AEET
ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE ECOLOGÍA TERRESTRE

Ecosistemas 18 (2): 79-90. Mayo 2009.
http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=602

INVESTIGACIÓN

ecosistemas
REVISTA CIENTÍFICA Y TÉCNICA DE ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE
www.revistaecosistemas.net

Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito

J. Tormo [1,2], E. Bochet [1], P. García-Fayos [1]

(1) Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-UV-GV), Camí de la Marjal s/n., E-46470 Albal, Valencia, España.

(2) Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (Fundación CEAM). Parque Tecnológico, C/ Charles Darwin 14, 46980 Paterna (Valencia), España

Recibido el 20 de febrero de 2009, aceptado el 17 de abril de 2009.

Tormo J., Bochet E., García-Fayos P. (2009). Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18(2):79-90.
La construcción de carreteras y otras obras públicas produce impactos ambientales severos que afectan a las propiedades de los ecosistemas. Los taludes generados en estas obras presentan escasas coberturas vegetales y el establecimiento de la vegetación, tanto de forma natural como a través de restauraciones, es muy lento. El estudio de los factores que limitan la colonización vegetal en estas áreas degradadas nos ayudará a mejorar las técnicas de revegetación. Al igual que en otros ambientes, en los taludes de carreteras la colonización se ve limitada por la restringida capacidad de dispersión de algunas semillas, por lo que estas laderas son colonizadas principalmente por especies provenientes de áreas cercanas y/o por especies capaces de dispersarse a larga distancia. Pero existen una serie de limitaciones edáficas que hacen que, aunque muchas semillas sean capaces de llegar a los taludes, la colonización no se produzca. El tipo de talud (desmonte o terraplén) y su orientación influyen en la colonización, aumentando la cobertura vegetal en la siguiente dirección: desmontes sur, desmontes norte, terraplenes sur y terraplenes norte. En general, las propiedades físicas y químicas de las zonas alteradas no son adecuadas para el establecimiento de la vegetación, ya que presentan suelos poco fértiles (escasez de nutrientes y de materia orgánica), de texturas poco equilibradas y/o pedregosos. En los desmontes, las malas condiciones edáficas se acentúan, llegando a niveles de compactación de 1500 Mpa, que sobrepasan el umbral a partir del cual las raíces de las plantas son incapaces de penetrar. Pero el factor que más limita y modula la colonización vegetal en taludes de carreteras en ambientes semiáridos es el estrés hídrico. El suelo de los taludes de carreteras tiende a secarse más rápidamente en los desmontes y en las caras sur, siguiendo el mismo patrón que la cobertura vegetal. Estas diferencias hídricas podrían explicar las diferencias en cobertura vegetal entre tipos y orientaciones de taludes. De hecho, las especies que son capaces de colonizar los taludes de carreteras de forma abundante son capaces de germinar en condiciones de menor disponibilidad de agua y más rápidamente que las que no son capaces de colonizarlos, lo que les permite aprovechar las breves ventanas de disponibilidad de agua que producen los episodios lluviosos. Por otro lado, los taludes de carretera, con pendientes elevadas y escasa cobertura vegetal, sufren a menudo graves problemas de erosión, siguiendo los valores de erosión una pauta inversa a la de los valores de cobertura vegetal. Esto haría pensar que la erosión esta impidiendo la colonización al arrastrar las semillas. No obstante, aunque la erosión tenga una influencia en la pérdida de semillas por arrastre, la ausencia de diferencia en la densidad del banco de semillas del suelo entre desmontes y terraplenes indica que la erosión limita la colonización de los taludes sobre todo por el deterioro que produce en las propiedades edáficas relevantes para la germinación y establecimiento de las plantas (p. ej. disminuyendo la fertilidad o incrementando el déficit hídrico). Tratamientos como el uso de tierra vegetal o la aplicación de *mulches* pueden atenuar las condiciones limitantes y aceleran la colonización vegetal. Además, en desmontes, se han obtenido resultados prometedores utilizando tratamientos que disminuyen la compactación, mejoran las condiciones del suelo localmente y permiten la penetración de las raíces. El conocimiento de las limitaciones a la colonización vegetal en los distintos tipos de taludes de carreteras y del beneficio de determinados tratamientos para el establecimiento de las plantas ha de permitir optimizar el uso de los recursos según las necesidades de cada zona a restaurar y de elaborar consecuentemente planes de revegetación con garantías de éxito.

Palabras clave: Suelo, establecimiento, estrés hídrico, cobertura vegetal, compactación, erosión, taludes.

Tormo J., Bochet E., García-Fayos P. (2009). Restoration and revegetation of road slopes in semiarid Mediterranean environments: edaphic processes determining success. *Ecosistemas* 18(2):79-90.
Road construction and other public works produce severe environmental impacts that affect ecosystem properties. The slopes produced by these impacts present low vegetation cover as a result of slow spontaneous vegetation establishment and poor results of artificial revegetation. The study of the factors that limit vegetation establishment in these degraded areas will help us to improve the revegetation techniques. As in other environments, road slope colonization is limited to a certain extent by seed dispersal, so road slopes are mainly colonized by species from near areas and species able to disperse to long distances. Although many seeds are able to reach the slopes from nearby areas, plant establishment is not always successful due to edaphic limitations. The slope type (roadcut or roadfill) and aspect

Ecosistemas no se hace responsable del uso indebido de material sujeto a derecho de autor. ISSN 1697-2473.

