización de los taludes de carretera. Sin embargo, este acervo inicial de especies se ve modificado de forma muy importante por las malas condiciones para las plantas que se dan en los desmontes y en los taludes orientados al Sur.

Estos resultados tiene importantes implicaciones para la restauración de taludes de carretera porque sugieren que las zonas adyacentes deben mantenerse con vegetación para incrementar la llegada de semillas de especies adaptadas a las condiciones locales. Esto aceleraría el proceso de colonización. Se discute la aplicación de esta sencilla estrategia de restauración junto con otras que combinan el uso de la colonización natural y las mejoras del suelo a restaurar (esparcido de tierra vegetal, aplicación de enmiendas u otras).

## **Introduction**

Understanding the mechanisms behind the establishment of plant communities is a significant area of research in plant ecology. Although at a regional scale, species composition is primarily determined by environmental conditions, on a local scale plant assemblages are largely determined by dispersal processes (Ozinga *et al.* 2005). In the last decade, many studies have provided evidence that seed dispersal contributes significantly to plant colonization in different types of environments. A broad suite of descriptive studies have focused on comparisons of the floristic composition of different pools of species (local versus regional) and on the hypothesis that the availability of diaspores and probability of their arrival at a specific site are inversely related to the distance of the diaspore source (Willson 1993). Butaye *et al.* (2002) pointed out that 91% of the species occurring in newly colonized forest patches in a fragmented agricultural landscape in central Belgium were contained in the neighbouring older forests within a radius of 1000 m. In a mixed deciduous forest in Belgium, Verheyen and Hermy (2001) attributed a decline in the frequency and abundance of species with increasing distance from the colonization source to dispersal limitation. Dzowonko (1993) obtained similar results in a fragmented agricultural landscape of southern Poland; they argued that nearby old growth forests provided the main source of diaspores to newly colonized woodlands and that the species composition and richness of newly colonized areas was determined by their distance from old

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

---

growth forests. Moreover, in these woodlands, seed dispersal strategy greatly affected which seeds reached isolated woods; hovering and flying anemochores (wind-dispersed seeds) and endozoochores (dispersed by animals by ingestion) were the best colonizers while heavy anemochores, myrmecochores (ant-dispersed seeds), and barochores (gravity-dispersed seeds) were much less successful (Dzwonko & Loster 1992).

Another suite of studies that involved experimentally adding seeds to either existing populations (seed augmentation) or unoccupied sites (seed introduction) also permitted assessment of the importance of seed availability and dispersal to the species diversity and abundance of plant communities (Primack & Miao 1992; Ehrlén & Ericksson 1996; Zobel *et al.* 2000; Tofts & Silvertown 2002; Foster & Tilman 2003). In all these studies, addition of missing diaspores increased the species density and richness, providing evidence that presence of diaspores alone is a major contributor to the number and abundance of species in communities in a wide range of environments.

Recent studies in disturbed environments have revealed that plant colonization is often limited by the availability of immigrant propagules and by the considerable distance of appropriate seed source to target areas. These results have been found in a broad range of study areas including volcano slopes (del Moral & Wood 1993), abandoned lignite-mining areas, and basalt quarries (Novák & Prach 2003). Novák and Konvicka (2006) pointed out that to date very few quantitative studies have focused on the role of the neighbouring vegetation in the colonization of disturbed sites. This is all the more surprising because severely disturbed environments with unvegetated areas represent an

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

ideal opportunity for understanding the process of colonization in competition-free microsites.

Road slopes are one type of disturbed area that offer this opportunity and are abundant around the world. Many floristic surveys of roadside vegetation within various climatic regimes and gradients have been published, revealing the importance of rainfall, temperature, altitude, and soil fertility in determining roadside floristic composition for instance (for instance Frenkel 1970; Holzapfel & Schmidt 1990; Heindl & Ullmann 1991; Ullmann *et al.* 1995; Godefroid & Tanghe 2000). However, very little is known about the importance of seed dispersal from neighbouring vegetation in the colonization of road slopes (Alborch *et al.* 2003). Bochet & García-Fayos (2004) found that slope angle, slope type (road fill versus road cut), and slope aspect (north versus south) are the primary determinants of vegetation development and floristic composition of road slopes under semiarid conditions. These authors also showed that duration of available water for plants and soil fertility are the key factors explaining differences in vegetation when slope angle is lower than 45°. They assumed that seed dispersal processes from adjacent areas were similar in all types and aspects of road slopes and that differing slope conditions are the primary forces shaping the pool of species that established. Our research tests the assumption that seed dispersal processes are controlled by similar factors in all types and aspects of road slopes and therefore differential species immigration is not controlling these differences.

We hypothesize that most seeds arriving at a site have dispersed from the nearest areas, and consequently, the vegetative composition of road slopes is more similar to that of

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

---

surrounding areas than to the local flora (the pool of plant species of the regional flora living in the same climate and soil conditions as the area where the road slopes were built), regardless of the type and aspect of the road slope. As service roads and wire fences surrounding a road slope may act as barriers to plant migration and animal movement, we expect that species with long distance dispersal mechanisms that are independent of animals may be most successful in reaching a road slope. Consequently, we hypothesize that wind-dispersed species will be over represented on road slopes relative to the flora of the surrounding areas. To test these hypotheses we compared floristic composition and seed dispersal strategies of vegetation on thirty-six road slopes differing in slope type and aspect to that of both surrounding areas and the local flora.

The resulting information may be applicable to restoration ecology because it has been argued repeatedly that spontaneous processes such as colonization and succession are a suitable tool for restoration of various disturbed sites (Bochet & García-Fayos 2004). Moreover, Matesanz *et al.* (2006) encouraged future research focused on understanding the establishment of autochthonous species and identifying environmental conditions under which commonly used and expensive hydroseeding with commercial species could be avoided. Materials and methods



## **Materials and methods.**

### **Study area**

The study area is situated in the region of “La Plana de Utiel-Requena” of the Valencian Community, Spain (39°29’N; 1°06’W). Road slopes selected as study sites are located between km 307 and km 267 of the east to west A-3 divided highway that links Valencia with Madrid. Road slopes were 6 to 8 years old at the time of vegetation survey. Soils are derived from calcareous marls and clays of Tertiary origin (García 1996). The climate is semiarid, with 418 mm of precipitation and a mean temperature of 14.2°C at the Requena Meteorological Station (Pérez 1994). Intra- and inter-annual variations of rainfall are important, with the most abundant and erosive rainfalls falling in May and October. Frost events may occur in winter, and summer drought usually lasts from one to three months. A broader description of the study site and road building conditions can be found in Bochet & García-Fayos (2004).

The existing vegetation adjacent to the road slopes has suffered the impact of human activities for centuries. Vineyards, almond, and olive groves cover a large proportion of the area adjacent to these road slopes, but shrublands and open forests still remain in small patches between the cultivated fields. The dominant tree species is *Pinus halepensis* (Pinaceae); the most abundant shrubs are *Rosmarinus officinalis* and *Thymus vulgaris* (Lamiaceae), *Genista scorpius* (Fabaceae), and *Quercus coccifera* (Fagaceae); and the most prevalent grasses are *Brachypodium*

*retusum*, *Koeleria vallesiana*, *Stipa offneri*, and *Helictotrichon filifolium* (Poaceae). Soil, climate, and vegetation are similar among study sites, with comparable ratios of cultivated areas to shrubland patches in the vicinity of all road slopes.

## **Road slope selection**

Thirty-six road slopes were selected, all greater than 5 m long (top to bottom of the slope) and 20 m wide and with less than 5% cover of rock outcrops. Slope angles ranged between 25° and 45°. The road slopes encompassed different slope types and aspects; we sampled 9 north- and 11 south-facing road cuts and 7 north- and 9 south-facing road fills. Road cuts result from the excavation of high areas and road fills are built by accumulating and compacting unconsolidated materials from adjacent areas.

The slopes were hydroseeded with a standard mixture of commercial species just after the road was built, with no addition of topsoil. Only two of the hydroseeded species (*Medicago sativa* and *Onobrychis viciifolia*) remained 8 years after road building.

## **Floristic composition**

In order to capture the species with different phenologies, floristic composition was sampled once in early spring and once in early summer on the road slopes (RS) and in adjacent surrounding areas (ASF) between 2000 and 2002. Hydroseeded species present on road slopes were not included in the floristic lists. The

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

---

complete list of species present in the 36 adjacent surrounding floras was defined as “local flora” (LF) of the study area.

Floristic composition (presence/absence data) of a road slope was determined by two people walking the slope parallel to the road, one in the upper part and the other in the lower part of the slope, recording all species found in their respective fields of vision. One-meter wide belts along the upper and lower borders of the slopes were not sampled to avoid possible interferences with the surrounding flora. Although the total area sampled was different for every road slope, we did not find any relation between the size of the sampled areas and the percentage of common species between the road slope and surrounding area ( $r = 0.044$ ,  $p = 0.799$ ,  $n = 36$ ). The area sampled in the surrounding flora was proportional to the area sampled in the road slope. Surrounding flora was sampled in a semi-circle with a radius of 150 meters (Figure. 5.1.). The list of species present in the adjacent surrounding flora was compiled using the same survey method as the road slopes.

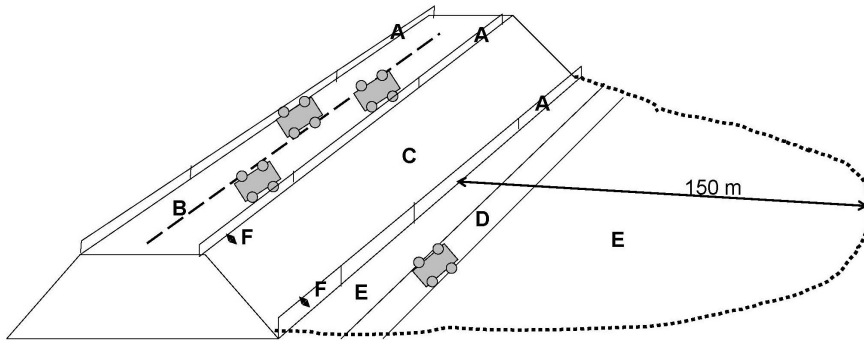


Figure 5.1. Sampling design for road slopes and surrounding vegetation. (A: wire fencing; B: road; C: road slope; D: service road; E: surrounding vegetation; F: one-meter wide unsampled vegetation belts).

## Dispersal categories

All species were classified into two main dispersal categories: anemochorous and other dispersal strategies. These two main categories were used because anemochorous species have a higher probability of reaching a slope from the surrounding area than do species in the other dispersal categories (barochores, autochores (self-dispersed), ballistic (free-fall dispersal), and myrmecochores). Additionally, even though zoochorous (animal-dispersed) species have the potential to be dispersed farther than anemochorous species, the absence of vegetation with suitable perches for birds on road slopes and the presence of wire fencing preventing animals from accessing the slopes, can considerably decrease the probability of finding zoochorous species on road slopes.

Species were assigned to dispersal categories based on information from available databases (Molinier & Müller 1938; van der Pijl 1972; Hensen 1999; Bochet & García-Fayos 2004). In the few cases in which species dispersal mechanism was not included in the databases, morphology of the seed and comparison with close taxa of a known dispersal category were used to assign a dispersal strategy (but see Higgins *et al.* 2003).

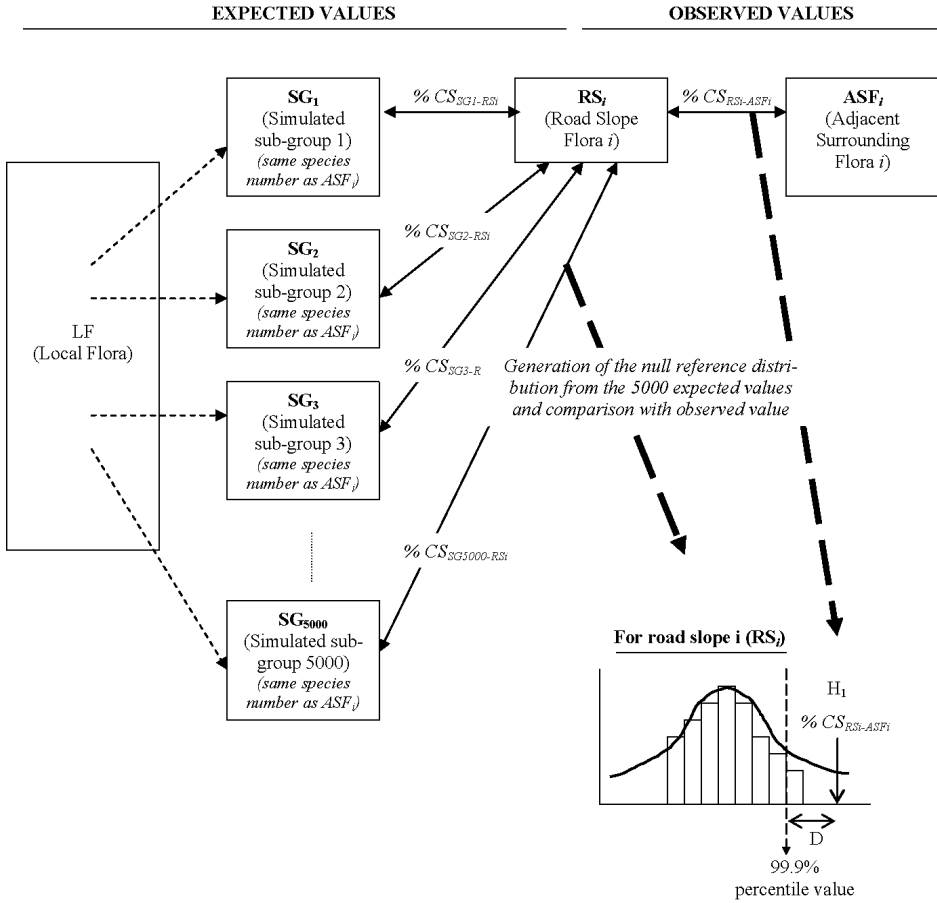
## **Statistical analyses**

A randomization test was performed to determine the extent to which floristic composition of the road slope (RS) was determined by seed dispersal from species of the adjacent surrounding flora (ASF). The null hypothesis was that if seed dispersal from the surrounding vegetation did not play an important role in road slope colonization, then similarity between species in the existing road slope flora and adjacent surrounding area should not be higher than similarity with a random set of species of the local flora (LF). The methodology and programming procedure were based on Butaye *et al.* (2002), although they were slightly modified to accommodate the objectives and requirements of our study (Figure. 5.2.).

First, the number of species matches between each road slope flora ( $RS_i$ ) and its adjacent surrounding flora ( $ASF_i$ ) was calculated and expressed as the percentage of the species present in the road slope (observed value,  $CS_{RS_i - ASF_i}$ ).

# V. Estudio de la dispersión. Observacional.

## RANDOMIZATION TEST



## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

Figure 5.2. Schematic diagram of the randomization procedure to test whether the floristic composition of the road slope was determined by the species composition of the adjacent surrounding flora (detailed explanation in Materials and Methods).  $CS_{RSi} - ASF$  (observed value): number of species matches between each road slope flora ( $RS_i$ ) and its adjacent surrounding flora ( $ASF_i$ ), expressed as the percentage of the species present in the road slope.  $CSSG - RSi$ : number of matches in floristic composition between each road slope ( $RS_i$ ) and the randomly assigned sub-group ( $SG$ ), expressed as the percentage of the species present in the road slope. The randomization model was run 5000 times for each road slope to generate a null reference distribution.  $D = \text{observed value} - 99.9\% \text{ percentile value}$ .

Second, sub-groups ( $SG$ ) with the same number of species as that of each surrounding flora to each road slope ( $ASF_i$ ) were randomly selected from the local flora ( $LF$ ). Third, the number of species matches between each road slope ( $RS_i$ ) and the randomly assigned sub-group ( $SG$ ) was calculated and expressed as the percentage of the species present in the road slope ( $CS_{SG - RSi}$ ). The randomization model was run 5000 times for each road slope to generate a null reference distribution. When the observed value ( $CS_{RSi - ASF_i}$ ) was greater than the 99.9 percentile value obtained from the random distribution generated under the null hypothesis, it was considered to be significantly different ( $p < 0.001$ ) from that expected at random (Fortin & Jacquez 2000).

The difference ( $D$ ) between the observed value and the 99.9% percentile value of the random distribution was used to test for differences in the size of the effect of dispersal between road slope types and aspects. A generalized linear model analysis (GLM) was performed with slope type and aspect as factors after checking variable  $D$  for normality and homoscedascidity.

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

A Chi-square goodness of fit test was used to measure how far the distribution of the frequencies of dispersal categories in the road slopes deviated from the distribution in the corresponding surrounding flora. The number of species falling into each dispersal category was recorded for each road slope (=observed frequency) and for the corresponding surrounding area. The expected frequency was calculated for each dispersal category by multiplying the number of species in the road slope by the proportion of each dispersal category obtained in the surrounding flora.

Data from the 36 replicates were also tested for heterogeneity using chi-square analysis (Zar 1996). After the homogeneity of the distribution of dispersal categories for each group of road slopes was confirmed, it was assumed that all replicates from one type and aspect of road slope came from the same population or from populations having the same class ratios, and therefore frequencies of the replicates were pooled. Pooling was achieved by totalling all the observed frequencies of one slope type, totalling all the expected frequencies, and then performing a chi-square test on these totals. As the number of categories tested was equal to two, the Yates correction for continuity ( $\chi^2_c$ ) was applied (Zar 1996).