play a major role in plant colonization and plant cover increases in the following direction: South roadcuts, North roadcuts, South roadfills and North roadfills. Generally, the physical and chemical properties of degraded zones are not suitable for vegetation establishment, because of low soil fertility (low nutrient and organic matter contents), unbalanced textures and heavy stoniness. In roadcuts, edaphic conditions are even more unfavourable for plant establishment with compaction levels as high as 1500 MPa which exceed the threshold plant roots are unable to penetrate. But the main factor that limits and modulates colonization in road slopes of semi-arid environments is water stress. The soil tends to dry more quickly in roadcuts and south faces than in roadfills and north faces, following the same pattern as the vegetation cover. These hydric differences may explain differences in plant cover between slope types and aspects. To this respect, the species able to colonize successfully the road slopes proved to be able to germinate at lower water potentials and more quickly than species unable to colonize them, which allows them to take advantage of the short periods of water availability produced by the rain events.
Moreover, steep road slopes with low vegetation cover undergo serious erosion problems, with an inverse trend to that described for the vegetation cover. This could indicate that erosion prevents colonization by removing seeds downslope. However, although erosion has a negative influence on seed loss by runoff, the absence of difference in soil seed density between roadcuts and roadfills indicates that erosion mainly limits plant colonization on slopes by the deterioration of edaphic properties (decreasing fertility or increasing hydric deficit). Treatments as the addition of topsoil or mulches can mitigate limiting soil conditions and accelerate vegetation establishment. Moreover, in roadcuts, promising results have been obtained using treatments that decrease compaction, locally improve soil conditions and allow root penetration. Knowledge of the limiting factors to plant establishment in the different types of road slopes and of the role of some treatments in plant establishment success will allow us to optimise the use of the resources according to the needs of each zone to recover and, consequently, to elaborate revegetation plans with success guarantees.

Key words: Soil, establishment, water stress, plant cover, compaction, erosion, embankment.

Justificación

En los últimos años las redes de carreteras han crecido muy rápidamente. La red española de carreteras en 2007 tenía una longitud de 166.000 Km y, aunque su crecimiento se ha detenido en el último año, actualmente se están produciendo transformaciones de carreteras convencionales en vías de gran capacidad. Además se están construyendo los nuevos trazados del ferrocarril de alta velocidad y gaseoductos con desarrollos lineales semejantes(Ministerio de Fomento 2007).

Estas infraestructuras producen impactos muy severos sobre los ecosistemas naturales, tales como la fragmentación de hábitats, la alteración de la estructura de los ecosistemas, elevadas tasas de erosión y transporte de sedimentos o compactación del suelo (Forman y Deblinger 2000). De hecho, en zonas degradadas por construcción de carreteras, se han llegado a medir pérdidas por erosión hasta 15 veces mayores que en las zonas agrícolas colindantes (Navarro y Jonte 1996). Además, las infraestructuras suelen producir un impacto paisajístico y una pérdida de funciones del ecosistema anteriores a la perturbación, síntomas de los cuales son los procesos de colmatación de cauces, canales o embalses y la pérdida de calidad de las aguas debido a los materiales erosionados. Toda esta serie de impactos ambientales que se producen como consecuencia de las infraestructuras lineales hacen necesaria la restauración del ecosistema. Ahora bien, para llevar a cabo una restauración correcta es necesario tener un conocimiento previo de la ecología de los ecosistemas a restaurar (Prach 2003; Temperton et al. 2004; Valladares y Gianoli 2007).

En el caso concreto de la construcción de carreteras en ambientes semiáridos, habitualmente se suelen crear taludes de suelo desnudo con elevadas pendientes, en los que la colonización vegetal es escasa, dependiendo su éxito de las características de los taludes y su orientación geográfica (Bochet y García-Fayos 2004). En estos casos, el éxito de las restauraciones es normalmente bajo (Muzzi et al. 1997; Andrés y Jorba 2000).

Existen dos tipos de taludes: terraplenes y desmontes. (**Fig. 1**). Los primeros se construyen para elevar la carretera por encima del nivel del terreno original y en los que el suelo se ha “creado” aportando tierra y, en muchos casos, se cubre total o parcialmente con suelo superficial previamente apartado durante las obras (tierra vegetal). Los desmontes, por el contrario, son taludes excavados en la roca madre, sea ésta roca consolidada o no, para hacer pasar la carretera o vía férrea por debajo del nivel del terreno. En general, la pendiente de los terraplenes es menor que la de los desmontes, lo que con la tierra aportada, los convierte en un ambiente más propicio que los desmontes para la colonización vegetal, y esto se refleja en el número de especies presentes (Matesanz et al. 2006) y en la cobertura vegetal (Bochet y García-Fayos 2004) (**Fig. 2**). En desmontes con pendientes superiores a los 45º la colonización vegetal es prácticamente nula (1.6% de cobertura vegetal, según Bochet y García-Fayos 2004).

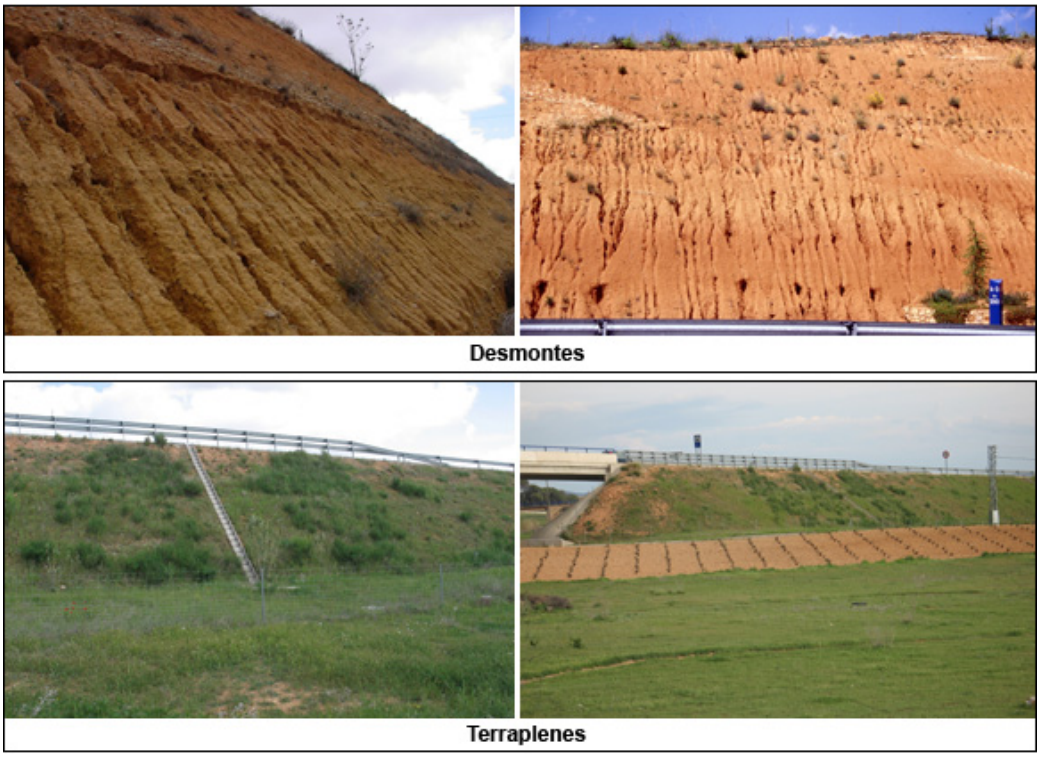

Figura 1. *Se muestran dos imágenes de desmontes (Arriba) y dos de terraplenes (Abajo). En las primeras se pueden apreciar la elevada pendiente, la escasez de vegetación y las marcas de erosión. En las segundas se aprecia menor pendiente y una mayor cobertura vegetal. La vegetación no permite ver las marcas de erosión que aunque no tan importantes como en los desmontes sí que están presentes. Fotos tomadas en la comarca de Utiel-Requena (Valencia, España).*

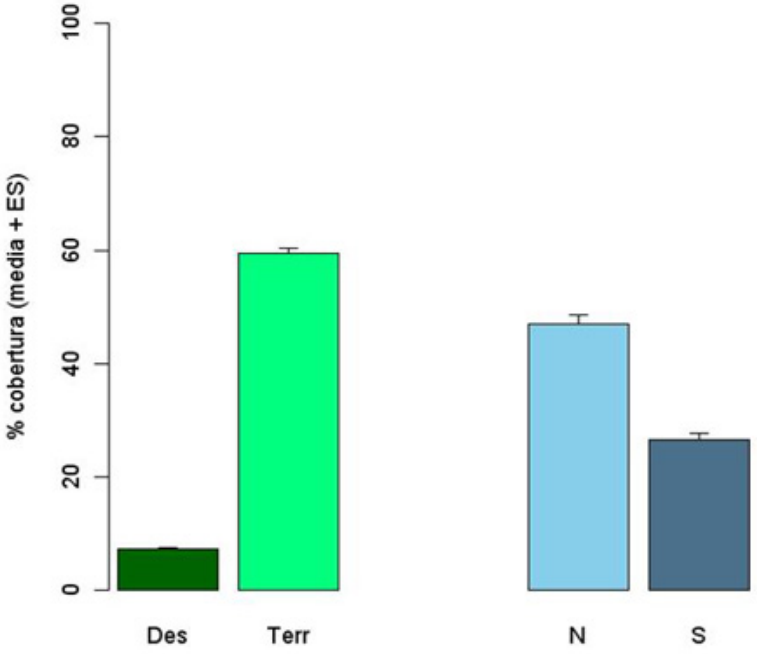

Figura 2. *Coberturas vegetales medias (media + error típico) medidas en taludes de carreteras de la autovía A3 a su paso por la comarca de Requena-Utiel (Valencia, España). Se muestran los resultados para desmontes (Des) y terraplenes (Terr) (colores verdes) y para taludes orientados al norte (N) y al sur (S) (colores azules). Extraído de Bochet y García-Fayos (2004).*

Otro factor que influye en la colonización de los taludes de carreteras es la orientación geográfica del talud. 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). Este factor es importante en el éxito relativo de las restauraciones tanto en carreteras (Dudek et al. 1970; Greller 1974; Sheldon y Bradshaw 1977) como en minería (Wali 1999). Actualmente, se siguen presentando resultados que muestran claras diferencias entre las orientaciones más contrastadas, Norte y Sur (Martínez-Ruiz et al. 2001; Jochimsen 2001; Bochet y García-Fayos 2004; González-Alday et al. 2008) (**Fig 2**). Así, Tormo et al. (2006) demostraron experimentalmente que existe una mayor tasa de establecimiento de plántulas en los taludes orientados al norte que en los orientados al sur en ambientes semiáridos mediterráneos (**Fig. 3**).