## **Results**

A total of 310 vascular species were recorded in the road slopes and surrounding flora. 177 species were common to road slopes and surrounding areas, 119 species were specific to surrounding areas and 14 were recorded only on road slopes. Percentages of species overlap by aspect and slope type between the road slopes and their adjacent surrounding floras are provided in Table 5.1.

### **a. Randomization test**

Species composition of road slopes resembled that of the adjacent surrounding flora more than expected by chance; road slopes were therefore not a random sample of the local flora of the study area. In each of the 36 road slopes, the percentage of shared species was significantly higher than expected by chance (percentile 99.9% value,  $p < 0.001$ ) (Table 5.1). Moreover, no significant differences existed in D values between the slope types and aspects ( $F_{1,32} = 2.128$ ,  $p = 0.154$  for type;  $F_{1,32} = 0.016$ ,  $p = 0.900$  for aspect and  $F_{1,32} = 0.000$ ,  $p = 0.987$  for their interaction), indicating that the contribution of seed dispersal to plant colonization was not affected by either the type or aspect of the slopes (Table 5.1).

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

Table 5.1. Results of the randomization test for the influence of the floristic composition of the surrounding flora on species composition of road slopes. *ID= road slope identification; Slope type: Rf= road fill, Rc= road cut, N= north-facing, S= south-facing; RS= number of species recorded in the road slope; ASF= number of species recorded in the adjacent surrounding flora; CS= common species between the RS and ASF expressed as a percentage of the species present in the road slope; D= (CS - 99.9% percentile value of the null reference distribution).*

ID	Slope type	RS	ASF	CS (%)	D	ID	Slope type	RS	ASF	CS (%)	D
1	Rf N	38	99	86.84	31.58	17	Rc N	29	121	79.31	17.24
2	Rf N	62	89	59.68	17.74	18	Rc N	32	105	78.13	18.75
3	Rf N	21	116	95.24	23.81	19	Rc N	26	120	88.46	19.23
4	Rf N	54	117	72.22	16.66	20	Rc N	55	113	76.36	21.81
5	Rf N	54	97	83.33	35.18	21	Rc N	35	83	77.14	28.57
6	Rf N	45	103	86.67	33.33	22	Rc N	45	110	88.22	32.66
7	Rf N	30	120	86.67	23.34	23	Rc N	8	82	87.50	12.50
CS(%) Mean ± SD 81.52±11.81					CS(%) Mean ± SD 82.74±6.57						
ID	typeSlope	RS	ASF	CS (%)	D	ID	typeSlope	RS	ASF	CS (%)	D
8	Rf S	73	102	53.42	5.47	26	Rc S	40	117	95.00	35.00
9	Rf S	48	90	68.75	20.83	27	Rc S	40	105	70.00	15.00
10	Rf S	45	87	84.44	37.77	28	Rc S	47	116	83.33	25.88
11	Rf S	37	122	81.08	18.92	29	Rc S	56	117	85.71	30.35
12	Rf S	54	156	90.74	18.52	30	Rc S	17	109	82.35	11.76
13	Rf S	46	106	80.43	26.09	31	Rc S	13	95	76.92	7.69
14	Rf S	56	105	82.14	30.35	32	Rc S	24	124	100.00	33.33
15	Rf S	46	105	78.26	28.26	33	Rc S	26	92	73.08	19.23
16	Rf S	28	105	71.43	10.72	34	Rc S	47	118	82.98	23.41
CS(%) Mean ± SD 76.74±10.93					CS(%) Mean ± SD 84.00±9.37						

## **b. Dispersal categories in road slopes and adjacent surrounding areas**

As  $\chi^2$  analyses, performed both including and excluding the two replicates that showed expected frequencies less than 5, produced similar results, we present results for the whole set of 36 road slopes.

The test of heterogeneity performed with the whole set of 36 replicates revealed that replicates were homogeneous ( $\chi^2=34.210$ , d.f.=35,  $p>0.05$ ), indicating that no interaction existed between slope type and aspect and that segregation of dispersal categories in road slopes was similar for all slope types and aspects. Replicates were also homogeneous when analyzed separately for each slope type and aspect ( $\chi^2=5.64$ , d.f.=6, for north-road fills;  $\chi^2=4.99$ , d.f.=8, for south road fills;  $\chi^2=12.48$ , d.f.=8, for north road cuts and  $\chi^2=9.23$ , d.f.=10, for south road cuts;  $p>0.05$  in all cases). Pooled observed frequencies of anemochorous species were in all cases significantly higher than the corresponding pooled expected frequencies in the surrounding areas, whereas the opposite trend was observed for the "other" dispersal category (Table 5.2). These results indicated that the proportion of anemochores was significantly higher in the road slopes than expected under the null hypothesis, whereas the combined proportion of barochores, autochores, zoochores, ballistics, and myrmecochores were significantly lower than expected regardless of the slope type and aspect. The average

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

percentages of anemochores in the road slopes and surrounding vegetation were, respectively,  $45.2 \pm 5.3$  and  $33.2 \pm 3.7$  % for north-facing road fills,  $39.7 \pm 6.1$  and  $31.7 \pm 2.3$  % for south-facing road fills,  $43.0 \pm 10.7$  and  $34.1 \pm 3.4$  % for north-facing road cuts,  $37.3 \pm 8.1$  and  $31.5 \pm 3.0$  for south-facing road cuts.

Table 5.2. Results of the  $\chi^2$  analysis comparing the distribution of dispersal mechanisms of species on road slopes and in adjacent surrounding vegetation. The observed and expected values correspond to the pooled frequencies of a specific group of road slopes (see Materials and methods section). *Rf*= road fill; *Rc*= road cut; *N*= north-facing; *S*= south-facing;  $\chi^2$  = chi-square value; *p*= significance level.

Slope type	Dispersal category				$\chi^2$	p
	Anemochorous		Other			
	Observed	Expected	Observed	Expected		
All slopes	571.00	460.22	834.00	944.78	39.30	<0.05
Rf N	136.00	103.20	168.00	200.80	15.31	<0.05
Rf S	167.00	136.63	266.00	296.37	9.54	<0.05
Rc N	122.00	97.18	159.00	183.82	9.31	<0.05
Rc S	146.00	123.22	241.00	263.78	5.91	<0.05

## **Discussion**

In road fragmented landscapes, where spontaneous colonization relies almost entirely on vegetation in close proximity to the slopes, seed dispersal from surrounding areas is a major contributor to plant colonization and a major factor determining species composition on road slopes, regardless of slope type and aspect. Ninety percent of species found on road slopes after an 8-year colonization period originated primarily from the immediate vicinity, while a small proportion of species occurring on road slopes (10%) were not recorded in the surrounding flora. The latter group might be absent from the surrounding species list due to survey methodological limitations. Alternatively, these species might have been introduced by human dispersal mechanisms via machinery during road building (Schmidt 1989) or might have migrated along the road slopes (Tikka *et al.* 2001). However, according to van Dorp *et al.* (1997), migration rates of species along narrow and unproductive linear landscape elements, such as road slopes, should be low. The percentage of species able to disperse from the surrounding flora adjacent to road slopes (i.e. 60%, mainly ruderal) was similar to that obtained by Tikka *et al.* (2000) for road and railway edges within natural grasslands, but much higher than that reported by Butaye *et al.* (2002) for forest species of an agricultural landscape.

Wind dispersed species were over represented in the flora of the road slopes, as predicted. Anemochores, as well as long-distance dispersed zoochorous species, have been identified as quick colonizers of new sites in a wide range of habitats (Hardt &

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

Forman 1989; Dzwonko 1993; Burke & Grime 1996; Campbell *et al.* 2003). However, along roadways, zoochorous species are unlikely to be quick colonizers as the environmental conditions and security requirements of motorway environments (e.g. absence of trees and perching places for birds; presence of wire fencings, service roads, and traffic noise), make road slopes inhospitable for breeding birds and other kind of animals (Cuperus *et al.* 1996; Verdu & García-Fayos 1996). After an eight-year colonization period, short-distance dispersed species, such as barochores, autochores, and ballistics, had fewer opportunities to reach the slopes from adjacent surrounding areas. Van Dorp *et al.* (1997) and Kirkman *et al.* (2004) indicated that species with short-range seed dispersal are unlikely to recolonize restored ecosystems, and are therefore particularly vulnerable to habitat fragmentation. However, the probability of short-distance seed dispersal species colonizing slopes should increase with time.

Despite the relatively high and consistent immigration rates of species from the surrounding areas to the road slopes in this study and the similarity in the number of species·m<sup>-2</sup> regardless of type and aspect recorded by Bochet & García-Fayos (2004) in the same slopes, these areas have relatively low vegetative cover. Cover values were 78 and 44% on north- and south- road fills and 10 and 5% on north- and south- road cuts, respectively. If hydroseeded species were not included, these values would be even lower as these species make up over 50% of the vegetative cover on all road slopes. This seems to indicate that, once a seed has reached the slope, other ecological filters control the next steps of the colonization process.

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

One potential limiting factor to vegetative establishment on steep slopes could be the removal of seeds or uprooting of plants by severe runoff (Cerdà & García-Fayos 1997). Bochet & García-Fayos (2004) observed that road cuts suffered higher rates of soil erosion than did road fills. However, this is unlikely to be important in the arid conditions of this study area. García-Fayos & Cerdà (1997) demonstrated that seed losses by runoff were lower than 10% on semiarid badland slopes and could not fully explain the lack of vegetation (García-Fayos *et al.* 1995). In addition, Alborch *et al.* (2003) did not find any significant differences in soil seed densities between road cuts and road fills in the studied road slopes, thus supporting the conclusion that neither seed dispersal nor seed losses by runoff and soil erosion could explain the differences in vegetation development and composition in road slopes.

Tormo *et al.* (2006, capítulo VI) showed by experimental sowing on road slopes of the same study area that the soil conditions of road slopes were the most limiting factor to plant colonization after seed had reached the slope. This result is consistent with low soil fertility found on the study road slopes (Bochet & García-Fayos 2004); total nitrogen ( $0.072 \pm 0.003\%$ ) and organic matter contents ( $1.1 \pm 0.3\%$ ) of road slopes were up to 3 and 6 times lower, respectively, than in the surrounding areas.

The importance of soil conditions to vegetative establishment is further supported by gradients in vegetative cover seen on different aspects and types of road slopes. Vegetative cover decreases in a gradient from north road fill to south road fill to north road cut and to south road cut slopes

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

suggest that ecological constraints increase in the same order. Bochet and García-Fayos (2004) attributed differences in plant colonization success on both types of slope to the better general soil conditions of road fills with respect to road cuts. Among the soil properties studied, they found differences in total nitrogen ( $0.074 \pm 0.003$  and less than  $0.070 \pm 0$  %, respectively, for road fills and road cuts), soil organic matter ( $1.325 \pm 0.189$  and  $0.8 \pm 0$  %, respectively), available phosphorus ( $2.5 \pm 1.5$  and  $0.5 \pm 0.1$  mg  $P_2O_5 \cdot 100g \text{ soil}^{-1}$ , respectively) and soil moisture content at wilting point ( $0.136 \pm 0.008$  and  $0.170 \pm 0.004 \text{ cm}^3 \text{ water} \cdot \text{cm}^3 \cdot \text{soil}^{-1}$ , respectively), indicating higher water holding capacity in road fills than in road cuts. However, the largest differences observed between the different types of slopes were the hydrological properties of the soil, specifically the number of days of water availability for plants. There were less than 15 days of water available for plants in road cuts, regardless of aspect, and in south-facing road fills; however, north-facing road fills and surrounding areas of road slopes continued to have water available for more than 7 months (Bochet & García-Fayos 2004). Differences in water availability during seedling establishment explained the very low success of plant colonization and the differential ability of plant species to establish in badland slopes of climatically similar areas (García-Fayos *et al.* 2000). We hypothesize, therefore, that duration of water availability for plants during establishment is a limiting factor for seed establishment on road slopes. In order to confirm this hypothesis, further studies on seed germination ecology of colonizing species are needed in water stressed conditions.



## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

Our results have relevant implications for the restoration of road slopes. They suggest that in road slope areas where abiotic conditions are favourable and the probability of high erosive rainfalls is low, reclamation strategies might rely completely on spontaneous processes (colonization and natural succession) such as is used in other types of disturbed environments (Khater *et al.* 2003; Novák & Prach 2003). This can be achieved by maintaining natural vegetation belts (a minimum of 20m wide) along the edges of the slopes that act as seed reservoirs. The probability of seed arrival to these slopes increases with the proportion of anemochorous plants in those vegetation belts.

However, in sites in which abiotic conditions are adverse, such as our semiarid road slopes, the arrival of seeds is not a guarantee of successful establishment, high vegetative cover or erosion control (Tormo *et al.* 2006, capítulo VI; Tormo *et al.* 2007, capítulo VII). In such areas, a mixed reclamation strategy based on the combination of spontaneous processes (dispersal from neighbouring vegetation) and soil amendment is needed to ensure colonization and accelerate spontaneous succession. Depending on the degree of soil degradation, soil could be amended either by applying fertilizers without additional seeding (Elmarsdottir *et al.* 2003) or by adding topsoil usually rich in organic matter and local seeds (Tormo *et al.* 2007, capítulo VII).

In conclusion, even in semi-arid environments, reclamation methods using the dispersal, germination, establishment, and expansion capacities of native species adapted to the local environmental conditions provide promising alternatives to hydroseeding with commercial, but non-locally adapted, species. Currently such alternatives to hydroseeding are rarely considered

to revegetate road slopes in semiarid environments, despite their important advantages. These alternative reclamation strategies are inexpensive, use native colonizers well adapted to the local environmental conditions, and produce resultant vegetation which normally reaches a higher diversity and natural value than that found in hydroseeded areas (Prach 2003).

## **Implications for practice**

- spontaneous colonization from adjacent vegetated areas is a suitable tool for road slope restoration.
- natural vegetation should be preserved along the edge of road slopes to serve as a seed reservoir for spontaneous colonization; this vegetated area should be a minimum of 20m wide.
- the higher the proportion of anemochorous plants in the adjacent surrounding vegetation, the higher the probability of successful seed dispersal to road slopes.
- the success of spontaneous colonization in road slope restoration will depend, however, on the local site conditions:

## V. Estudio de la dispersión. Observacional.

- if the abiotic conditions are favourable and the probability of high, erosive rainfalls is low, successful reclamation strategies could rely completely on spontaneous processes (colonization and further succession)
- if the abiotic conditions are unfavourable, as in semiarid regions, the successful establishment of seeds is not guaranteed to produce high vegetative cover and erosion control. In this case, a mixed reclamation strategy is preferable, relying on the spontaneous processes of seed dispersal from adjacent vegetated areas and improvement of soil conditions, either by fertilizer application without any additional seeding or by addition of topsoil (Tormo et al. 2007, capítulo VII).



# **VI. Estudio de la dispersión como factor limitante para la colonización vegetal en taludes de carretera. Una aproximación experimental en terraplenes <sup>7</sup>**

---

<sup>7</sup> Extraído de: Tormo, J., Bochet, E., y García-Fayos, P. 2006. *Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments*. Ecological Engineering. 26, (224-230)

## **Resumen**

En este capítulo se pretende falsar la hipótesis de que la limitación por semillas es un factor limitante para la colonización vegetal en taludes de carretera en clima mediterráneo.

Con este fin se llevó a cabo una siembra experimental en 10 taludes de carretera (5 orientados al Norte y 5 orientados al Sur) situados en la autovía A3 a su paso por la comarca de Requena-Utiel. Se comparó el éxito relativo de especies que aparecen solo ocasionalmente en los taludes de carretera frente a especies que aparecen de forma abundante en los mismos. La selección de especies se llevó a cabo en otros trabajos (véase el capítulo III de esta misma tesis doctoral).

Después de la siembra se midió el porcentaje de establecimiento, la producción de biomasa y la capacidad reproductiva de cada especie. Una vez sembradas, las especies que aparecían de forma escasa en los taludes de carretera tuvieron tasas de emergencia inferiores ( $1.1 \pm 0.3\%$ ) a las de las especies que eran capaces de colonizar los taludes de forma abundante ( $18.8 \pm 2.9\%$ ), mientras que su tasa de germinación en el laboratorio no fue significativamente diferente.

Ninguna de las especies del grupo de las poco colonizadoras sobrevivió hasta el momento de la siega y lógicamente tampoco produjeron semillas o flores.

Los resultados no sostienen la hipótesis de que la disponibilidad de semillas es el factor más importante para la colonización en taludes en ambiente mediterráneo.

Concluimos que la llegada de semillas a los taludes de carretera en condiciones climáticas mediterráneas semiáridas no es suficiente para asegurar la el éxito en la colonización vegetal. Otros factores, como el estrés hídrico, parecen afectar el establecimiento de las semillas y el crecimiento de las plantas. Para restaurar los taludes de carretera después de su construcción se deberán tener en cuenta factores como las especies utilizadas para asegurar el éxito de las revegetaciones.