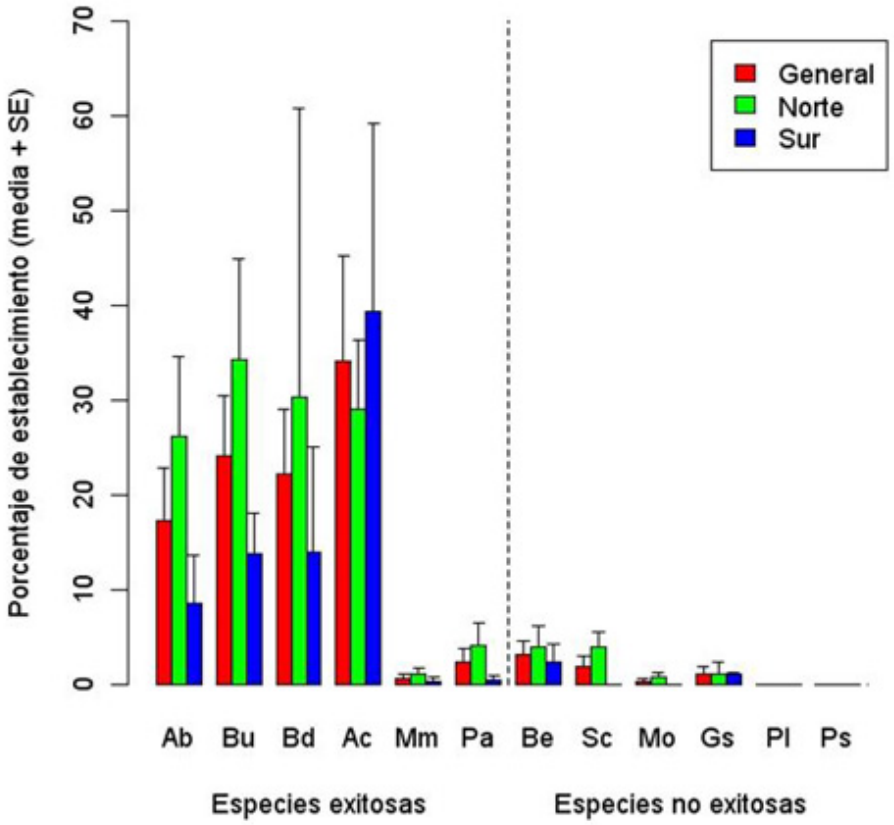

Figura 3. *Porcentaje de establecimiento de las distintas especies sembradas en taludes de carreteras en Requena (Valencia, España). Se muestran medias con sus errores típicos para todas las parcelas (rojo), para las parcelas orientadas al Norte (verde) y para las parcelas orientadas al Sur (azul). Especies exitosas (Especies capaces de colonizar los taludes de forma abundante espontaneamente): Ab (Avena barbata), Bu (Bromus rubens), Bd (Bromus diandrus), Ac (Anacyclus clavatus), Mm (Medicago minima), Pa (Plantago albicans). Especies No exitosas (Especies que a pesar de encontrarse en los alrededores de los taludes no son capaces de colonizarlos de forma abundante): Be (Brachypodium retusum), Sc (Santolina chamaecyparissus), Mo (Medicago orbicularis), Gs (Genista scorpius), Pl (Plantago lanceolata), Pl (Plantago sempervirens). Extraído de Tormo et al. (2006).*

Este artículo trata de sintetizar una serie de experimentos llevados a cabo por los autores desde 2000, junto con resultados interesantes obtenidos en algunas publicaciones sobre este tema. Mediante esta revisión se intentará aportar nueva luz sobre la ecología de los taludes de carreteras y explicar cuales son los factores que controlan la colonización vegetal de estas laderas en medios mediterráneos semiáridos, lo que tiene una gran implicación en el diseño de la revegetación de las mismas. Nuestra aproximación parte de la teoría de la colonización vegetal. Desde este punto de vista se considera que existen dos grandes grupos de factores que controlan la aparición de especies de plantas en nuevos espacios donde previamente faltaban: la limitación por semillas y la limitación por las condiciones de establecimiento. El discernir cuál de estos factores predomina en un ambiente determinado nos ha de permitir elaborar planes de revegetación con garantías de éxito.

Limitación por semillas

Los trabajos generales realizados sobre grandes bases de datos (Ozinga et al. 2005) o las revisiones bibliográficas (Turnbull et al. 2000) parecen mostrar que la dispersión de semillas desde las zonas adyacentes es un factor limitante para la colonización vegetal en muchos ambientes. Esta limitación se podría resumir de la siguiente manera: partiendo de un área con unas condiciones ecológicas determinadas y una serie de especies presentes en la región que potencialmente pueden colonizarla por estar adaptadas a dichas condiciones, no todas estas especies potenciales aparecen en ese hábitat porque 1) su capacidad de dispersión no es suficiente como para que estén presentes en todos los lugares donde podrían estarlo o 2) al llegar a dichos hábitats son consumidas o 3) se pierden por arrastre u otros mecanismos.

En trabajos de restauración se encuentran resultados similares. En muchos casos, aunque se hace lo posible por mejorar las condiciones de las zonas a restaurar (Dzwonko y Loster 2007; Kardol et al. 2008) o las condiciones son las ideales para la colonización espontánea (Donath et al. 2003), la colonización vegetal espontánea se ve limitada por la dispersión y no aparecen todas las especies que podrían aparecer por sus características ecológicas (Burke 2007). De hecho, en algunos casos, ni siquiera el banco de semillas formado en las zonas a restaurar refleja la composición de la vegetación colindante (Morzaria-Luna y Zedler 2007). Estos datos nos indican que no todas las especies de los alrededores son capaces de hacer llegar sus semillas a la zona a restaurar.

Nuestros estudios en taludes de carreteras nos han permitido comprobar que la flora de los taludes de carreteras no es una muestra al azar de la flora de la región donde se encuentran estos taludes, sino que se parece más a la flora de las zonas adyacentes de lo que cabría esperar por azar. De hecho, 8 años después de la construcción de la carretera, el 90% de las especies presentes en los taludes provenían de zonas circundantes situadas hasta 150 m. de los taludes y, además, las especies con mecanismos de dispersión de semillas a larga distancia (principalmente anemócoras) se encontraban sobre-representadas en relación con dicha flora adyacente (Bochet et al. 2007). Por otro lado, las densidades de semillas en el suelo de desmontes y terraplenes no son significativamente diferentes, lo que quiere decir que a ambos tipos de taludes llega la misma cantidad de semillas aunque ésta no produzca la misma cobertura vegetal (Alborch et al. 2003)

Estos datos nos indican que, al igual que en otros ambientes, existe una cierta limitación por la dispersión, y sólo las especies más cercanas a los taludes o aquellas capaces de dispersarse a mayores distancias los colonizan.

Para comprobar estas conclusiones, llevamos a cabo un experimento de adición de semillas (Tormo et al. 2006). Este tipo de experimento se basa en la idea de que si se añaden semillas de especies que no están presentes previamente en un hábitat determinado pero sí en su cercanía, y éstas se establecen, la limitación por la disponibilidad de semillas es más importante para explicar su ausencia en dicho hábitat que la limitación por las condiciones del hábitat estudiado (Tilman 1997, Dickson y Foster 2008). En nuestro experimento encontramos que aun sembrando especies presentes en los alrededores de los taludes pero ausentes en éstos, dichas especies fueron incapaces de establecerse. Lo que indica que aunque existe una limitación a la colonización por la dispersión también hay factores en los taludes que impiden la colonización vegetal aunque las semillas sean capaces de llegar. En estos experimentos, además, se pudo comprobar un efecto de la orientación, pues el establecimiento fue mucho más exitoso en los taludes orientados al Norte que en los orientados al Sur (**Fig. 3),** aunque una vez establecidas, las plantas de los taludes Sur se desarrollaron mejor que las de los taludes Norte. Para evitar la predación de las semillas se aplicó insecticida en las parcelas antes de las siembras. La pérdida de semillas por erosión se descartó por que no se detectaron marcas claras de erosión en las parcelas sembradas, además se ha descrito que las perdidas de semillas por erosión no son muy importantes (García-Fayos and Cerdà, 1997).

Limitaciones en el establecimiento

Una vez superada la barrera de la dispersión, las semillas que llegan a los taludes de carreteras se deben enfrentar a una serie de factores que pueden impedir su establecimiento.

Propiedades físicas y/o químicas de los sustratos de los taludes

En las zonas a restaurar los suelos presentan propiedades químicas, físicas y/o biológicas poco adecuadas para el establecimiento de la vegetación, tanto espontánea como aportada en la restauración (a través de siembras o plantaciones).

Uno de los problemas que se identifican en los taludes de carreteras desde los primeros estudios es la falta de Macronutrientes. Ya en los años 70 se hace referencia a este problema (Dudeck y Young 1970; Sheldon y Bradshaw 1977). Tanto estos autores como Jefferies et al. (1981) hicieron hincapié en la importancia de sembrar especies leguminosas a la hora de restaurar para intentar suplir la falta de nitrógeno de los suelos en estos ambientes. Esta falta de nutrientes se ha citado también como una limitación en trabajos más recientes en los que una aportación de fertilizantes mejoró las tasas de establecimiento Elmarsdottir et al. 2003). La presencia de nutrientes tiene una gran influencia en el desarrollo de las plantas y, por tanto, en la cobertura vegetal (Petersen et al. 2004). De tal manera que, en algunos casos, los cambios en la cobertura

vegetal reflejan los cambios en la concentración de nitrógeno en el suelo (Montalvo et al. 2002). Sin embargo, una fertilización excesiva puede tener consecuencias contrarias al inhibir la germinación (Sheldon y Bradshaw 1977) el reclutamiento y en consecuencia, disminuir la riqueza específica (Henry et al. 2004).

Por otra parte, la falta de éxito de la colonización vegetal se asocia, en muchos casos, a 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 y Evans 1986; Hambler et al. 1990). En algunos casos además, la falta de nutrientes en suelos de textura gruesa se combina 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) que es un factor fundamental para la estructuración de los suelos y la retención de agua y de nutrientes. Además, en los taludes de carreteras, como en otras zonas restauradas en las que se destruyen totalmente los suelos anteriores, los nuevos sustratos carecen totalmente de hongos micorrícicos u otros microorganismos (Scullion 1992).

En todo caso, en taludes de carreteras es conveniente diferenciar entre desmontes y terraplenes a la hora de hablar de propiedades de suelo, ya que a estas limitaciones citadas hasta ahora para los taludes en general, hay que añadir las limitaciones propias de los desmontes, en los que se registran menores coberturas vegetales (Bochet y García-Fayos 2004, **Fig. 2**). Uno de los factores principales que limitan la colonización es sencillamente la falta de sustrato hábil para el establecimiento de las plantas. En muchos casos, estos taludes están formados por roca madre muy consolidada y nada o poco meteorizada, carente totalmente de lugares para el enraizamiento de las plantas (Yuan et al. 2006).

Incluso en lugares donde la roca madre es material no consolidado (margas, arenas, arcillas, etc.) las condiciones siguen siendo muy adversas. En nuestro estudio sobre la autovía A3 a su paso por la comarca de Requena-Utiel (España), construida sobre sustratos margosos, hemos encontrado diferencias claras en cuanto al contenido de fósforo y materia orgánica entre los terraplenes y los desmontes, siendo estos últimos más pobres (**Tabla 1**), aunque estas diferencias no se producen para otros factores como la textura, el contenido de nitrógeno o la estabilidad de los agregados (Bochet y García-Fayos 2004). Sin embargo, y a pesar de esas diferencias, pensamos que el factor clave que explica las diferencias de éxito de la colonización vegetal entre desmontes y terraplenes es la compactación. En nuestro estudio en esta autovía, el valor de compactación de los desmontes rondaba los 1500 kPa mientras que en los terraplenes de la misma carretera, los suelos mostraron compactaciones de solamente 60 kPa (Tabla 1). Este nivel de compactación de los desmontes se encuentra por encima del umbral a partir del cual las raíces de las plantas son incapaces de penetrar (Monsalve 2007; Bochet et al. 2009), dificultando, cuando no impidiendo, que las plantas se establezcan en estos taludes.

	Terraplenes		Desmontes	
Propiedades del suelo	Orientación Sur	Orientación Norte	Orientación Sur	Orientación Norte
Materia orgánica (%)	1.5±0.2 b	1.2±0.0 b	<0.81 a	<0.81 a
$P_{disponible}$ (mg P_2O_5 ·100 g soil^{-1})	3.1±1.4 b	1.9±0.9 b	0.5±0.1 a	0.5±0.1 a
Compactación (kPa)	60±10 b		1560±1180 a	
Capacidad de retención de agua (contenido de humedad %V/V) a:				
Capacidad de campo (-20kPa)	25.43±1.26(4) b	27.16±0.68(4-33) b	21.79±2.23(0) a	23.35±2.62(1) a
Punto de marchitez (-1500kPa)	11.05±0.47(>33) b	12.32±0.52(>33) b	8.92±1.50(8) a	8.42±0.59(>33) a

Tabla 1. *Características del suelo (Media ± Desviación estándar) en taludes de carreteras y duración del contenido de agua disponible para las plantas en el suelo. Extraído de Bochet y García-Fayos (2004); Bochet et al. (2007) y Bochet et al. (2009). La compactación se estudió sin tener en cuenta la orientación de los taludes. Letras diferentes indican valores significativamente diferentes. Entre paréntesis: número de días consecutivos durante los cuales el contenido de agua en la capa superficial del suelo permaneció por debajo de este valor después de una lluvia de 8 días (49 litros x m^{-2}).*

Otro factor limitante, propio de los desmontes, es la falta de rugosidad. La acumulación de semillas y de elementos finos en pequeñas cavidades o grietas de las laderas ha demostrado ser un factor importante para la colonización tanto en ambientes naturales (Chambers 2000) como en zonas restauradas (Elmarsdottir et al. 2003) y en particular, en taludes de carreteras (Petersen et al. 2004).