## **Introduction**

Plant colonization is a key issue in the restoration of road embankments because it is widely accepted that vegetation has a role in controlling soil loss and runoff (Snelder & Bryan 1995; Andrés & Jorba 2000). Plant colonization is also essential in the stabilization of motorway slopes (Andrés & Jorba 2000). The first barrier to successful plant colonization is seed availability (Foster & Tilman 2003; Donath *et al.* 2003). However, in the natural systems the presence of seeds is not a guarantee of colonization success, since other factors such as climate, lack of microsites or lack of appropriate soil conditions, are also important (Primack & Miao 1992; Eriksson & Ehrlen 1992; Rosales *et al.* 1997). Once available seeds have germinated, competition for resources such as light, water and nutrients, and/or pollinators (Ayalsew *et al.* 1992) also influence all further stages of a plant's life history.

Road slopes in semiarid regions represent good experimental areas to study such phenomena in areas disturbed by humans. The low vegetation cover of road slopes in semiarid areas of Spain has been attributed to unfavorable soil properties (low fertility and low water retention) and the steepness of the slopes (Bochet & García-Fayos 2004). In addition, aspect has proved to be an important factor in determining the species composition of road embankments in these Mediterranean areas (Andrés *et al.* 1996).

In contrast to the reports above about the role of seed availability, Alborch *et al.* (2003) suggested that environmental factors are more influential than seed availability for the colonization of road embankments. These authors reached their



## VI.- Estudio de la dispersión. Experimental

---

conclusions from observational data by comparing the flora and the soil seed bank of road embankments with the flora of the surrounding areas.

We tried to evaluate if plant colonization in embankments is more limited by seed dispersal than by seed germination or development of species. We defined two groups of species: (1) those that grow abundantly in road embankments and in surrounding habitats (called “successful” species) and (2) those species that appear on surrounding habitats but grow only scarcely in embankments (called “unsuccessful” species).

The hypothesis is that, if seed availability is the main limiting factor to plant colonization in road embankments, similar establishment rates should be obtained by sowing seeds of successful species and unsuccessful species. On the contrary, if road embankment conditions are hindering plant establishment, the addition of seeds of unsuccessful species should lead to lower colonization success compared with the addition of seeds of successful species. In order to test it, seedling emergence, biomass production and reproduction of both groups of species were analyzed. North- and south-facing embankments were included in the design to test the importance of aspect in colonization success, because better conditions for plant establishment and growth were expected on north-facing slopes than on the south-facing ones under Mediterranean conditions (García 1996; Andrés *et al.* 1996; Bochet & García-Fayos 2004).

## **Materials and methods**

### **Study area**

The study area was located in “La Plana de Utiel-Requena” (Comunidad Valenciana, East of Spain) between km 285 and 286 of the A-3 dual carriageway that links Valencia with Madrid (39°29'N; 1°06'W). Lithology, slope angle and date of construction were similar for all the selected embankments. These were built on calcareous marls and clays of tertiary origin (Garcia 1996) with slopes ranging between 28° and 34°. Their construction was completed during the summer 1994. The climate was Mediterranean with 418 mm and 14.2°C of mean annual precipitation and temperature respectively (Page 1982). Inter and intra annual rainfall distributions were highly variable and show one peak in May and another in October.

The present vegetation in the region was formed mainly by vineyards, but small patches of shrub-land still remained.

### **Road embankment selection**

Ten separate road embankments were selected for the study: five north-facing and five south-facing slopes. Soil sampling was carried out to test for differences between north- and south-facing slopes. Soil analyses were performed using the procedures published in Page *et al.* (1982) except electrical conductivity that was measured by the Richards (García-Fayos & Cerdà 1997)

method. None of the studied embankments were topsoiled.

## **Species selection**

Species selection was based on previous vegetation surveys performed on a larger set of 26 embankments<sup>8</sup> and their corresponding surrounding areas between km 267 and 307 of the A3 highway. Twelve species were selected for the sowing experiment. Six of them were successful colonizers: *Avena barbata*, *Bromus rubens*, *Bromus diandrus* (Poaceae); *Anacyclus clavatus* (Asteraceae); *Medicago minima* (Fabaceae); *Plantago albicans* (Plantaginaceae) and six of them were unsuccessful colonizers: *Brachypodium retusum* (Poaceae); *Santolina chamaecyparissus* (Asteraceae); *Medicago orbicularis*, *Genista scorpius* (Fabaceae); *Plantago lanceolata*, *Plantago sempervirens* (Plantaginaceae). Seeds were obtained from local areas and harvested by the authors except for *Santolina chamaecyparissus* which was obtained from a local seed supplier (Intersemillas S.A.).

## **Laboratory experiments**

Observations of the presence of endosperm and embryo in 100 seeds per species were made in order to determine the germination potential of the species sowed. Laboratory germination experiments were performed to obtain reference germination rates. Four hundred seeds per species were placed in

---

<sup>8</sup> Este muestreo corresponde a los datos de los terraplenes obtenidos en el capítulo III.

Petri dishes (50 per dish) with one filter paper moistened with 5 ml of de-ionized water. The seeds were incubated in a light-temperature controlled chamber with a photo-period of 12 h light-12 h dark and at temperatures between 5-15°C respectively. The germination was surveyed for seven weeks. *Avena barbata* seeds were stratified (at 4°C for two weeks) and legume seeds were scarified (submerged in sulfuric acid, 96%, for 5 minutes) to improve germination. Seeds used in all laboratory and field experiments were randomly selected from the same set of seeds for each species.

## **Sowing experiments**

In July 2002, one 60x65 cm plot per species was established (Fotografías 6.1 y 6.2, página 163), in each selected embankment, at 20 cm intervals. The area of the plots and about two meters of the surrounding vegetation was weeded to simulate the barren soil conditions immediately after the built up of road embankments. Ant traps were set up to prevent seed predation.

In September 2002, fifty seeds of each species were sowed in the upper half of the plots. The lower half of the plots was left free for us to control seed movement down the slope through soil erosion (Kutiel & Lavee 1999). However rainfall was not sufficiently high during the period of the study to cause seed erosion.

Controls were established to survey interference in germination of the studied species from the soil seed bank of the road embankments. They consisted in counting the number of

germinations in the lower half of each plot as well as in the plot on the immediate right side.

Seedling emergence was recorded monthly from 23 October 2002 to 7 July 2003. At July 2003 (fotografía 6.3, página 164), we collected the plants to determine the vegetative and reproductive variables. Seedling emergence, above ground biomass and number of “flowers” per plant (spikelets for Poaceae, capitula for Asteraceae and individual flowers for all other plant families) were measured and used as dependent variables.

## **Statistical analyses**

When comparing two means, unpaired Student t-tests or Mann-Whitney U-tests were used. Generalized linear models (GLM) were used to analyze the influence of species, colonization success and aspect on the measured variables. GLM with normal error distribution was used to analyze plant biomass and GLM with Poisson error distribution was used to analyze seedling emergence and flower production. GLM with Poisson error distribution analysis was done using R v.1.8.1. (<http://cran.r-project.org/>) and Mann-Whitney, Student t-tests and GLM with normal error distribution (ANOVA) were done using SPSS v.11.0.1 (SPSS Inc., Chicago, Illinois) statistical package.

## Results

### Soil data analyses

There were few differences in soil properties between the north- and south-facing slopes. Only soil available phosphorous was statistically different between the two aspects (Table 6.1). These results were similar to that obtained with a larger size of soil samples (n=20) taken in a 40 km homogeneous area along the A3 that included the study site (Tormo, Bochet and García-Fayos unpublished data) and agree with that found by other authors in Mediterranean habitats (Cantero *et al.* 1999; Williamson & Harrison 2002).

Table 6.1. Few differences were found between soil properties according to aspect. Mean, standard deviation and t-test p-values are shown (n=5).

	North	South	p-value
Organic matter (%)	1.42±0.30	1.51±0.19	0.811
Nitrogen content (mg·g <sup>-1</sup> )	0.08±0.02	0.09±0.01	0.724
Phosphorous content (mgP2O5·100g soil <sup>-1</sup> )	1.06±0.21	2.95±0.45	0.005
		150.20±10.4	
Electrical Conductivity (1:5) (μS·cm <sup>-1</sup> )	137.60±9.43	0	0.396

### Laboratory and field experiments

More than 80% of the seeds sown were considered potentially germinable in all species and no differences were observed in laboratory germination between successful and

## VI.- Estudio de la dispersión. Experimental

---

unsuccessful species (Mann-Whitney,  $U=228.00$ ,  $p=0.157$ ) (Table 6.2).

Table 6.2. Colonization success of the selected species and potential germination (%) and laboratory germination percent (mean  $\pm$  SE) obtained in laboratory experiments (see material and methods). Colonization success of species is specified as unsuccessful (U) or successful (S) as defined in text.

	Colonization success	Germination potential	Laboratory germination
<i>Anacyclus clavatus</i>	S	95	94 $\pm$ 3
<i>Avena barbata</i>	S	95	73 $\pm$ 4
<i>Bromus diandrus</i>	S	100	99 $\pm$ 1
<i>Bromus rubens</i>	S	94	81 $\pm$ 7
<i>Medicago minima</i>	S	98	71 $\pm$ 3
<i>Plantago albicans</i>	S	86	48 $\pm$ 3
<i>Brachypodium retusum</i>	U	95	76 $\pm$ 7
<i>Genista scorpius</i>	U	86	42 $\pm$ 1
<i>Medicago orbicularis</i>	U	93	52 $\pm$ 3
<i>Plantago lanceolata</i>	U	100	72 $\pm$ 1
<i>Plantago sempervirens</i>	U	82	96 $\pm$ 2
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	U	97	82 $\pm$ 7

Seedling establishment in field experiments was significantly affected by colonization success ( $\chi^2=986$ , d.f.=1,  $p\text{-value}<0.05$ ) but neither by aspect ( $\chi^2=71$ , d.f.=1,  $p\text{-value}= 0.06$ ) nor by colonization or success vs. aspect interaction ( $\chi^2=3.77$ , d.f.=1,  $p\text{-value}=0.66$ ). Seedling establishment of successful colonizers was over ten times greater than that of unsuccessful colonizers (16.84 $\pm$ 2.93% and 1.13 $\pm$ 0.34%, respectively) (Figure 6.1.). No single establishment was recorded in the plots of *P. lanceolata* and *P. sempervirens* although their germination values under laboratory conditions and germination potential exceeded 70 and 80% respectively (Table 6.2).

## VI.- Estudio de la dispersión. Experimental

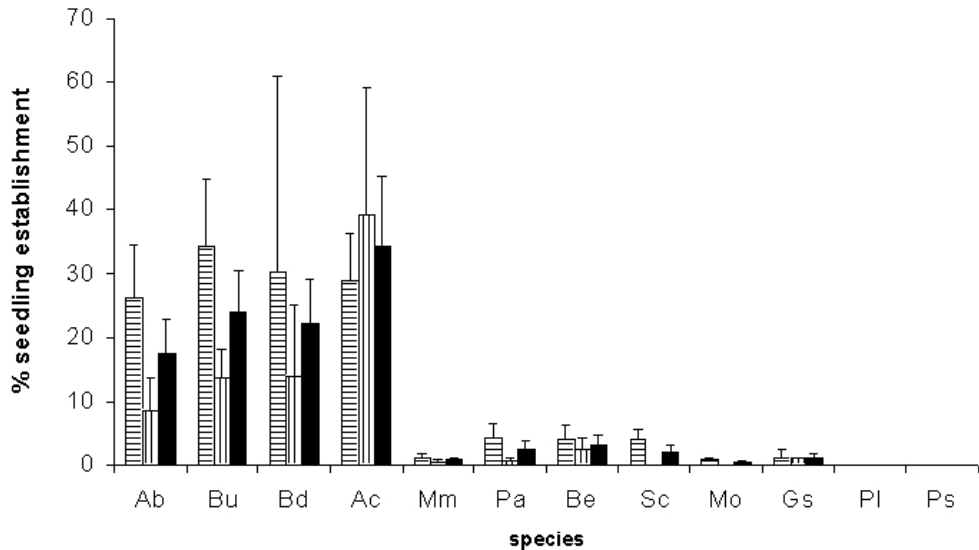


Figure 6.1. Field seedling establishment (bars) and standard errors (whiskers) of species studied grouped by both aspects (Black bars), north-facing slopes (bars with horizontal lines) and south-facing slopes (bars with vertical lines). Species codes are as follows: Ab = *Avena barbata*, Bu = *Bromus rubens*, Bd = *Bromus diandrus*, Ac = *Anacyclus clavatus*, Mm = *Medicago minima*, Pa = *Plantago albicans*, Be = *Brachypodium retusum*, Sc = *Santolina chamaecyparissus*, Mo = *Medicago orbicularis*, Gs = *Genista scorpius*, Pl = *Plantago lanceolata*, Ps = *Plantago sempervirens*.

## Biomass production

Biomass production could only be analyzed for the group of successful species because no plants of unsuccessful species survived until cutting time (except five plants of *S. chamaecyparissus*). Plant biomass of the successful species was significantly influenced by aspect ( $F_{1,27}=20.860$ ,  $p<0.02$ ) but not by species x aspect interaction ( $F_{3,21}=0.605$ ,  $p=0.619$ ). All studied species reached at least 4 times more biomass per plant in the south than in the north aspect (Figure 6.2A).



## Flowering

Species growing on southern aspects produced more flowers per plant than those living on the northern ones (Figure 6.2B). No interaction was found between species and aspect ( $\chi^2_1= 396$ , p-value=0.265) which indicated that all successful species studied had produced more flowering on the southern slopes ( $\chi^2_1=3364$ , p-value<0.05).

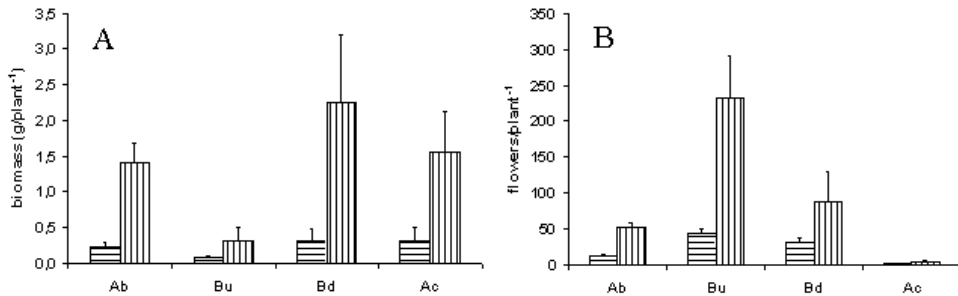


Figure 6.2. Mean and standard error of: (A) the above ground biomass of successful species and (B) the flower production by successful species (Bars with horizontal lines correspond to north-facing and bars with vertical lines correspond to south-facing slopes).

## ***Discussion and conclusions***

There was a clear difference in seedling establishment between unsuccessful and successful species. Since seed viability and germination in laboratory conditions were similar for successful and unsuccessful species, we concluded that road embankment conditions negatively affected the establishment of some plants, and that seed arrival is not a guarantee of successful colonization on road embankments. Unlike other ecosystems, in our experimental conditions neither competition nor lack of gaps were limiting factors since all competing species were cut before sowing. Therefore, other factors seem to be limiting plant colonization in road embankments at our study site.

Under similar lithologic and topographic conditions, García-Fayos *et al.* (2004) found that soil salinity and soil moisture limited seed establishment in badland slopes. Since soil conductivity in study site was low (Table 6.1) we assume that it did not affect plant establishment or growth. As regards the soil moisture, Bochet and García-Fayos (Alborch 2005) in the same study site, indicated that soil water remained available for plants for a shorter period in the road embankments than in the surrounding areas.

Moreover, differences in soil moisture might also explain north vs. south differences in establishment because water remained available for plants after a rain event up to 41 days in North slopes in front of 6 days in south slopes (Bochet & García-Fayos 2004).

The results obtained for biomass production and flowering were opposite to that obtained in establishment, since biomass and flowering were greater on more xeric south-facing slopes. The differences found between seedling establishment and biomass or flower production suggest that the factors limiting seedling establishment (e.g., water availability) may be different than those controlling the plant growth and reproduction. Soil analyses indicated that plant available phosphorous and organic matter tended to be higher in south-facing slopes (Table 6.1). These differences in soil nutrients could explain the differences found in plant biomass and flowering.

In conclusion, it appears that plant establishment in road embankments was limited by soil water availability, as suggested by Bochet & García-Fayos (2004) and Alborch (2005), but the next stages in the plant's life cycle depend on other factors such as nutrient availability (Wiegleb & Felinks 2001) or biotic interactions (Munzbergova 2004).

### **Restoration implications**

Our results suggest that plant restoration programs in road embankments need to be based on other considerations such as: (1) the suitability of local species for colonization, (e.g. the selection of species that grow naturally in embankments or similar zones), (2) abiotic conditions that could hinder plant establishment of the selected species, especially hydric stress or limiting nutrients.

## **Fotografías**



Fotografía 6.1. Zona delimitada y segada donde se llevaron a cabo las siembras



Fotografía 6.2. Detalle de una de las parcelas donde se sembró cada especie. Se puede ver la rejilla utilizada para la siembra y para el posterior seguimiento de las plántulas.

## VI.- Estudio de la dispersión. Experimental

---



Fotografía 6.3. Detalle de cómo la rejilla facilitaba la localización de las plántulas una vez habían germinado.



**VII. Importancia relativa del aporte de tierra vegetal, la hidrosiembra y el uso de especies seleccionadas en el éxito de la revegetación en terraplenes<sup>9</sup>**

---

<sup>9</sup> Extraído de: Restoration Ecology: Tormo, J., Bochet, E. and García-Fayos, P., Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection and hydroseeding. Restoration Ecology. 15, 1. En prensa.

## **Resumen**

La erosión es uno de los principales problemas en la restauración de terraplenes de carretera. La revegetación es el método más empleado para reducir las tasas de erosión, y a menudo se lleva a cabo mediante hidrosiembras (proyección de las semillas sembradas junto con agua a presión mezcladas con aglutinantes, fertilizantes y otras enmiendas).

En climas mediterráneos áridos o semiáridos, estas técnicas de revegetación producen malos resultados (baja cobertura vegetal, bajo establecimiento de especies) debido a las limitaciones impuestas por el clima.

En este trabajo tratamos de evaluar si: (1) esparciendo tierra vegetal antes de las siembras e (2) hidrosembando con especies seleccionadas de la flora local en lugar de con las especies comerciales utilizadas habitualmente, pueden mejorarse los valores de cobertura vegetal obtenidos en revegetación de terraplenes.

El estudio se llevó a cabo en 24 parcelas situadas en la carretera N-330 a su paso por Utiel. Se prolongó durante un periodo de 20 meses que incluyó dos estaciones de crecimiento.

Al final del periodo de estudio, la cobertura vegetal era mayor en las parcelas con tierra vegetal (38.8%) que en las parcelas sin tierra vegetal (21.5%). Las especies seleccionadas de la flora local produjeron coberturas vegetales mayores (61.1%) que las especies comerciales utilizadas habitualmente (52.2%).



Después de 20 meses, el índice de erosión no era diferente entre ninguno de los tratamientos. Esto puede deberse a la baja sensibilidad del índice elegido.

Estos resultados sugieren que la enmienda de los suelos a través de la adición de tierra vegetal es una técnica muy importante a la hora de revegetar taludes de carretera en ambiente mediterráneo semiárido. Además, hidrosembrar con especies locales produce coberturas vegetales mayores que hidrosembrar con las especies utilizadas habitualmente.

## **Introduction**

Road and railway construction significantly impact soil and vegetation by moving large amounts of soil and underlying materials. The embankments that result from building roads often present steep slopes and low consolidated materials that are very vulnerable to erosion (Navarro & Jonte 1996; Nicolau 2002; Arnáez *et al.* 2003). Erosion negatively affects not only the road embankment but also has important consequences on infrastructure. These include loss of structural support, sedimentation of adjacent areas, filling of beds and dams or landslides (Navarro 2002).

Some authors have promoted passive restoration on the basis that spontaneous plant colonization might produce high vegetation cover and soil protection (Prach & Pysek 2001). However under semiarid climate conditions, road embankments become less hospitable for plant colonization (Bochet & García-Fayos 2004). In these situations, spontaneous colonization is too slow to provide an effective vegetation cover to control soil erosion (Greller 1974; Ash *et al.* 1994; Bochet & García-Fayos 2004; Brown 2005).

Spreading of previously stockpiled topsoil facilitates vegetation establishment by improving physical or chemical soil properties (Cotts *et al.* 1991; Harwood *et al.* 1999; Balaguer 2002). At the same time it provides a seed bank that can enhance spontaneous revegetation (Ward *et al.* 1996; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001). Geotextiles, blankets, and planting have also been proposed for use in revegetation (Benik *et al.* 2003), but these

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

techniques are too expensive to be used extensively in road embankments (Muzzi *et al.* 1997). More often the revegetation of large and steep areas of soil is carried out by means of hydroseeding (Enríquez de Salamanca *et al.* 2004), which consists of projecting a seed mixture together with water, fertilizers, and other substances that favour the establishment of vegetation by improving soil properties.

Hydroseeding has been widely used for road embankment revegetation in Spain through the last decades. However, in semiarid Mediterranean conditions this technique doesn't produce sufficiently dense vegetation cover to control erosion (Muzzi *et al.* 1997; Bochet & García-Fayos 2004). The species used in these sowings are generally selected for different climatic conditions. Those species are not adapted to Mediterranean semiarid environments with long drought periods and erosive rains (Bochet & García-Fayos 2004). Those environmental conditions become more pronounced in embankments where soils have low fertility, superficial stoniness and lack of structure (Jim 2001). In similar circumstances some authors have highlighted the importance of using local species to ensure success of revegetation (Estarlich *et al.* 1995; Jusaitis & Pillman 1997; Montalvo *et al.* 2002).

In our study, we attempted to compare the relative effectiveness of topsoil spreading, hydroseeding with commercial species, and hydroseeding with selected local species on the revegetation of road embankments under semiarid conditions.

## ***Materials and Methods***

### **Study area**

The study area is located along the N-330 road in Utiel (Eastern Spain, 39° 29' N, 1° 06' W). The climate is semiarid Mediterranean with mean annual temperature and precipitation of 12°C and 399 mm, respectively (Pérez 1994). Rainfall distribution is highly variable among and within years, generally with annual peaks in May and October. Calcareous marls and clays of tertiary origin are characteristic of the study area. Land-use in the area is dominated by vineyards and dry farming. Native vegetation is typical Mediterranean shrubland, but no patches of intact native vegetation occur within at least 3 km of the study area.

### **Experimental design**

Twenty-four plots (4x4 m each) were selected within 1 km along the same road to ensure the similar lithological and climatological conditions. Embankment construction was completed in September 2003. All embankments were relatively homogeneous in slope length (between 12 and 15 m) and slope angle was 29°. Plots were all located in the middle part of the slope, approximately 4 to 5 m from the top of the slope. Selected plots included zones with and without spread topsoil. Spread topsoil came from areas near the road construction, specifically from the surrounding vineyards. As topsoil was stockpiled for less

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

than 3 months and didn't receive any treatment, we considered it to be "fresh."

Plots were marked with iron nails and red ribbons in October 2003. Six of the plots were randomly established in roadslopes without topsoil spreading (NoTS). The rest of the plots were established in road slopes with topsoil spreading and were randomly assigned to the following treatments (6 plots per treatment): (1) hydroseeding with commercial species mixture (TS+ComMix), (2) hydroseeding with locally-selected species (TS+SelMix) and (3) topsoiling with no hydroseeding (OnlyTS).

The commercial species mixture consisted of a standard seed mixture widely used in the region and was provided by a local seed supplier (Intersemillas S.A.) (Table 7.1). The locally-selected seed mixture consisted of seeds collected from previously identified species of local plant populations (Capítulo III) (Table 7.1). Seeds from the locally selected mixture were collected by the authors during the growing season prior to the experiment and stored in paper bags in dark conditions at room temperature. All species had germination rates higher than 80%, except *Agropyron cristatum* and *Onobrychis sativa* (>70%) and *Diploaxis eruroides* (<60%) (Data provided by the seed supplier and in Tormo *et al.*(2006) .

Both mixtures included 25 g·m<sup>-2</sup> of seeds (i.e. the usual sowing application rate for road banks in Spain) with 15 g·m<sup>-2</sup> of short fibre wood mulch, 15 cm<sup>-3</sup>·m<sup>-2</sup> of humic acids and 50 g·m<sup>-2</sup> of organic fertilizers. Species selection was based on results of previous research by the authors, which evaluated the colonization success of local species in the embankments in the

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

study area (Capítulo III). Experimental hydroseeding was carried out in November 2003 using conventional public works machinery to ensure the applicability of results (Fotografía 7.1, página 123).

Table 7.1: Species compositions (% seed weight) of the commercial and local seed mixtures applied used in the experimental hydroseeding.

Commercial	%	Local	%
<i>Festuca arundinacea</i>	2	<i>Avena barbata</i> (Poaceae)	2
(Poaceae)	0.0		1.2
<i>Agropyron cristatum</i>	2	<i>Dactylis glomerata</i> (Poaceae)	2
(Poaceae)	0.0		0.0
<i>Lolium multiflorum</i> (Poaceae)	1	<i>Bromus rubens</i> (Poaceae)	1
	5.0		3.8
<i>Melilotus officinalis</i>	1	<i>Diploaxis erucoides</i>	1
(Fabaceae)	5.0	(Brassicaceae)	8.4
<i>Onobrychis viciifolia</i>	1	<i>Medicago sativa</i> (Fabaceae)	1
(Fabaceae)	0.0		0.0
<i>Vicia villosa</i> (Fabaceae)	1	<i>Anacyclus clavatus</i>	6.3
	0.0	(Asteraceae)	
<i>Medicago sativa</i> (Fabaceae)	1	<i>Plantago albicans</i>	5.2
	0.0	(Plantaginaceae)	
		<i>Medicago minima</i> (Fabaceae)	5.1

To test the homogeneity of seed distribution during hydroseeding, 4 plastic containers (20x20x20 cm, open on the top) were placed in each plot to collect a sample of the sowed mixture (Fotografía 7.2, página 123). After hydroseeding, the content of the containers was dried and seeds separated and weighed to determine the relative quantity of seeds sowed in each plot.

Influence of soil properties in the topsoil spreading treatment on differences in vegetation cover was analyzed by comparing soil characteristics. Aggregate stability, electric conductivity, plant available phosphorous, total organic matter, and total nitrogen were analyzed after mixing four soil samples randomly taken from

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

each plot. Chemical properties analyses were carried out using the procedures published by Page *et al.* (1982) with the exception of electrical conductivity, which was measured by the method proposed by Richards (1964). Aggregate stability was analyzed using the method described in Primo & Carrasco (1973).

In order to avoid edge effects, vegetation cover and erosion estimations were recorded only in the central 2x2 m area of the plots. Total vegetation cover was calculated as the mean of visual estimations in a grid of 1x1 m subplots. Estimations were made by two observers; the maximum acceptable difference between the 2 observers was 10%, otherwise the estimate was repeated. Partial vegetation covers attributable only to the sowed species were estimated twice during the study in the hydroseeded plots using the same method.

Soil erosion was estimated using means of a qualitative erosion index based on the proportion of the plot area affected by rills. This index varied between 0 and 4 and was estimated separately for each 1x1m subplot (0: no rills; 1: <1/4 of the subplot affected by rills; 2: between 1/4 and 1/3 of the subplot affected by rills and 3: between 1/3 and 1/2 of the subplot affected by rills; 4: > 1/2 of the subplot affected by rills; modified from González del Tánago (1993). Estimations were carried out by two observers, as in the vegetation cover survey. Erosion index of the plots were then calculated summing up those obtained in the 1x1 m subplots. Thus the erosion index ranged from 0 to 16.

Six surveys were carried out to survey the development of vegetation in plots throughout the study. Erosion index was estimated only in the first and sixth survey. We first surveyed the plots 3 months after hydroseeding (16/February/04), when

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

erosion risk is highest, in order to evaluate the plant capacity to quickly cover the embankment and to protect the soil surface. Second and third surveys were carried out on 22/April/04 and 26/June/04. The fourth survey was carried out on 30/September/04 to evaluate vegetation cover remaining after summer drought, which plays a crucial role for the protection of the soil against the upcoming erosive autumn rainfalls. Fifth (09/March/05) and sixth (13/June/05) surveys were aimed at evaluating the capacity of the plants to maintain their populations on the embankments. The contribution of hydroseeding species to the total vegetation cover was evaluated only in the third and sixth surveys (26/June/2004 and 13/June/2005 respectively). Before the first survey, one of the TS+ComMix plots was damaged by road construction activities, which caused all statistical analyses (except hydroseeding homogeneity) to be unbalanced.

Because the treatments were not fully crossed, we analyzed the effect of topsoil spreading and the effect of hydroseeded mixtures separately. The comparisons were done independently for each survey.

All the comparisons were performed using Generalized Linear Models with a quasipoisson error distribution. The Fisher statistic was used for the deviance comparison. Comparisons between hydroseeding treatments and topsoiled plots were carried out using the estimated standard errors for t-tests (Crawley 1993). All statistical analyses were performed using R v.1.8.1. software (R Development Core Team 2005).



## Results

### Soil properties

Soil properties in plots with only topsoil addition were slightly better than that of non-topsoiled ones, but significant differences only existed for soil nitrogen content (Table 7.2). This indicates that soil properties of added topsoil were not clearly different from the parent material.

Table 7.2: Means  $\pm$  SE of the soil properties in the non topsoiled (NoTS) and only topsoiled (only TS) plots (p-values are for the t-test between the two treatments)

Soil properties	NoTS	OnlyTS	p-value
Organic matter (%)	1.21 $\pm$ 0.35	1.37 $\pm$ 0.25	0.157
Total nitrogen content (mg·g <sup>-1</sup> )	0.06 $\pm$ 0.00	0.10 $\pm$ 0.01	0.020
Available phosphorous content (mgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ·100g soil <sup>-1</sup> )	0.54 $\pm$ 0.10	3.03 $\pm$ 0.83	0.057
	79.27 $\pm$ 2.8	113.28 $\pm$ 18	
Electrical conductivity (1:5) ( $\mu$ S·cm <sup>-1</sup> )	7	.19	0.158
Aggregate stability (%)	4.63 $\pm$ 0.20	6.88 $\pm$ 0.95	0.095
	n=6	n=4	

### Sowing homogeneity

Seed densities of sowed species in the plastic containers were (mean $\pm$ SE) 23.48 $\pm$ 8.00 g of seeds·m<sup>-2</sup> for the commercial mixture and 30.85 $\pm$ 17.30 g of seeds·m<sup>-2</sup> for the locally selected species mixture. These results were not significantly different (t=0.947, d.f.=10, p-value=0.366). Moreover, there was no

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

correlation between the seed density and the vegetative cover in the plots at the first survey ( $r^2=0.123$ , d.f.=9  $p=0.291$ ) indicating that possible differences in plant cover between hydroseeding treatments should be only attributed to the species composition of the seed mixtures.

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

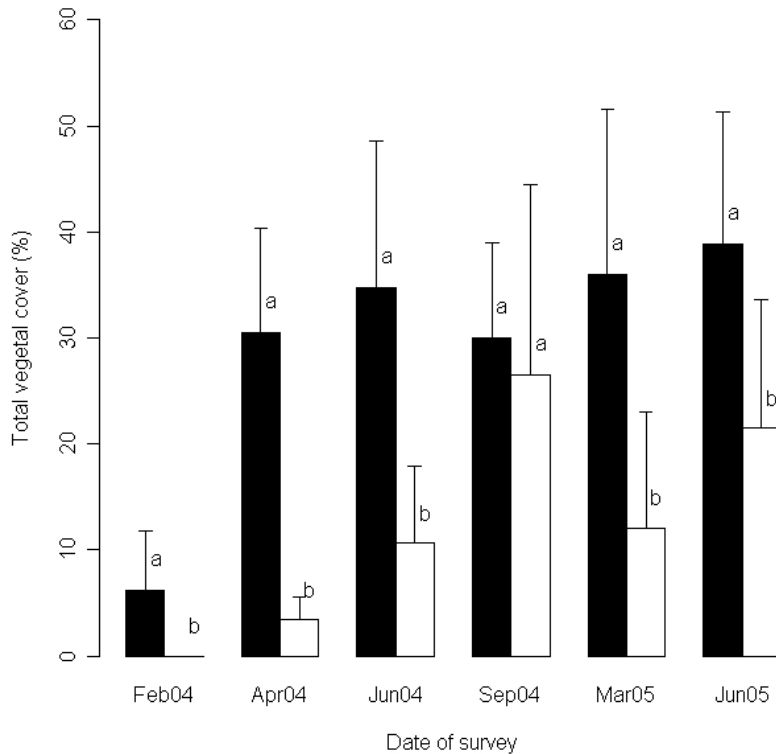


Figure 7.1. Mean  $\pm$  standard errors of total vegetation cover (%) in only topsoiled plots (black bars) and non-topsoiled plots (white bars) (Bars with different letters are significantly different within surveys,  $p < 0.05$ ).

### Vegetation cover

Topsoil spreading had a direct influence on vegetation cover. Plots with topsoil addition had greater vegetation cover than non-topsoiled plots during all surveys, with differences being significant ( $p < 0.05$ ) in all except for the fourth survey. In this survey, although the data followed the same trend as in the other surveys, vegetation cover of non-topsoiled plots increased slightly because of the presence of big but ephemeral forbs during the

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

summer, and thus no significant differences were found (Figure 7.1). These forbs were not present during subsequent surveys.

Hydroseeded plots, regardless of the seed mixture, reached more than 50% vegetative cover five months after treatment and continued to support significantly greater cover than the only topsoiled treatment throughout the study (Figure 7.2)(fotografía 7.3, página 124).

Vegetative cover of the plots hydroseeded with locally selected species was higher than that of the commercial mixture plots in all surveys. However, differences were not significant except in the first survey (Figure 7.2).