Disponibilidad de agua en el suelo

En ambientes semiáridos, el factor limitante más evidente para la colonización vegetal y que podría explicar también las diferencias en cobertura vegetal entre tipos y orientaciones en taludes de carreteras, es la dinámica del agua en el suelo de los taludes. En nuestro estudio (Bochet et al. 2007) encontramos que para un mismo valor de potencial hídrico había más agua retenida en el suelo de los terraplenes que en los desmontes. Sin embargo, y al contrario de nuestra hipótesis, esta diferencia no se producía entre las caras N y S, lo que fue interpretado como que las diferencias de retención de agua estaban más influidas en nuestro caso por las características de los sustratos que por las condiciones microclimáticas (Tabla 1). Sin embargo, este control del sustrato sobre el agua se amortiguaba en la dinámica estacional del agua en el suelo de los taludes, ya que en ese caso si que encontramos un efecto tanto de la orientación como del tipo de talud. Mediante medidas de sensores de humedad del suelo después de episodios de lluvia, pudimos comprobar que durante la época de germinación y establecimiento de las plántulas, el suelo de los taludes de carreteras tiende a secarse más rápidamente en desmontes sur, seguido de desmontes norte, terraplenes sur y terraplenes norte. Este secado diferencial fue paralelo a las diferencias de los tipos de taludes y orientaciones en cuanto a su cobertura vegetal (**Tabla 1**).

A partir de estas observaciones, diseñamos un experimento en el que pusimos a germinar semillas de especies presentes tanto en terraplenes como en desmontes ("exitosas"), así como de especies exclusivas de terraplenes (es decir, incapaces de colonizar los desmontes) y otras que estando presentes en las zonas adyacentes a los taludes no los colonizaban ("no-exitosas") (Bochet et al. 2007). Los resultados nos mostraron que el patrón de germinación de las especies bajo las condiciones experimentales fue consistente con la distribución de las plantas en los ambientes mencionados. Así, las especies que habitan a la vez los desmontes y los terraplenes fueron las únicas especies capaces de germinar dentro del período de tiempo en que el agua estaba disponible en el suelo para la germinación, mientras que las especies de las zonas adyacentes fueron las que necesitaron más tiempo y germinaron en menor número de todas las especies estudiadas (**Fig. 4**).

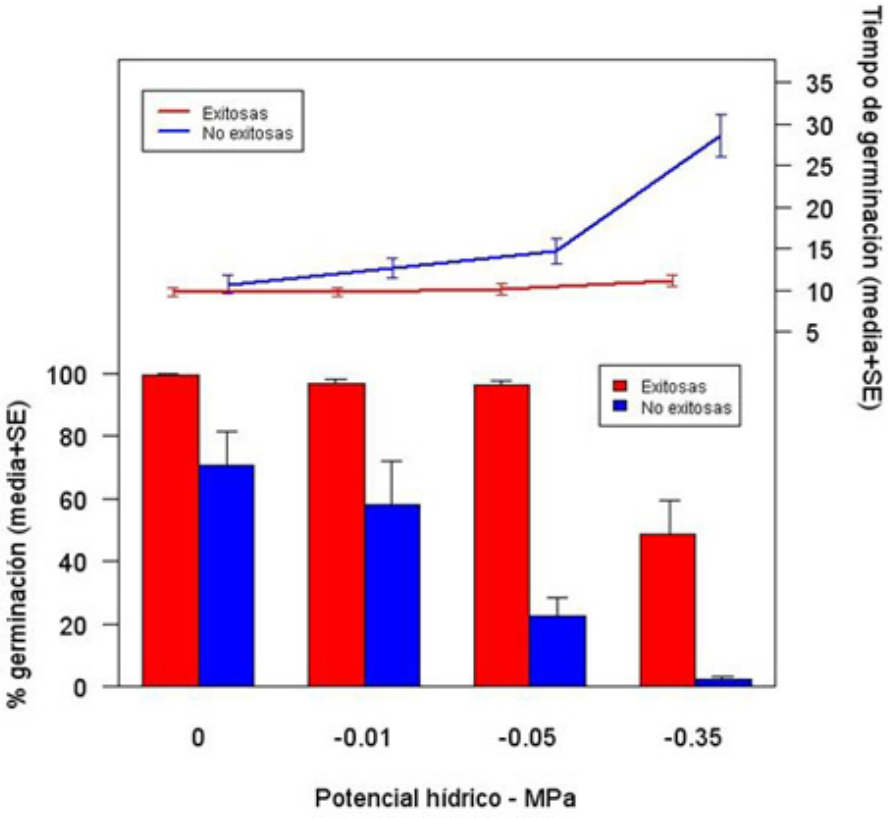

***Figura 4**. Porcentaje de germinación medio (+error típico) y tiempo medio necesario (±error típico) para germinar de especies exitosas (dibujos rojos) y no exitosas (dibujos azules) en diferentes condiciones de potencial hídrico. Extraído de Bochet et al. (2007). Veasé la **figura 3** para la definición de exitosas y no exitosas.*

Erosión

Albaladejo et al. (2000) hicieron 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, supone un peligro claro de erosión. El peligro es aún mayor si se trata de climas mediterráneos en los que la torrencialidad de las lluvias es un fenómeno habitual.

Asimismo, los taludes de carretera de ambientes semiáridos, caracterizados por unas pendientes elevadas y una escasa cobertura vegetal, sufren a menudo graves problemas de erosión (Navarro y Jonte 1996); Grace 2002; Arnáez et al. 2003). De una forma intuitiva cabría pensar que la erosión, al arrastrar las semillas y las plantas establecidas, fuese uno de los factores que están impidiendo la colonización vegetal. Ello podría ayudar también a explicar las diferencias de cobertura vegetal entre desmontes y terraplenes (Bochet y García-Fayos 2004). Pero a pesar de las marcadas diferencias en cuanto a erosión entre desmontes y terraplenes (Bochet y García-Fayos 2004) las densidades de los bancos de semillas de ambos tipos de talud no son significativamente diferentes (Alborch et al. 2003), aunque sí que son más bajas en los desmontes que en los terraplenes, por lo que el arrastre de semillas no parece que explique por si sólo las diferencias en la colonización vegetal entre estos tipos de taludes, tal y como ocurre también en las áreas con elevadas tasas de erosión (García-Fayos et al. 1995).