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

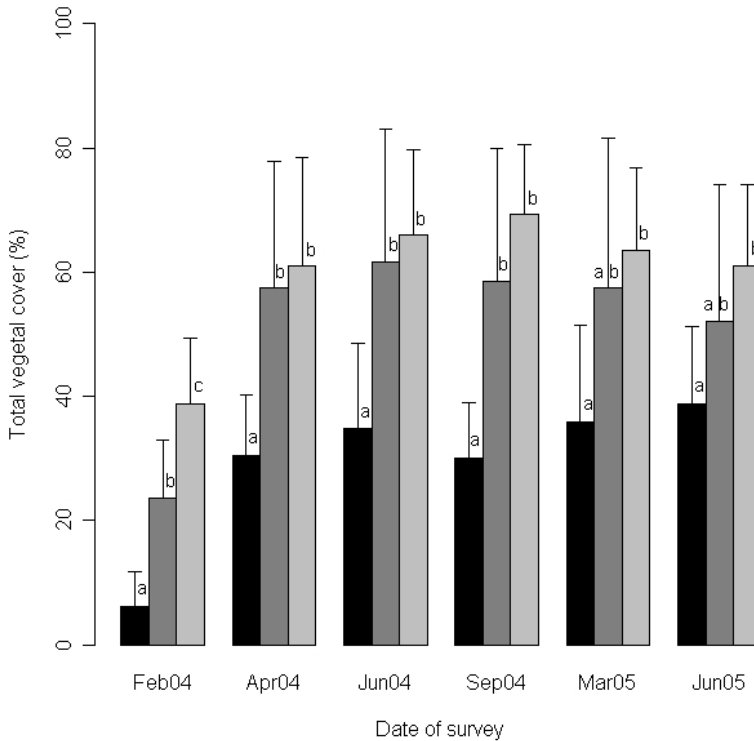


Figure 7.2 Mean  $\pm$  standard errors of total vegetation cover (%) in only topsoiled plots (black bars). Topsoiled plus commercial seed mix (dark gray bars) and Topsoiled plus selected seed mix (light gray bars) (Bars with different letters are significantly different within surveys,  $p < 0.05$ ).

Both sowed mixtures and the topsoil seed bank contributed to vegetal cover in these plots. If we take into account only the vegetal cover due to the sowed species instead of the total vegetal cover, the cover due to the commercial species was significantly lower than that produced by the selected species (Table 7.3).

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

Table 7.3. Mean  $\pm$  standard error of vegetal cover produced only by the sowed species found on sowed plots with the commercial and local seed mixtures in the third and six surveys.

Survey date	Seed mixture		F-values	p-values
	Commercial	Local		
26/June/2004	17.95 $\pm$ 12.84	2.35 $\pm$ 0.99	31.330	P<0.001
13/june/2005	69.95 $\pm$ 13.87	47.64 $\pm$ 13.	111.920	P<0.001

71

### **Erosion**

Plots with only topsoil spreading showed smaller increases in erosion index between the first and last survey than non topsoiled plots (Figure 7.3), however these differences were not significant ( $F_{1,10}=3.199$ ,  $p=0.104$ ).

The increase in value of the erosion index in the plots hydroseeded with a selection of local species was the lowest of the studied plots, but the differences were not statistically significant in any case.

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

---

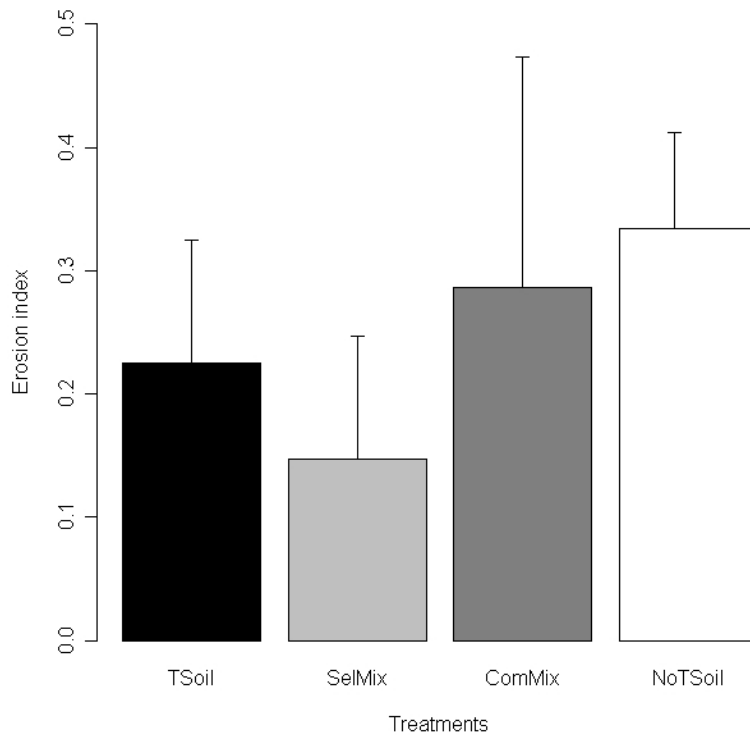


Figure 7.3: Mean  $\pm$  standard error of the erosion index change in the four treatments between the first and the last survey (20 months). (OnlyTS = Only Topsoiled plots; TS+SelMix = Topsoiled plots sown with commercial seed mixture; TS+ComMix = Topsoiled plots sown with local selected seed mixture and NoTS = Plots without topsoil).

## **Discussion**

Vegetative cover values were greater in the hydroseeded plots than in the only topsoiled plots and greater in the latter than in non-topsoiled plots. The low vegetative cover in the untopsoiled plots indicates that, without restoration measures, natural colonization in semiarid road embankments takes place slowly. Consequently, restoration actions seem to be essential to enhancement of the establishment of vegetation in these environments.

Some authors stated that the first moments immediately after embankment building are critical for restoration success (Estarlich *et al.* 1995). In our study, although precipitation in the germination period (from November 2003 to February 2004) was less than half of the mean value in the study area (59 mm versus 135, Pérez (1994)), hydroseeded plots quickly reached values of vegetation cover above 50%. This percentage of vegetation cover is higher than that necessary for slope stabilization in the soil erosion/vegetation cover curves described for highly erosion-sensitive slopes in the region (Calvo *et al.* 1992). Whereas vegetation covering the treated plots (only topsoiled or topsoiled and hydroseeded) was relatively stable, vegetative cover of untopsoiled plots was highly variable over time, with ephemeral plants providing protection to the soil only occasionally.

In Mediterranean habitats, summer drought preceding the autumnal erosive rainfalls is a critical time in revegetation. Our study showed no significant decrease in the vegetative cover after



## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

the summer, neither in the hydroseeded plots nor in the plots with only topsoil spreading.

In previous studies, topsoil spreading improved vegetation cover by two ways, improving soil properties and/or providing a soil seed bank (Ward *et al.* 1996; Rokich *et al.* 2000; Holmes 2001). In our study, the differences in soil properties (except nitrogen content) between topsoiled and non-topsoiled plots were low and not significant. We can then conclude that the main contribution of the topsoil was the soil seed bank.

Plots hydroseeded with commercial seed mixture reached similar total vegetative cover to those sowed with the locally selected species mixture. However, this similarity disappeared when vegetative cover of the sowed species instead of total vegetative cover is taken in to account. In this case, vegetative cover of the locally selected species mixture was as much as three times (in third survey) and 20 times (in sixth survey) higher than that of the commercial species mixture. Vegetative cover of the hydroseeded plots decreased with time, but that of the locally selected species remained above 45% and that of the commercial species almost disappeared at the end of the study period. These results indicate that species selection is a relevant step in revegetation planning in semiarid or other stressful habitats (Albaladejo *et al.* 2000; Holmes 2001).

Moreover, differences in vegetation cover between plots with only topsoil addition and plots hydroseeded with the commercial mixture at the end of the study (when commercial species were almost absent) reveal that amendments included in the hydroseeding play an important role in revegetation. They provide fertilizers and mulch that improve soil properties (Sheldon &

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal

Bradshaw 1977) and consequently enhance plant establishment and growth for the species contained in the topsoil seed bank and for those whose seeds arrived from adjacent areas (Bochet *et al.* 2007). Our results support the conclusions of Elmarsdottir *et al.* (2003) who proposed the use of fertilization as a simple reclamation approach for native plant communities. In our study case, hydroseeding was spread over a layer of fresh topsoil previously stockpiled for less than 3 months, which contained an important seed bank (as shown by the relatively high vegetative cover obtained in the plots with only topsoil addition). However, when topsoil is stockpiled for longer periods, the seed bank could be depleted and seed supplementation could be necessary (Rokich *et al.* 2000).

Erosion could have occurred before or during hydroseeding, which would have influenced erosion estimations. To control for this effect we only used the increase in erosion index from the first to last control surveys.

No significant differences were found among treatments in relation to the increase in erosion index. This lack of difference could be due to the low sensitivity of the index, which was originally developed for larger plots at the hill slope scale.

## **Fotografías**



Fotografía 7.1. Hidrosiembras llevadas a cabo en los terraplenes de la variante de Utiel de la N-330 utilizando la maquinaria de obras públicas.



Fotografía 7.2. Recipiente de plástico utilizado para recoger una muestra del material aplicado en la hidrosiembra.

## VII. Factores que influyen en la colonización vegetal



Fotografía 7.3. Diferencias en composición florística y cobertura vegetal entre las parcelas sembradas con las semillas seleccionadas. En el recuadro central se utilizaron las semillas seleccionadas por los autores, y en las parcelas laterales la mezcla de semillas comerciales.





**VIII. Relaciones intra- e  
interespecíficas y su interacción  
con el estrés hídrico en el éxito  
relativo de las especies  
seleccionadas para revegetación  
de terraplenes**

## **Resumen**

La revegetación en taludes de carretera es fundamental para evitar la erosión, especialmente en clima mediterráneo con periodos de lluvias torrenciales. Pero las siembras que se llevan a cabo para revegetar no siempre dan lugar a las composiciones específicas deseadas, ya que muchas de las especies sembradas son desplazadas por unas pocas especies dominantes.

El objetivo de este capítulo es evaluar la importancia relativa de diferentes factores (relacionados con las siembras, con las características de las especies o con el efecto del estrés hídrico y de la coexistencia de las especies) a la hora de determinar la composición específica y el éxito relativo de las distintas especies.

Para estudiar la importancia de los distintos factores se trabajó a tres niveles: (1) siembras en invernadero en las que se simuló el estrés hídrico y la coexistencia entre las especies, (2) siembras experimentales en taludes de carretera y (3) éxito relativo de las especies esperado a partir de distintos rasgos que la bibliografía propone como importantes para determinar el éxito relativo de las especies (tamaño de las semillas, número de semillas sembradas y biomasa de las plantas). Se comparó el éxito relativo de las especies sembradas en el campo con el éxito relativo en los experimentos en el invernadero y con el que predecían los distintos rasgos estudiados.

Ninguno de los rasgos de las plantas estudiados estuvo relacionado con el éxito relativo de las especies en el campo. Solo el experimento de la coexistencia sin estrés hídrico en invernadero reprodujo un éxito relativo similar al que se encontró



en el campo, siendo muy importante además la identidad de las especies que convivían.

Por otra parte, los efectos de la competencia fueron capaces de ocultar los del estrés hídrico al nivel de estrés hídrico utilizado en este experimento.

Los resultados nos indican que, al nivel de estrés hídrico aplicado, este no tiene un papel principal durante las fases adultas de las plantas como lo tiene en etapas más tempranas, tal y como se ha mostrado en capítulos anteriores.



## **Introduction**

Road building produces large amounts of unvegetated soils often forming embankments. In Mediterranean semiarid lands, revegetation of these slopes is fundamental since they are very vulnerable to erosion. One of the most used methods of revegetation is hydroseeding. However, in many cases, revegetation by hydroseeding leads to a successional impasse, since one dominant species stagnates the succession producing species poor stands (Hilderbrand *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005). Although erosion control may be reached even in low diversity stands, high species richness is preferable since a wide range of species that respond differently to different environmental perturbations increase the likelihood of the new ecosystem to be resistant and/or resilient to future conditions and disturbances (Boeken & Shachak 2006). In particular, Boeken & Shachak (2006) demonstrated that minor species (*sensu* Grime 1998) facilitate the recruitment and abundance of dominant ones during recolonization after disturbance, in accordance to Grime's (Hooper *et al.* 2005) filtering hypothesis. Moreover two other factors should be taken into account: on the one hand, certain combinations of species are complementary in their patterns of resource use and can increase average rates of productivity and nutrient retention. In the other hand, susceptibility to invasion by exotic species is strongly influenced by species composition and, under similar environmental conditions, generally decreases with increasing species richness (Sharma *et al.* 2000; Le Houerou 2000; Snyman 2003).

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

Understanding the factors influencing different performance of species will help us to avoid those undesired successional impasses and to produce more diverse and functional stands in restoration works. Different factors in semiarid climates were identified as influencing the relative performance of the species. Hydric stress is a critical factor in revegetation in arid and semiarid environments, specially in the establishment stage (Koop 2004, Bakker & Wilson 2001). It is also relevant for road embankment revegetation (Tinsley 2006). Coexistence among sowed species could be an important factor in determining the final composition and the relative abundance of the species by its own (Humphrey & Schupp 2004) or in combination with environmental factors (Brose & Tielborger 2005) like hydric stress (Shilo-Volin *et al.* 2005; Weigelt *et al.* 2005), in fact environmental factors have demonstrated capable to reverse the competitive hierarchies in some cases (Fynn *et al.* 2005).

Man can also influence specific vegetal cover by manipulating seed mixtures. The relative amount of seeds sowed is an important factor (Stevenson *et al.* 1995). It is expected that species with the highest sowing proportion in a mixture of seeds will produce the highest vegetal cover or biomass. However this is not always the case. Richardson & Evans (1986) and Snyman (2003) proposed that other factors influencing germination rate or plant growing may be more important than sowing proportions to determine the relative vegetal cover of the sowed species.

Plant traits, as plant size, can also influence the relative cover reached by species in restoration works (Navas & Moreau-Richard 2005). In relation to the seed size, Moles & Westoby (2006) showed that large seeded species have better

### VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

establishment rates than small seeded ones. But Montalvo *et al.* (2002) found different results, having the largest seeded species the lowest establishment performance. It is just the opposite trend that has been traditionally found in natural ecosystems (Fynn *et al.* 2005).

The fate of sowed species is not determined only by one of the factors mentioned, but by a hierarchy of factors. To improve hydroseeding success, there is a need for understand the underlying ecological processes that determine the outcome of sowed species in restoration works.

We hypothesized that species success after embankment hydroseeding may be affected by three possible groups of factors or a combination of them:

- The first group of factors depends on the plant traits: we predict that (a) species with bigger plants contribute more to the final vegetal cover than small ones. (b) We also predict that species with large seed will perform better than those with small ones.
- The second group of factors depends on the sown mixture, mainly on the amount of sowed seeds (seed density). We predict that species sown in larger quantities will contribute to the final vegetal cover more than those sowed in lower numbers.

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

- The third group of factors, derived from the environmental stress and species coexistence, may also influence the relative performance of the species. We predict that hydric stress is the main factor determining the final vegetal cover of the species.

The objective of this work is to determine the relative importance of these three groups of factors on the outcome of the hydroseeded species. The study is based on greenhouse and field evidences during two years.

## ***Material and methods***

To study the effect of the different factors greenhouse and field evidences during two years were used. Data of specific plant traits were obtained from living populations in the field and by experiments.

Similarity between the relative performance of species in the field and that derived from greenhouse experiments and species traits was used as an indicator of the importance of the factors influencing species performance.

### **Study area**

The field study was carried out in Utiel (Eastern Spain, 39° 29' N, 1° 06' W) on road embankments along the N-330 road. Mean annual temperature and precipitation in the study zone are around 12°C and 399 mm respectively. Rainfall distribution is highly variable among and within years showing two peaks in May and October as expected in Mediterranean climates. Land-use in the area is dominated by vineyards and dry farming and native vegetation is typical Mediterranean shrubland. The main geologic materials in the area are calcareous marls and clays of tertiary origin.

## Used species

Species used in all experiments were: *Avena barbata*, *Dactylis glomerata*, *Bromus rubens* (Poaceae), *Diplotaxis eruroides* (Brassicaceae), *Anacyclus clavatus* (Asteraceae), *Plantago albicans* (Plantaginaceae), *Medicago sativa* and *Medicago minima* (Fabaceae). Species selection was carried out following the selection criteria discussed in Chapter III. Seeds of these species were collected from local plant populations or provided by a local seed supplier. In all cases seeds were collected during the growing season previous to the experiment and stored in paper bags in dark at laboratory temperature (20-23°C). All species had germination rates higher than 80%, but *Diplotaxis eruroides* (>60%).

## Plant traits

Twenty-five seeds of each species were weighted to determine seed mass using a Mettler Toledo AX205 precision scales (error=0.01 mg).

To determine the relative ranking of plant size of the species, hereafter “plant size ranking”, we performed a greenhouse experiment. Five individuals per species were sown in 5 x 5 x 20 cm pots. At the end of the growing season the plants were mown, dried at 80°C to constant weight and weighted to obtain their dry biomass values. Then, the species were sorted out according to their biomass (Table 8.1). The ranking value “1” corresponds to the biggest species, being the following numbers smaller species.



## **Field experiment**

To test the relative performance of the species in the field we carried out a hydroseeding experiment. Twenty four plots (4x4 m each) were selected on road embankments along 1 km in the N330 road to ensure the same lithologic and climatic conditions. All embankments were homogeneous in slope length (from 12 to 15 m), slope angle (28°) and age (2 months after road building). The road goes from south to north, so half of the embankments were east facing and the other half west facing. They were all topsoiled and hydroseeded in November 2003. A detailed description of the plots is given in Tormo *et al.* (2007) (capítulo VII de la presente tesis, parcelas con tierra vegetal). The hydroseeding mixture consisted of 25 g·m<sup>-2</sup> of seeds, 15 g·m<sup>-2</sup> of short fiber wood mulch, 15 cm<sup>-3</sup>·m<sup>-2</sup> of humic acid and 50 g·m<sup>-2</sup> of organic fertilizer. These proportions are those usually used for road restoration in East Spain (PROJAR S.A., personal communication).

After hydroseeding, the plots were visited twice, in June 2004 and June 2005, when the vegetation development was plentiful. The variable used in the study was the mean vegetal cover of each species in field plots.

In order to avoid edge effects, vegetation cover estimations per species were recorded only in the central 2x2 m area of the plots. Vegetal cover of the species was estimated by two observers. The maximum acceptable difference between both observers was 10%, otherwise the estimate was repeated.

## **Greenhouse experiments**

To determine the effect of hydric stress and plant coexistence on the relative performance of the sowed species we carried out a greenhouse experiment. Sowing was performed in 56 trays (54 x 39 x 8 cm) with a growing media composed of 40% turf, 40% coconut fibre and 20% perlite. All trays were placed randomly in a greenhouse opened to air circulation. Each week during the experiment the trays were randomly re-located to a different position in the greenhouse in order to homogenize growing conditions.

The hydric stress treatment was performed by maintaining the substratum of half of the trays between 75% and 60% of the field capacity level. The control trays were maintained at 100% of their field capacity level. To avoid differences in germination and establishment that could mingle with the studied effects, all the trays remained at field capacity until seeds of the species in all trays germinated during the germination period before the application of the stress treatment.

To perform the plant coexistence treatment, in hydric stress treatment and in control, we sowed the seeds of each species in monoculture (3 trays) and in coexistence with all the other species (5 trays).

Seed density in all trays and treatments were 4 g of seeds·m<sup>-2</sup>, lower than that used in the field experiment since we expect that germination rate in greenhouse would be higher than in field.

Sowing was carried out using sieves to allow a random but homogeneous seed distribution in the trays (Fotografía 8.1, página 144). At the end of the growing period (May 2004) all the

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

plants were harvested, dried to constant weight at 80°C and weighed to obtain per plant above ground biomass (Fotografía 8.2, página 144).

### **Data analyses**

Species were sorted out in accordance to the values of the variables in each experiment. Those data allowed us to determine the relative species performance in each case. We used Kendall's correlation to compare the ranking obtained from plant cover per species in the field experiment with the rankings obtained in the greenhouse experiments (hydric stress and plant coexistence), with the seed density of each species in the mixtures and with those obtained from seed mass and plant biomass.

Rankings obtained from variables related to the seed density and seed mass were compared only with the ranking of the first field survey (June 2004), since predictions about the effect of these factors are expected to affect only the short term species performance, like plant establishment. All other rankings were compared with that of both field surveys (June 2004 and 2005), since predictions about the effect of those factors are expected to affect both, the short and the long term performance of the species.

Data on monospecific trays of *M. sativa* were not used in the data analyses because they suffered from severe experimental error. Notwithstanding Kendall's correlations are robust to unbalanced data.

To asses the relative importance of the hydric stress and the pluri or monospecific coexistence over plants biomass data of the

### VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

---

greenhouse experiment were analyzed with a two way ANOVA test. Biomass of each species in pluri- and monospecific trays were compared using t-tests.

## Results

Table 8.1 shows the data of the different experiments and measures.

Table 8.1: Data of the different variables: Aerial biomass of the plants (g) in different greenhouse treatments (monosp: species growing alone; plurisp: species growing together with the rest of the studied species; + stress: hydric stress treatments; - stress: without hydric stress treatment), plant cover in field in June 2004 and June 2005 (expressed in % cover), seed weight (mg), plant size (aerial biomass, mg) and seed density (seeds·m<sup>-2</sup>).

	Greenhouse							
	mono				pluri			
	+ stress		- stress		+ stress		- stress	
	mean	SE	mean	SE	mean	SE	mean	SE
Ab	32.37	4.90	27.28	0.76	4.72	0.43	3.92	0.43
Ac	12.06	2.05	7.00	0.90	2.75	0.48	1.48	0.37
Bu	18.93	1.52	18.34	3.61	2.74	0.38	2.27	0.21
De	7.13	0.43	4.30	0.63	1.05	0.16	0.52	0.13
Dg	15.90	1.31	11.59	1.01	4.45	0.35	2.70	0.62
Mm	16.18	19.47	34.50	6.15	13.84	9.47	0.51	0.36
Ms	-	-	-	-	3.06	0.87	3.36	2.02
Pa	7.08	1.22	5.00	1.16	1.44	0.14	0.93	0.17
n	3		3		5		5	

Table 8.1. Following								seed density
field data				plant traits				
jun04		jun05		seed weight	plant size			
				SE				
mean	SE	mean	SE	mean	SE	SE		
				m				

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

Ab	13.24	4.61	13.80	4.81	4.74	0.070	126.95	11.25	1485
Ac	14.13	4.05	13.33	4.01	0.42	0.012	26.48	3.47	4614
Bu	12.02	0.97	10.99	0.68	2.17	0.004	31.64	2.73	2312
De	4.85	0.59	4.12	0.82	0.18	0.010	31.736	1.78	3153
Dg	2.06	0.56	2.06	0.56	1.11	0.019	87.504	3.02	5541
Mm	2.08	0.54	2.15	0.53	5.86	0.035	4.535	0.57	260
Ms	1.60	0.48	1.82	0.49	2.49	0.032	88.872	22.82	1239
Pa	1.35	0.36	1.55	0.35	1.79	0.045	14.926	1.70	885
n	6		6		25		5		

There were not significant correlations between the species ranking obtained from plant cover in any data and the rankings obtained from plant traits (plant size and seed weight, table 8.2)

Table 8.2. Correlations among the rankings of the species obtained from the field and the greenhouse experiments, the seed density in sowings and the plant traits.

		Greenhouse experiments				Plant traits		
		monosp		plurisp		seed weight	plant size ranking	seed density
		+ stress	- stress	+ stress	- stress			
June 2004	tau	0.429	0.143	-0.036	0.214	-0.071	0.000	0.286
	<i>p-value</i>	0.119	0.386	0.550	0.274	0.640	0.548	0.199
June 2005	tau	0.524	0.238	0.036	0.286	0.000	0.071	0.214
	<i>p-value</i>	0.068	0.281	0.450	0.199	0.548	0.452	0.274

We found a moderate correlation between the species ranking obtained from field data and that obtained from the monospecific and stress treatment in the green house experiment but it only was marginally significant for the 2005 field survey (Table 8.2).

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

When comparing the field surveys with the data from greenhouse experiment we only found a moderate correlation between field data (June 2005) and trays with monospecific sowing and hydric stress treatment (Table 8.2).

When studying data of the greenhouse, ANOVA analyses using hydric stress and coexistence as factors revealed the strongest role of coexistence determining the biomass production ( $F_{1,118}=55.91$ ,  $p<<0.001$ ) but no effect of hydric stress was found ( $F_{1,118}=1.01$ ,  $p=0.318$ ) nor of the interaction ( $F_{1,118}=0.38$ ,  $p=0.537$ ). The plot (Figure 8.1) reveals a very strong difference between plants growing in plurispecific sowing and plants growing in monospecific sowings. In fact all the plants growing in monospecific trays were bigger than plants of the same species growing in plurispecific trays (Figure 8.2), and differences were all significant, except for *M. minima*, being only marginally significant ( $t_{12}=-1.738$ ,  $p\text{-value}=0.058$ ). The plants of *A. barbata*, *B. rubens* and *D. eruroides* were the most affected by the presence of neighbors. Plants of those species became 7 times larger when growing in monospecific trays in front of growing in plurispecific trays. On the rest of the species the change was lower, but higher than 3 times bigger the plants in monospecific trays than in plurispecific ones.

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

---

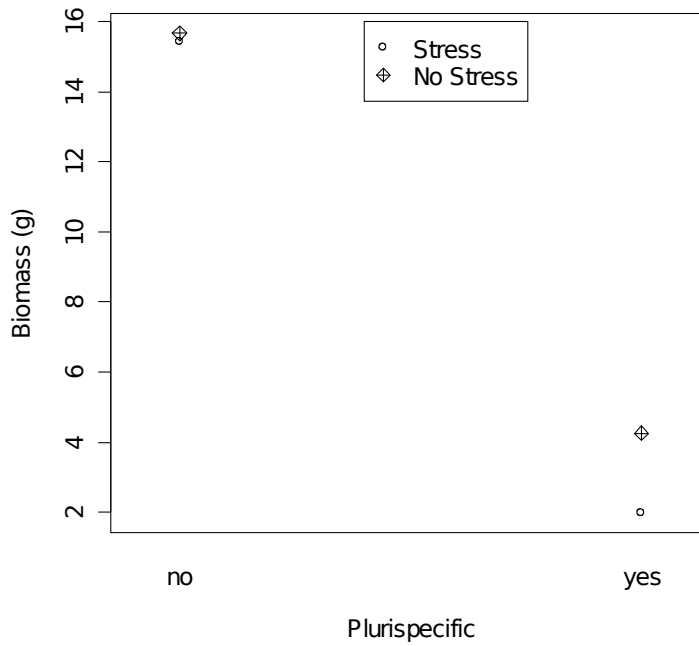


Figure 8.1. Effect of coexistence and hydric stress on the biomass production in the greenhouse experiment.



## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

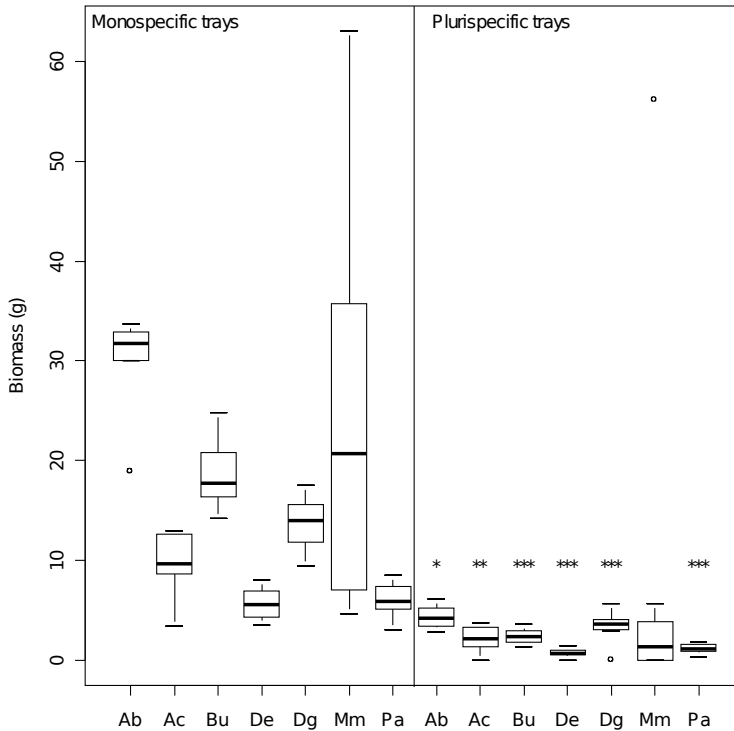


Figure 8.2. Plant biomass of each species growing in monospecific or plurispecific mixtures in the greenhouse experiment. Significant differences using a t-test are shown. Species codes are as follows: Ab = *Avena barbata*, Bu = *Bromus rubens*, Bd = *Bromus diandrus*, Ac = *Anacyclus clavatus*, Mm = *Medicago minima*, Pa = *Plantago albicans*, Be = *Brachypodium retusum*, Sc = *Santolina chamaecyparissus*, Mo = *Medicago orbicularis*, Gs = *Genista scorpius*, Pl = *Plantago lanceolata*, Ps = *Plantago sempervirens*.

## **Discussion**

Three groups of factors were proposed that could influence plant relative performance in road embankment restoration: plant traits, seed density in field and factors depending on species coexistence and hydric stress.

Plant traits were not correlated with the relative performance of the species in the field. These results seem to indicate that the possible advantages or disadvantages provided by seed mass described in literature are hidden by other factors. In this case neither small seeded species, as proposed by Montalvo *et al.* (2002), nor big seeded species, as proposed by Moles & Westoby (2006), have better performance in field. It is possible that, since seed mass only influence the first stages of plant development, beneficial effects to establishment produced by hydroseeding amendments has hidden the effect of seed size in establishment.

Furthermore, we expected that species with bigger plants would produce higher covers (Fraser & Keddy 2005). However vegetal cover during the study was independent of the plant size of the species. This lack of influence of plant size in determining the relative performance of the species could be the consequence of sowing more seeds of smaller than of bigger species, but the lack of correlation between seed density in the hydroseeding and vegetal cover precluded this interpretation. Since the positive relation between plant size and competitive ability has been described mainly in fertile habitats with very high vegetal cover (Fraser & Keddy 2005) we suggest that the unfertile and dry conditions of the road embankments in our study area interfere on

### VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

---

the expression of the competitive relationships and could explain the lack of correlations between these parameters.

Also, this lack of relation would indicate that other factors may be hindering the effect of seed density, seed size and the plant size. Jefferson (Muzzi *et al.* 1997; Albaladejo *et al.* 2000; Brofas & Varelides 2000) found that species interactions ruled out the effect of seed densities in the final specific plant cover. Furthermore in semiarid conditions it has been repeatedly found that only a few of the sowed species established after sowing (Sharma *et al.* 2000; Le Houerou 2000; Snyman 2003).

Hydric stress has been proposed as the main limiting factor to plant colonization in semiarid environments (Bochet & García-Fayos 2004), and particularly in road embankments (Koop 2004). But our results showed that hydric stress, at studied levels, has few consequences in determining the biomass of the plants in the greenhouse experiments, but correlation exists between hydric stress treatment and field results.

This lack of effect of hydric stress could be a result of two factors. In one hand, the effect of hydric stress produces mainly during the first stages of development (Goldberg *et al.* 2001), since we provided the same conditions for establishment in both hydric stress treatment it reduced the effects of this factor. Those results agree with results obtained by other authors in which the relations of the species are mainly competitive in the adult stage of the life cycle (Munzbergova 2004). More specifically, Munzbergova (Petersen *et al.* 2004) described that whilst abiotic factors are the main determinants of seedling distribution, the occurrence of adult individuals is best predicted by interespecíficas relations. In the other hand, the differences in

## VIII. Coexistencia entre las plantas y estrés hídrico

water content between trays with and without hydric stress could be lower to produce differences in biomass. Experiments studying gradients of hydric stress are needed to better understand the effect of this factor.

In previous chapters we found that *Medicago sativa* facilitated some of the neighbouring species. In this chapter, no facilitation appeared, when growing in plurispecific trays. Independently of hydric stress, all species produced less biomass in the plurispecific trays. In the previous chapter we tested the effect of one over one species, it seems that growing with too much species could hide the effects of facilitation.

In conclusion, neither plant traits nor sowing factors nor hydric stress are influencing relative performance of the species in road embankments. The main factor influencing relative species performance is the relations among the species.

## **Fotografías**



Fotografía 8.1 Se muestra el modo en que se llevó a cabo la siembra utilizando un cedazo para que la distribución de las semillas fuera homogénea en toda la bandeja.



Fotografía 8.2. Aspecto de una de las bandejas monoespecíficas, en concreto una de las sembradas con *Medicago minima*.



## IX. Discusión

A la vista de los datos, el protocolo de selección de especies que se propone parece apropiado. Este se puede dividir en dos pasos principales:

- El primer paso, descrito en el capítulo III, corresponde a la selección de especies mediante la realización de inventarios florísticos y la evaluación del éxito relativo de las distintas especies inventariadas. La selección de las especies debe hacerse sobre zonas similares a las que se pretende revegetar. Es importante que haya pasado suficiente tiempo desde que empezó el proceso de revegetación para que los filtros ambientales hayan seleccionado las especies más adecuadas.
- El segundo paso, descrito en el capítulo VII, consiste en comprobar si es viable la aplicación de las especies seleccionadas utilizando los métodos utilizados en las obras públicas (Hidrosembras). De este modo se comprueba si las especies seleccionadas son capaces de convivir, y que no se producen fenómenos de exclusión competitiva a corto plazo. Además esta siembra previa

## IX. Discusión

---

nos permitirá ver si las especies seleccionadas son compatibles con los métodos utilizados así como con las enmiendas aplicadas durante la hidrosiembra.

Aunque este protocolo de selección de especies ha sido desarrollado en carreteras en ambiente semiárido pretendemos que los métodos y criterios propuestos sean extrapolables a distintos tipos de zonas alteradas, como otras infraestructuras lineales (ferrocarriles, gaseoductos, etc.) o zonas de explotación minera. En climas muy diferentes deberían llevarse a cabo experimentos similares a los propuestos en esta tesis, siembras manuales y hidrosiembras, para evaluar la idoneidad de las especies seleccionadas. Y además estudiar si los criterios propuestos para la selección de especies en este trabajo son adecuados para aquellos ambientes.

El hecho de que solo unas pocas especies sean capaces de colonizar con éxito los taludes de forma natural nos hace pensar que existe un grupo de especies, con una ecología determinada, que son capaces de superar las malas condiciones impuestas por estos ambientes. Estas especies son las que se deberían utilizar en restauración. De forma general la utilización de especies locales para revegetar garantiza la adaptación de estas a las condiciones ambientales locales (Brown 2005). No obstante, en el caso de los taludes de carretera, las especies seleccionadas, además de ser locales, tienen que estar adaptadas al ambiente peculiar de estos. Los criterios de selección de especies que proponemos garantizan que las especies seleccionadas reúnan estas dos condiciones. Al introducir especies que crecen de forma



## IX. Discusión

---

espontánea en los taludes nos aseguramos de que estas especies son capaces de completar su ciclo de vida en estas condiciones y lo único que hacemos es acelerar el proceso de colonización natural al aportar un número de semillas varios órdenes de magnitud mayor que el número de semillas que podrían llegar espontáneamente desde las áreas vecinas.