En cambio, de manera indirecta, la erosión tiene efectos sobre la vegetación a través de las consecuencias que tiene sobre las características del suelo. 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, éstos 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) que, como hemos mencionado, es uno de los controles más importantes de la colonización vegetal en los taludes.

Mitigación de las malas condiciones edáficas

Se ha demostrado que estos problemas físicos, químicos o biológicos del suelo se pueden suplir durante la restauración aplicando *mulches* (capas de materiales, orgánicos o nó, que se aplican sobre el suelo para protegerlo de la erosión, amortiguar las condiciones microclimáticas o disminuir la perdida de agua por evaporación, Brofas y Varelides 2000), fertilizantes (Petersen et al. 2004) o enmiendas orgánicas de Ona y Osorio 2006a, 2006b, las cuales mejoran en todos los sentidos las propiedades del suelo. La aplicación de tierra vegetal, si ésta se ha conservado debidamente (Rokich et al 2000), también puede mejorar los resultados de la vegetación (Bowen et al. 2005, Tormo et al. 2007), ya que por su contenido en materia orgánica, microorganismos, y semillas puede revitalizar los suelos sobre los que se aplica. En este sentido, Tormo et al. (2007) mediante la aplicación de tierra vegetal consiguieron en el primer año después de la revegetación, niveles de cobertura vegetal que no se alcanzarían en las zonas sin tierra vegetal hasta el cuarto año (**Fig. 5**).

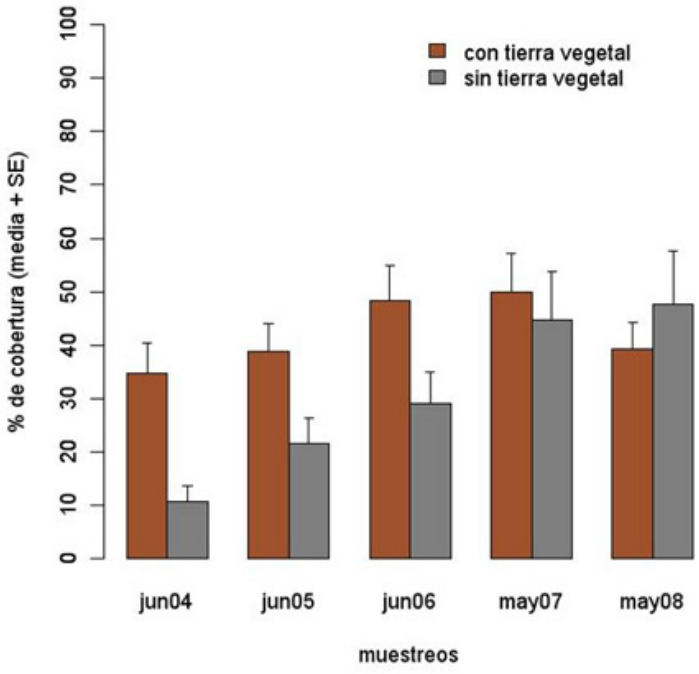

Figura 5. *Coberturas vegetales medias (media ± error típico) de parcelas experimentales situadas en Utiel (Valencia, España) en taludes acabados de construir en septiembre de 2003. Se muestra la evolución de los valores de cobertura, a lo largo de 5 años, en parcelas en las que se aplicó tierra vegetal y en las que no se aplicó ningún tratamiento.*

Las altas pendientes características de los desmontes, hacen prácticamente imposible la aplicación de tierra vegetal en ese tipo de laderas. El éxito de establecimiento de las plantas en los desmontes pasa por superar las limitaciones causadas por la alta compactación (y consecuentemente alto déficit hídrico) y la falta de rugosidad superficial del suelo. En suelos agrícolas compactados se ha propuesto taladrar los suelos como manera de mejorar el establecimiento y la productividad de los cultivos en ambientes semiáridos (Yadav et al. 2007). Bochet et al. (2009) ensayaron esta metodología en taludes de carreteras. Para ello, realizaron una siembra directa de semillas de dos especies colonizadoras de taludes, *Plantago albicans* y *Santolina chamaecyparissus*, en pequeños agujeros realizados en los desmontes con la ayuda de un clavo. Los agujeros cumplían a la vez dos funciones, romper la homogeneidad del talud para fijar las semillas y facilitar la penetración de las raíces. Como resultado de este tratamiento, germinaron el 39% de las semillas de *P. albicans*, mucho mejores resultados incluso que los obtenidos por esta misma especie en terraplenes, alrededor del 5%, un ambiente supuestamente más favorable para la germinación (Tormo et al. 2006). En cuanto a *S. chamaecyparissus*, los resultados no fueron tan espectaculares, pero la germinación logró igualar la obtenida en terraplenes por esa misma especie, alrededor del 5% Tormo et al. 2006). Además en el caso de *S. chamaecyparissus* todas las plántulas germinadas lograron sobrevivir al menos un año. Estos resultados sugieren que debería centrarse el esfuerzo en desarrollar nuevas técnicas que aumenten la disponibilidad de lugares favorables para el establecimiento de las plántulas.

Conclusiones

Las condiciones edáficas de los taludes de carreteras son un factor muy importante que limita la colonización vegetal espontánea de los mismos en mayor medida que las limitaciones debidas a la llegada de semillas o al arrastre por erosión de las mismas. Por tanto, son estas condiciones las que están limitando la riqueza de especies que colonizan los taludes y su desarrollo, por lo que la mitigación de las malas condiciones edáficas debe ser el objetivo de los trabajos de revegetación de taludes en ambientes semiáridos como los estudiados.