Pero el uso de las especies locales, aunque muy beneficioso, no está exento de problemas. Principalmente a la hora de utilizar especies locales nos enfrentamos a dos cuestiones:

Primero, al contrario que para las especies comerciales, no es fácil encontrar semillas de especies locales en el mercado y, además, al ser éstas semillas recolectadas de sus poblaciones naturales y no haber sido cultivadas, su calidad y homogeneidad no está garantizada . Esta situación es circular: al no haber especies locales en el mercado éstas no se recomiendan en los proyectos, como éstas no se recomiendan en los proyectos no hay demanda y como no hay demanda las empresas productoras no invierten en mejorar la calidad de la producción de las especies locales. No obstante, el hecho de que en el mercado existan especies muy emparentadas con las especies locales que colonizan espontáneamente los taludes nos hace pensar que si se llevara a cabo un esfuerzo en innovación por parte de las empresas del sector (con el debido apoyo de las administraciones), se podrían obtener semillas de especies locales con una calidad y un precio similar a las semillas de las especies comerciales utilizadas hasta ahora.

Segundo, en todo caso el uso de especies locales no es la panacea. Hemos demostrado que las especies seleccionadas producen mejores resultados, en cuanto a cobertura vegetal, que

## IX. Discusión

---

las especies comerciales, y eso es lo que nos interesa a corto plazo en restauración de carreteras. Pero si ampliamos nuestro punto de vista hacia la restauración en otros ambientes, o a más largo plazo, se hace necesario recuperar otras funciones o características del ecosistema (biodiversidad, usos previos, etc.) además de la protección frente a la erosión.





## X. Conclusiones

- La dispersión no es el principal factor limitante para la colonización de los taludes de carretera. La llegada de semillas a los taludes no es garantía de la colonización de los mismos, pues las condiciones ambientales de los taludes resultan más limitantes para el establecimiento de las plantas.
- Las propiedades del suelo, el estrés hídrico (durante la fase de establecimiento) y los procesos relacionados con la coexistencia entre las especies (durante las fases adultas) son un factor determinante para la colonización vegetal de los terraplenes de carretera.
- La aplicación de tierra vegetal y o de las enmiendas que acompañan a las semillas en las hidrosiembras mejora claramente el éxito de los trabajos de revegetación. De hecho, estas dos técnicas pueden, sin necesidad de sembrar, producir coberturas vegetales aceptables para el control de la erosión.

## X. Conclusiones

---

- La hidrosiembra con mezclas de semillas de especies locales seleccionadas proporciona mayores coberturas vegetales que la hidrosiembra con especies comerciales.
- El protocolo de selección de especies propuesto es válido, ya que ha permitido producir un listado de especies capaces de establecerse en los terraplenes con mayor éxito que las especies comerciales.







## **XI. Bibliografía**

- Albaladejo, J., Alvarez, J., Querejeta, J., Díaz, E., & Castillo, V. 2000. *Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes*. Land Degradation & Development. 11, 4:315-325.
- Alborch, B. 2005. Estudi de la influència del balanç hídric del sol en la germinació en talusos de carretera. Proyecto final de carrera. Universitat Politècnica de València. Gandía.
- Alborch, B., García-Fayos, P., & Bochet, E. 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.
- Alegre, J., Alonso-Blázquez, N., de Andrés, E.F., Tenorio, J.L., & Ayerbe, L. 2004. Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. Plant and Soil. 263, 1-2:203-212.
- Andrés, P. & Jorba, M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). Restoration Ecology. 8, 3:268-275.
- Andrés, P., Zapater, V., & Pamplona, M. 1996. *Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain*. Restoration Ecology. 4, 1:51-60.
- Arnáez, J., Larrea, V., & Ortigosa, L. 2003. Surface runoff and soil erosion on unpaved forest roads from rainfall simulation tests in northeastern Spain. Catena. 57, 1:1-14.

## XI. bibliografía

---

- Aronson, J., Dhillon, S., & Le Floc'h, E. 1999. *Dryland restoration and rehabilitation*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 13, 4:315-317.
- Aronson, J., Floret, C., Floc'h, E., Ovalle, C., & Pontanier, R. 1993a. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the *south*. *Restoration Ecology*. 1, 1:8-17.
- Aronson, J., Floret, C., Floc'h, E., Ovalle, C., & Pontanier, R. 1993b. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. II. Case studies in southern Tunisia, central Chile and northern *Cameroon*. *Restoration Ecology*. 1, 3:168-187.
- Ash, H.J., Gemmell, R.P., & Bradshaw, A.D. 1994. The introduction of native plant-species on industrial-waste heaps - A test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology*. 31, 1:74-84.
- Ayalsew, Z.A., McKenzie, B.A., & Smetham, M.L. 1992. *Establishment of perennial grasses overdrilled into a lucerne sward*. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 35, 3:237-243.
- Badano, E.I., Cavieres, L.A., Molina-Montenegro, M.A., & Quiroz, C.L. 2005. *Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean matorral of central Chile*. *Journal of Arid Environments*. 62, 1:93-108.
- Baer, S.G., Blair, J.M., Collins, S.L., & Knapp, A.K. 2004. *Plant community responses to resource availability and heterogeneity during restoration*. *Oecologia*. 139, 4:617-629.
- Bakker, J. & Wilson, S. 2001. *Competitive abilities of introduced and native grasses*. *Plant Ecology*. 157, 2:117-125.

## XI. bibliografía

---

- Balaguer, L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas*. XI, 1.
- Benik, S.R., Wilson, B.N., Biesboer, D.D., Hansen, B., & Stenlund, D. 2003. *Performance of erosion control products on a highway embankment*. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. 46, 4:1113-1119.
- Bennie, J., Hill, M., Baxter, R., & Huntley, B. 2006. *Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands*. *Journal of Ecology*. 94, 2:355-368.
- Bochet, E. & García-Fayos, P. 2004. *Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain*. *Restoration Ecology*. 12, 2:166-174.
- Bochet, E., García-Fayos, P., & Tormo, J. 2007. *Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization*. *Restoration Ecology*. 15, 1:88-96.
- Boeken, B. & Shachak, M. 2006. *Linking community and ecosystem processes: the role of minor species*. *Ecosystems*. 9, 1:119-127.
- Brofas, G. & Karetsos, G. 2002. *Revegetation of mining spoils by seeding of woody species on Ghiona Mountain, Central Greece*. *Land Degradation & Development*. 13, 6:461-467.
- Brofas, G. & Varelides, C. 2000. *Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece*. *Land Degradation & Development*. 11, 4:375-382.
- Brose, U. & Tielborger, K. 2005. *Subtle differences in environmental stress along a flooding gradient affect the importance of inter-specific competition in an annual plant community*. *Plant Ecology*. 178, 1:51-59.

## XI. bibliografía

---

- Brown, M.T. 2005. *Landscape restoration following phosphate mining: 30 years of co-evolution of science, industry and regulation*. Ecological Engineering. 24, 4:309-329.
- Burke, M.J.W. & Grime, J.P. 1996. *An experimental study of plant community invasibility*. Ecology. 77, 3:776-790.
- Busso, C.A., Fernández, O.A., & Fedorenko, D.E.F. 1998. Dry weight production and partitioning in *Medicago minima* and *Erodium cicutarium* under water stress. Annals of Botany. 82, 2:217-227.
- Butaye, J., Jacquemyn, H., Honnay, O., & Hermy, M. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. Journal of Vegetation Science. 13:27-34.
- Calvo, A., Harvey, A.M., Payá, J., & Alexander, R.W. 1992. *Response of badland surfaces in southeast Spain to simulated rainfall*. Quaternary Geomorphology. 5:3-14.
- Campbell, D.R., Rochefort, L., & Lavoie, C. 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. Journal of Applied Ecology. 40, 1:78-91.
- Cano, A., Navia, R., Amezaga, I., & Montalvo, J. 2002. *Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success*. Ecological Engineering. 18, 4:489-498.
- Cantero, J.J., Partel, M., & Zobel, M. 1999. Is species richness dependent on the neighbouring stands? *An analysis of the community patterns in mountain grasslands of central Argentina*. Oikos. 87, 2:346-354.

## XI. bibliografía

---

- Cerdà, A. & García-Fayos, P. 1997. The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscapes. *Geomorphology*. 18, 2:77-90.
- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward futuristic restoration. *Ecological Research*. 19, 1:75-81.
- Choi, Y.D. & Wali, M.K. 1995. The role of *Panicum virgatum* (Switch grass) in the revegetation of iron-mine tailings in northern New-York. *Restoration Ecology*. 3, 2:123-132.
- Christian, J.M. & Wilson, S.D. 1999. Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the northern Great Plains. *Ecology*. 80, 7:2397-2407.
- Cotts, N.R., Redente, E.F., & Schiller, R. 1991. *Restoration methods for abandoned roads at lower elevations in Grand-Teton National-Park, Wyoming*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 5, 4:235-249.
- Crawley, M.J. 1993. *GLIM for Ecologists*. The Methods in Ecology. Lawton, J. H. and Likens, G. E. Blackwell. Oxford. 379 pp..
- Crawley, M.J. 1990. *The population dynamics of plants*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences. 330, 1257:125-140.
- Cuperus, R., Canters, K.J., & Piepers, A.A.G. 1996. *Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands)*. *Ecological Engineering*. 7, 4:327-349.
- Davis, M.A., Wrage, K.J., & Reich, P.B. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*. 86, 4:652-661.

## XI. bibliografía

---

- del Moral, R. & Rozzell, L.R. 2005. Long-term effects of *Lupinus lepidus* on vegetation dynamics at Mount St. Helens. *Plant Ecology*. 181, 2:203-215.
- del Moral, R. & Wood, D.M. 1993. *Early primary succession on the volcano Mount St. Helens*. *Journal of Vegetation Science*. 4:223-234.
- Dirección General de Carreteras. 2004. *Boletín estadístico de transportes*. Ministerio de Fomento. Dirección general de carreteras. Madrid, Spain. 392 pp.
- Donath, T.W., Holzel, N., & Otte, A. 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*. 6, 1:13-22.
- Dudeck, A.E. & Young, J.O. 1970. Performance of crownvetch and selected cool season grasses on roadside backslopes as affected by slope exposure and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*. 62, 3:397-&.
- Dzwonko, Z. 1993. Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. *Journal of Vegetation Science*. 4:693-698.
- Dzwonko, Z. & Loster, S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of biogeography*. 19:195-204.
- Ehrlen, J. & Ericksson, O. 1996. Seedling recruitment in the perennial herb *Lathyrus vernus*. *Flora*. 191:377-383.
- Elmarsdottir, A., Aradottir, A.L., & Trlica, M.J. 2003. *Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites*. *Journal of Applied Ecology*. 40, 5:815-823.

## XI. bibliografía

---

- Elwell, H.A. & Stocking, M.A. 1976. *Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia*. Geoderma. 15, 1:61-70.
- Enríquez de Salamanca, A., Carrasco, M.J., & Varela, J.M. 2004. *Seguimiento de la eficacia de la restauración vegetal de los taludes de autovías*. Ingeniería civil. 134:27-35.
- Eriksson, O. & Ehrlen, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. Oecologia. 91, 3:360-364.
- Epsigares, T., Moreno, M. & Nicolau, J.M. 2005. *Dynamics of vegetation in restored slopes from mining activities in central Spain as conditioned by different levels of water erosion*. World conference on ecological restoration. 12-18 September 2005. Zaragoza, Spain.
- Estarlich, E., Hernández, A.J., Aranda, L., & Pastor, J. 1995. *Estudio de los factores edáficos relacionados con la erosión y escorrentía en taludes de fuerte pendiente; Ensayos de revegetación*. Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. 2:161-167.
- Fortin, M.J. & Jacquez, G.M. 2000. *Randomization tests and spatially auto-correlated data*. Bulletin of the Ecological Society of America. 201-205.
- Foster, B.L. & Tilman, D. 2003. *Seed limitation and the regulation of community structure in oak savanna grassland*. Journal of Ecology. 91, 6:999-1007.
- Fraser, L. & Keddy, P. 2005. *Can competitive ability predict structure in experimental plant communities?* Journal of Vegetation Science. 16, 5:571-578.
- Frenkel, R.E. 1970. *Ruderal vegetation along some californian roadsides*. Univ.Calif.Pub.Geogr. 20:1-163.

## XI. bibliografía

---

- Fynn, R.W.S., Morris, C.D., & Kirkman, K.P. 2005. *Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance*. Journal of Ecology. 93, 2:384-394.
- Gao, Y., Qiu, G.Y., Shimizu, H., Tobe, K., Sun, B.P., & Wang, J. 2002. *A 10-year study on techniques for vegetation restoration in a desertified Salt Lake area*. Journal of Arid Environments. 52, 4:483-497.
- García, E. 1996. Estudio florístico y fitogeográfico de la comarca de la Plana de Utiel-Requena (Valencia). Tesis Doctoral. Universitat de Valencia. Valencia, Spain
- García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. pp. 309-334 In: Valladares, F. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. EGRAF, S.A. Madrid.
- García-Fayos, P. & Cerdà, A. 1997. *Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments*. Catena. 29, 1:73-83.
- García-Fayos, P., García-Ventoso, B., & Cerdà, A. 2000. *Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain*. Journal of Vegetation Science. 11:77-86.
- García-Fayos, P., Recatalá, T.M., Cerdà, A., & Calvo, A. 1995. *Seed populatoion dynamics on badland slopes in south eastern Spain*. Journal of Vegetation Science. 6:691-696.
- Gasque, M. & García-Fayos, P. 2004. Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: *consequences for reforestation and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas*. Forest Ecology and Management. 189, 1-3:251-261.



## XI. bibliografía

---

- Godefroid, S. & Tanghe, M. 2000. Influence of small climatic variations on the species composition of roadside *grasslands*. *Phytocoenologia*. 30, 3-4:655-664.
- Goldberg, D.E., Turkington, R., Olsvig-Whittaker, L., & Dyer, A.R. 2001. *Density dependence in an annual plant community: variation among life history stages*. *Ecological Monographs*. 71, 3:423-446.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hodar, J.A., Castro, J., & Baraza, E. 2004. *Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants*. *Ecological Applications*. 14, 4:1128-1138.
- González del Tánago, M. 1993. Erosión real y potencial. Principales métodos para su estimación. *Montes*. 34:31-40.
- Grace, J.M. 2002. *Effectiveness of vegetation in erosion control from forest road sideslopes*. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. 45, 3:681-685.
- Greenwood, J.R., Norris, J.E., & Wint, J. 2004. *Assessing the contribution of vegetation to slope stability*. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Geotechnical Engineering*. 157, 4:199-207.
- Greller, A.M. 1974. Vegetation of roadcut slopes in the *tundra of Rocky Mountain National Park, Colorado*. *Biological Conservation*. 6, 2:84-93.
- Gretarsdottir, J., Aradottir, A.L., Vandvik, V., Heegaard, E., & Birks, H.J.B. 2004. *Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland*. *Restoration Ecology*. 12, 2:268-278.

## XI. bibliografía

---

- Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*. 86:902-910.
- Hambler, D.J., Dixon, J.M., & Cotton, D.E. 1990. The relative potentials of 6 grass cultivars for rehabilitation and stabilization of a limestone quarry spoil-bank. *Environmental Conservation*. 17, 2:149-156.
- Hardt, R.A. & Forman, R.T.T. 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*. 70, 5:1252-1260.
- Harwood, M.R., Hacker, J.B., & Mott, J.J. 1999. Field evaluation of seven grasses for use in the revegetation of lands disturbed by coal mining in Central Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 39, 3:307-316.
- Heindl, B. & Ullmann, W. 1991. *Roadside vegetation in mediterranean France*. *Phytocoenologia*. 20, 1:111-141.
- Hensen, I. 1999. Life strategies in a semi-arid grassland community - mechanisms of dispersal and reproduction within *Lapiedro martinezii*-*Stipetum tenacissimae* (Southeastern Spain). *Feddes Repertorium*. 110, 3-4:265-285.
- Higgins, S.I., Nathan, R., & Cain, M.L. 2003. Are long-distance dispersal events in plants usually caused by nonstandard means of dispersal? *Ecology*. 84, 8:1945-1956.
- Hilderbrand, R.H., Watts, A.C., & Randle, A.M. 2005. *The myths of restoration ecology*. *Ecology and Society*. 10, 1:19.
- Holmes, P.M. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology*. 9, 1:71-84.

## XI. bibliografía

---

- Holzappel, C. & Schmidt, W. 1990. *Roadside vegetation along transects in the Judean desert*. Israel Journal of Botany. 39, 3:263-270.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., & Wardle, D.A. 2005. *Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge*. Ecological Monographs. 75, 1:3-35.
- Humphrey, L.D. & Schupp, E.W. 2004. *Competition as a barrier to establishment of a native perennial grass (Elymus elymoides) in alien annual grass (Bromus tectorum) communities*. Journal of Arid Environments. 58, 4:405-422.
- Humphries, R.N. 1976. *The revegetation of limestone quarries*. pp. 433-476 In: Thurrock Borough Council. *Papers of the land reclamation conference*. Thurrock Borough Council. Grays, Essex, England, UK.
- Huxtable, C.H.A., Koen, T.B., & Waterhouse, D. 2005. *Establishment of native and exotic grasses on mine overburden and topsoil in the Hunter Valley, New South Wales*. Rangeland Journal. 27, 2:73-88.
- Iverson, L.R. & Wali, M.K. 1987. *Mowing of annual colonizers to enhance revegetation after surface mining*. Reclamation & Revegetation Research. 6, 2:157-161.
- Jefferies, R.A., Willson, K., & Bradshaw, A.D. 1981. *The potential of legumes as a nitrogen-source for the reclamation of derelict land*. Plant and Soil. 59, 1:173-177.

## XI. bibliografía

---

- Jefferson, L.V. 2004. Implications of plant density on the resulting community structure of mine site land. *Restoration Ecology*. 12, 3:429-438.
- Jim, C.Y. 2001. Ecological and landscape rehabilitation of a quarry site in Hong Kong. *Restoration Ecology*. 9, 1:85-94.
- Jochimsen, M.E. 2001. Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecological Engineering*. 17, 2-3:187-198.
- Jusaitis, M. & Pillman, A. 1997. Revegetation of waste fly ash lagoons. 1. Plant selection and surface amelioration. *Waste Management & Research*. 15, 3:307-321.
- Khater, C., Martin, A., & Maillet, J. 2003. Spontaneous vegetation *dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Lebanon*. *Applied Vegetation Science*. 6, 2:199-204.
- Khusainov, A.F. 2005. Composition of the flora on tailing dumps of chalcopyrite fields in the southern transural region. *Russian Journal of Ecology*. 36, 3:209-211.
- Kirkman, L., Coffey, K., Mitchell, R., & Moser, E. 2004. Ground cover recovery patterns and life-history traits: implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. *Journal of Ecology*. 92, 3:422-434.
- Kleijn, D. 2003. Can establishment characteristics explain the poor colonization success of late successional grassland species on ex-arable land? *Restoration Ecology*. 11, 2:131-138.
- Koop, A. 2004. Differential seed mortality among habitats limits the *distribution of the invasive non-native shrub Ardisia elliptica*. *Plant Ecology*. 172, 2:237-294.

## XI. bibliografía

---

- Kutiel, P. & Lavee, H. 1999. Effect of slope aspect on soil and vegetation properties along an aridity transect. *Israel Journal of Plant Sciences*. 47:169-178.
- Le Floc'h, E., Neffati, M., Chaieb, M., Floret, C., & Pontanier, R. 1999. *Rehabilitation experiment at Menzel Habib, southern Tunisia*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 13, 4:357-368.
- Le Houerou, H.N. 2000. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid *Mediterranean ecosystems in North Africa and west Asia: a review*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 14, 1:3-14.
- Li, J., Ren, Z.Y., & Zhou, Z.X. 2006. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. *Ecological Research*. 21, 4:597-604.
- Li, X.R., Xiao, H.L., Zhang, J.G., & Wang, X.P. 2004. Long-term ecosystem effects of sand-binding vegetation in the Tengger Desert, northern China. *Restoration Ecology*. 12, 3:376-390.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., & Callaway, R.M. 2004. *Rethinking plant community theory*. *Oikos*. 107, 2:433-438.
- Lortie, C.J. & Callaway, R.M. 2006. Re-analysis of meta-analysis: support for the stress-gradient hypothesis. *Journal of Ecology*. 94, 1:7-16.
- Maestre, F.T., Cortina, J., & Vallejo, R. 2006a. Are ecosystem composition, structure, and functional status related to restoration success? A test from semiarid Mediterranean steppes. *Restoration Ecology*. 14, 2:258-266.
- Maestre, F.T., Valladares, F., & Reynolds, J.F. 2006b. The stress-gradient hypothesis does not fit all relationships between

## XI. bibliografía

---

- plant-plant interactions and abiotic stress: further insights from arid environments. *Journal of Ecology*. 94, 1:17-22.
- Maestre, F.T., Valladares, F., & Reynolds, J.F. 2005. *Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments*. *Journal of Ecology*. 93, 4:748-757.
- Maina, G.G. & Howe, H.F. 2000. *Inherent rarity in community restoration*. *Conservation Biology*. 14, 5:1335-1340.
- Martínez-Alonso, C. & Valladares, F. 2002. La pendiente y el tipo de talud alteran la relación entre la riqueza de especies y la cobertura de las comunidades de herbáceas. *Ecología*. 16:59-71.
- Martínez-Ruiz, C. 2000. *Dinámica de la recuperación de zonas alteradas por movimientos de tierra: sucesión vegetal y clasificación de especies según su actividad colonizadora*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., & Gómez-Gutierrez, J.M. 2001. *Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes*. *Plant Ecology*. 155, 1:79-89.
- Mateo, G. & Crespo, M.B. 2001. *Manual para la determinación de la flora valenciana*. Moliner-40. Valencia, Spain. 503 pp..
- Matesanz, S., Valladares, F., Tena, D., Costa-Tenorio, M., & Bote, D. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology*. 14, 2:297-307.
- Moles, A.T. & Westoby, M. 2006. *Seed size and plant strategy across the whole life cycle*. *Oikos*. 113, 1:91-105.

## XI. bibliografía

---

- Molinier, R. & Müller, P. 1938. *La dissémination des espèces végétales*. Revue Générale de Botanique nº 50. Imprimerie André Lesot. Paris. 178 pp..
- Montalvo, A.M., McMillan, P.A., & Allen, E.B. 2002. The relative importance of seeding method, soil ripping, and soil variables on seeding success. *Restoration Ecology*. 10, 1:52-67.
- Munzbergova, Z. 2004. Effect of spatial scale on factors limiting species distributions in dry *grassland fragments*. *Journal of Ecology*. 92, 5:854-867.
- Muzzi, E., Roffi, F., Sirotti, M., & Bagnaresi, U. 1997. *Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy*. *Land Degradation & Development*. 8, 2:127-137.
- 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. Madrid.
- Navarro, J. & Jonte, M.A. 1996. La erosión hídrica en los desmontes de la N-610 y N-611 en la circunvalación de la ciudad de Palencia. *Rutas*. 54:35-42.
- Navas, M. & Moreau-Richard, J. 2005. Can traits predict the competitive response of herbaceous Mediterranean species? *Acta Oecologica*. 27, 2:107-114.
- Newman, G.J. & Redente, E.F. 2001. *Long-term plant community development as influenced by revegetation techniques*. *Journal of Range Management*. 54, 6:717-724.
- Nicolau, J.M. 2002. Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean-continental environment: the *Teruel coalfield, Spain*. *Hydrological Processes*. 16:631-647.

## XI. bibliografía

---

- Nicolau, J.M. & Asensio, E. 2000. *Rainfall erosion on opencast coal-mine lands: ecological perspective*. Land Reconstruction and Management. 1:51-73.
- Ninot, J.M., Herrero, P., Ferre, A., & Guardia, R. 2001. Effects of reclamation measures on plant colonization on lignite waste in the eastern Pyrenees, Spain. *Applied Vegetation Science*. 4, 1:29-34.
- Novak, J. & Konvicka, M. 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering*. 26, 2:113-122.
- Novák, J. & Prach, K. 2003. *Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale*. *Applied Vegetation Science*. 6, 2:111-116.
- Oldeman, L.R. & van Engelen, V.W.P. 1993. *A world soils and terrain digital database (SOTER). An improved assessment of land resources*. *Geoderma*. 60, 1-4:309-325.
- Ormerod, S.J. 2003. *Restoration in applied ecology: editor's introduction*. *Journal of Applied Ecology*. 40, 1:44-50.
- Ozinga, W.A., Schaminee, J.H.J., Bekker, R.M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., Bakker, J., & van Groenendael, J.M. 2005. *Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation*. *Oikos*. 108, 3:555-561.
- Page, A.L., Mille, R.H., & Keeney, D.R. 1982. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. Madison



## XI. bibliografía

---

- Page, H. & Bork, E. 2005. Effect of planting season, bunchgrass species, and neighbor control on the success of transplants for grassland restoration. *Restoration Ecology*. 13, 4:651-658.
- Pérez, A. 1994. *Atlas climàtic de la comunitat valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques Urbanisme i Transports. Valencia, Spain. 208 pp..
- Petersen, S.L., Roundy, B.A., & Bryant, R.M. 2004. *Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah*. *Restoration Ecology*. 12, 2:248-257.
- Petru, M., Belkin, R., Sternberg, M., & Jeltsch, F. 2006. Life history variation in an annual plant under two opposing environmental constraints along an aridity gradient. *Ecography*. 29, 1:66-74.
- Prach, K. 2003. Spontaneous sucesion in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science*. 6:125-129.
- Prach, K. & Pysek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*. 17, 1:55-62.
- Primack, R.B. & Miao, S.L. 1992. *Dispersal can limit local plant distribution*. *Conservation Biology*. 6, 4:513-519.
- Primo, E. & Carrasco, M.J. 1973. *Química agrícola I: suelos y fertilizantes*. Alhambra. Madrid
- Pugnaire, F. & Padilla, F. 2006. *The role of nurse plants in the restoration of degraded environments*. *Frontiers in ecology and the environment*. 4, 4:196-202.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L.I.Z., Walker, K.J., & Rothery, P. 2003. *Plant traits as predictors of performance in*

## XI. bibliografía

---

- ecological restoration*. Journal of Applied Ecology. 40, 1:65-77.
- R Development Core Team. 2005. R: A language and environment for statistical computing. v. 2.1.1. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Reid, N. & Naeth, M. 2005. Establishment of a vegetation cover on tundra *kimberlite mine tailings: 2. A field study*. Restoration Ecology. 13, 4:602-608.
- Rentch, J.S., Fortney, R.H., Stephenson, S.L., Adams, H.S., Grafton, W.N., & Anderson, J.T. 2005. *Vegetation-site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA*. Journal of Applied Ecology. 42, 1:129-138.
- Rey, F. 2004. *Effectiveness of vegetation barriers for marly sediment trapping*. Earth Surface Processes and Landforms. 29, 9:1161-1169.
- Richards, L.A. 1964. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Agricultural Handbook. USDA. Washington DC
- Richardson, J.A. & Evans, M.E. 1986. *Restoration of grassland after magnesian limestone quarrying*. Journal of Applied Ecology. 23, 1:317-332.
- Rivas, V., Cendrero, A., Hurtado, M., Cabral, M., Giménez, J., Forte, L., del Río, L., Cantu, M., & Becker, A. 2006. *Geomorphic consequences of urban development and mining activities; an analysis of study areas in Spain and Argentina*. Geomorphology. 73, 3-4:185-206.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L., & Neary, D.G. 2000. *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. RMRS-GTR-63. USDA Forest service. Rocky mountain research station. Fort Collins, CO. USA. 85 pp.

## XI. bibliografía

---

- Rokich, D.P., Dixon, K.W., Sivasithamparam, K., & Meney, K.A. 2000. *Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in western Australia*. Restoration Ecology. 8, 2:196-208.
- Rosales, J., Cuenca, G., Ramírez, N., & de Andrade, Z. 1997. *Native colonizing species and degraded land restoration in La Gran Sabana, Venezuela*. Restoration Ecology. 5, 2:147-155.
- Salazar, M., Poch, R.M., & Bosch, A.D. 2002. *Reclamation of steeply sloping coal spoil banks under Mediterranean semi-arid climate*. Australian Journal of Soil Research. 40, 5:827-845.
- Schiffers, K. & Tielborger, K. 2006. *Ontogenetic shifts in interactions among annual plants*. Journal of Ecology. 94, 2:336-341.
- Schmidt, W. 1989. *Plant Dispersal by Motor Cars*. Vegetatio. 80, 2:147-152.
- Schuman, G.E., Vicklund, L.E., & Belden, S.E. 2005. *Establishing Artemisia tridentata ssp wyomingensis on mined lands: science and economics*. Arid Land Research and Management. 19, 4:353-362.
- Sharma, K.D., Gough, L.P., Kumar, S., Sharma, B.K., & Saxena, S.K. 1997. *Recent developments in the reclamation of surface mined lands*. Annals of Arid Zone. 36, 4:311-326.
- Sharma, K.D., Kumar, S., & Gough, L.P. 2000. *Rehabilitation of lands mined for limestone in the Indian desert*. Land Degradation & Development. 11, 6:563-574.
- Sheldon, J.C. & Bradshaw, A.D. 1977. *Development of a hydraulic seeding technique for unstable sand slopes .1. Effects of*

## XI. bibliografía

---

- fertilizers, mulches and stabilizers*. Journal of Applied Ecology. 14, 3:905-918.
- Shilo-Volin, H., Novoplansky, A., Goldberg, D.E., & Turkington, R. 2005. *Density regulation in annual plant communities under variable resource levels*. Oikos. 108, 2:241-252.
- Snelder, D.J. & Bryan, R.B. 1995. The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo district, Kenya. Catena. 25, 1-4:105-116.
- Snyman, H.A. 2003. *Revegetation of bare patches in a semi-arid rangeland of South Africa: an evaluation of various techniques*. Journal of Arid Environments. 55, 3:417-432.
- Stevenson, M.J., Bullock, J.M., & Ward, L.K. 1995. Re-creating semi-natural communities: effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. Restoration Ecology. 3, 4:279-289.
- 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. Madrid.
- Tikka, P.M., Höglmander, H., & Koski, P.S. 2001. *Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants*. Landscape Ecology. 16:659-666.
- Tikka, P.M., Koski, P.S., Kivelä, R.A., & Kuitunen, M.T. 2000. *Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges?* Applied Vegetation Science. 3:25-32.
- Tinsley, M.J., Simmons, M.T., & Windhager, S. 2006. The establishment success of native versus non-native herbaceous seed mixes on a revegetated roadside in Central Texas. Ecological Engineering. 26, 3:231-240.

## XI. bibliografía

---

- Tirado, R. & Pugnaire, F.I. 2005. Community structure and positive interactions in constraining environments. *Oikos*. 111, 3:437-444.
- Tofts, R. & Silvertown, J. 2002. Community assembly *from the local species pool: an experimental study using congeneric species pairs*. *Journal of Ecology*. 90, 2:385-393.
- Tormo, J., Bochet, E., & García-Fayos, P. 2007. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, *species selection and hydroseeding*. *Restoration Ecology*. 15, 1:97-102.
- Tormo, J., Bochet, E., & García-Fayos, P. 2006. Is seed availability enough to ensure colonization succes? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering*. 26:224-230.
- Turnbull, L.A., Crawley, M.J., & Rees, M. 2000. *Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments*. *Oikos*. 88, 2:225-238.
- Turner, S.R., Pearce, B., Rokich, D.P., Dunn, R.R., Merritt, D.J., Majer, J.D., & Dixon, K.W. 2006. *Influence of polymer seed coatings, soil raking, and time of sowing on seedling performance in post-mining restoration*. *Restoration Ecology*. 14, 2:267-277.
- Ullmann, I., Bannister, P., & Wilson, J.B. 1995. The vegetation of roadside verges with respect to environmental *gradients in southern New Zealand*. *Journal of Vegetation Science*. 6, 1:131-142.
- van der Pijl, L. 1972. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 161 pp..

## XI. bibliografía

---

- van Dorp, D., Schippers, P., & van Groenendael, J.M. 1997. *Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model*. *Landscape Ecology*. 12, 1:39-50.
- Verdu, M. & García-Fayos, P. 1996. *Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant*. *Functional Ecology*. 10, 2:275-280.
- Verheyen, K. & Hermy, M. 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology*. 89:829-840.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., & Melillo, J.M. 1997. *Human domination of Earth's ecosystems*. *Science*. 277, 5325:494-499.
- Waldron, B.L., Monaco, T.A., Jensen, K.B., Harrison, R.D., Palazzo, A.J., & Kulbeth, J.D. 2005. *Coexistence of native and introduced perennial grasses following simultaneous seeding*. *Agronomy Journal*. 97, 3:990-996.
- Wali, M.K. 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil*. 213, 1-2:195-220.
- Ward, S.C., Koch, J.M., & Ainsworth, G.L. 1996. The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a jarrah forest after bauxite mining. *Restoration Ecology*. 4, 1:19-24.
- Weigelt, A., Steinlein, T., & Beyschlag, W. 2005. Competition among three dune species: the impact of water availability on below-ground processes. *Plant Ecology*. 176, 1:57-68.

## XI. bibliografía

---

- Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia - chance or necessity. *Ecological Engineering*. 17, 2-3:199-217.
- Williamson, J. & Harrison, S. 2002. *Biotic and abiotic limits to the spread of exotic revegetation species*. *Ecological Applications*. 12, 1:40-51.
- Willson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio*. 107/108:261-280.
- Wright, H.D., Perry, H.D., & Blaser, R.E. 1978. Persistent low maintenance vegetation for erosion control and aesthetics in highway corridors. pp. 553-581 In: *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. ASA-CSSA-SSSA. Madison. WI. USA.
- Young, T.P., Petersen, D.A., & Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: *historical links, emerging issues and unexplored realms*. *Ecology Letters*. 8, 6:662-673.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International, Inc. USA. 662 pp..
- Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M., & Mols, T. 2000. *Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability?* *Ecology*. 81, 12:3274-3282.