El conocimiento de las limitaciones a la colonización vegetal en taludes de carreteras nos debe ayudar a asignar recursos cabalmente según las necesidades de cada talud (Bochet et al. 2009). En el caso de taludes próximos a fuentes de semillas y con condiciones edáficas favorables para el establecimiento de la vegetación no es necesario intervenir, porque pueden revegetarse de forma natural. No obstante, en el caso de condiciones edáficas desfavorables y/o de una falta de proximidad del talud a las fuentes de semillas, se hará necesaria una ligera intervención bien a través de unas mejoras edáficas, bien a través de siembras, o bien combinando estás dos últimas intervenciones. Finalmente, hay áreas como los desmontes con pendientes mayores de 45º donde tanto la colonización natural como la restauración son prácticamente imposibles. En estas áreas se hace necesario llevar a cabo intervenciones con técnicas de ingeniería además de la revegetación para estabilizarlos.

Agradecimientos

El trabajo aquí expuesto ha sido financiado por los proyectos del Plan Nacional de I+D CYCIT-FEDER 1FD97-0551 y MEC REN2001-2313, el Programa Ramón y Cajal, la fundación Bancaja y el Programa I3P-Postgrado (CSIC). Además, ha sido posible gracias al personal técnico que ha pasado durante estos años por el "llavoratori" del CIDE y a la colaboración de Intersemillas S.A.

Referencias

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 and Development* 11(4):315-325.

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.

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

Arnáez J., Larrea V., Ortigosa L. 2003. Surface runoff and soil erosion on unpaved forest roads from rainfall simulation tests in northeastern Spain. *Catena* 57:1-14.

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

Bochet E., García-Fayos P., Tormo J. 2007. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15:97-102.

Bochet E., Garcia-Fayos P., Tormo J. 2009. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation and Development* 20:1-14.

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

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

Burke A. 2007. Recovery in naturally dynamic environments: A case study from the sperrgebiet, southern African arid succulent karoo. *Environmental Management* 40:635-648.

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

Chambers J.C. 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems:Implications for restoration. *Ecological Applications* 10:1400-1413.

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

de Ona J., Osorio F. 2006b. Using waste to reduce slope erosion on road embankments. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Transport* 159:15-24.

Dickson T.L., Foster B.L. 2008. The relative importance of the species pool, productivity and disturbance in regulating grassland plant species richness: a field experiment. *Journal of Ecology* 96:937-946.

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* 6:13-22.

Dudeck A.E., Swanson N.P., Mielke L.N., Dedrick A.R. 1970. Mulches for grass establishment on fill slopes. *Agronomy Journal* 62:810-812.

Dudeck, A., Young, J. 1970. Performance of crownvetch and selected cool season grasses on roadside backslopes as affected by slope exposure and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal* 62(3):397-401.

Dzwonko Z., Loster S. 2007. A functional analysis of vegetation dynamics in abandoned and restored limestone grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18:203-212.

Elmarsdottir, A., Aradottir, A., Trlica, M. 2003. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology* 40(5):815-823.

Espigares, 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.

Forman R.T.T., Deblinger R. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* 14:36-46.

García-Fayos, P., Cerdà, A., 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena* 29 (1):73-83.

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

González-Alday J., Marrs R.H., Martínez-Ruiz C. 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of some frequently hydroseeded species in coal reclamation. *Applied Vegetation Science* 11:405-412.

Grace J.M. 2002. Effectiveness of vegetation in erosion control from forest road sideslopes. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 45:681-685.

Greller A.M. 1974. Vegetation of roadcut slopes in the tundra of Rocky Mountain National Park, Colorado. *Biological Conservation* 6:84-93.

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* 17:149-156.

Henry M., Stevens M.H.H., Bunker D.E., Schnitzer S.A., Carson W.P. 2004. Establishment limitation reduces species recruitment and species richness as soil resources rise. *Journal of Ecology* 92:339-347.

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* 59:173-177.

Jim, C. 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* 17:187-198.

Kardol P., Van der Wal A., Bezemer T.M., de Boer W., Duyts H., Holtkamp R., van der Putten W.H. 2008. Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* 141:2208-2217.

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* 155:79-89.

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* 14:297-307.

Ministerio de Fomento 2007. Boletín estadístico de transportes. Dirección General de Carreteras., Madrid, España. p. 420.

Monsalve, M. 2007. *Estudio sobre la influencia de la compactación en la penetración de raíces*. Proyecto Final de Carrera. Escuela Superior Técnica de Gandía, Ingeniería Técnica Forestal, Universidad Politécnica de Valencia. 111 p. Valencia. España.

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* 10:52-67.

Morzaria-Luna H.N., Zedler J.B. 2007. Does seed availability limit plant establishment during salt marsh restoration? *Estuaries and Coasts* 30:12-25.

Muzzi E., Roffi F., Sirotti M., Bagnaresi U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy. *Land Degradation and Development* 8:127-137.

Navarro J., Jonte M. 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.

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* 108:555-561.

Petersen, S., Roundy, B., Bryant, R. 2004. Revegetation methods for high-elevation roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12(2):248-257.

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

Richardson J.A., Evans M.E. 1986. Restoration of grassland after magnesian limestone quarrying. *Journal of Applied Ecology* 23:317-332.

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* 8:196-208.

Scullion J. 1992. Re-establishing life in restored topsoils. *Land Degradation and Rehabilitation* 3:161-168.

Sheldon J.C., Bradshaw A.D. 1977. Development of a hydraulic seeding technique for unstable sand slopes .1. Effects of fertilizers, mulches and stabilizers. *Journal of Applied Ecology* 14:905-
918.

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

Tilman D. 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78:81-92.

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.

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

Turnbull L.A., Crawley M.J., Rees M. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88:225-238.

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

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

Yadav S., Gill M.S., Kukal S.S. 2007. Performance of direct-seeded basmati rice in loamy sand in semi-arid sub-tropical India. *Soil and Tillage Research* 97:229-238.

Yuan J., Fang W., Fan L., Chen Y., Wang D.Q., Yang Z.Y. 2006. Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Restoration Ecology* 14(3):349-356.