



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-304

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Influencia de la variabilidad edáfica en la comunidad vegetal asentada en una ladera minera: Implicaciones para la restauración

LÓPEZ MARCOS, D.^{1,2,3}, MARTÍNEZ-RUIZ, C.^{1,3} y TURRIÓN NIEVES, M.B.^{2,3}

¹ Área de Ecología - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid.

² Área de Edafología y Química Agrícola - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid.

³ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. UVA - INIA.

Resumen

La elevada heterogeneidad edáfica que se genera durante la restauración de la topografía de los taludes en minas de carbón determina importantes diferencias en la comunidad vegetal. Mayor conocimiento sobre los principios y procesos ecológicos involucrados es indispensable para garantizar el éxito de la revegetación. En este trabajo se evalúa la influencia de la variabilidad espacial de algunos parámetros edáficos y topográficos en la estructura de la vegetación sobre laderas en minas de carbón restauradas. Para ello, se seleccionó una ladera con fuerte pendiente, hidrosebrada en octubre de 2000, ubicada en Guardo (Palencia). En dicha ladera se establecieron seis transectos a lo largo del gradiente topográfico, y se caracterizaron los suelos y la vegetación. Se observó un gradiente topográfico en la distribución de la vegetación en respuesta al aumento de la capacidad de retención de agua y disminución del ratio carbono fácilmente oxidable/carbono total hacia las partes bajas. La comunidad de pastizal ocupó la parte más alta de la ladera y la comunidad de matorral la más baja. Se modelizó la respuesta individual de las especies a lo largo de dicho gradiente. Los resultados sugieren que el diseño de las laderas para revegetación debe considerar las condiciones topográficas locales.

Palabras clave

Relación composición florística-suelo, gradiente topográfico, parámetros edáficos, minería del carbón, revegetación natural, restauración del espacio natural.

1. Introducción

La actividad minera en el norte de España ha modelado su paisaje desde hace más de dos siglos, provocando un elevado impacto ambiental que precisa una correcta restauración. En España, la legislación obliga, desde 1982, a que todos los proyectos de explotación minera vayan acompañados de un plan de restauración del espacio natural afectado (R.D.2994/1982), y establece las garantías necesarias para asegurar que se cumpla dicho plan. En los planes de restauración, para el remodelado del terreno y la revegetación deben tenerse en cuenta aspectos como el clima o las características edáficas del ambiente a restaurar para garantizar el éxito del procedimiento (R.D. 975/2009). No obstante, en ocasiones las actuaciones propuestas no son suficientes para la correcta rehabilitación de los terrenos degradados, máxime, en laderas restauradas, donde no se produce un adecuado desarrollo de vegetación. A menudo este proceso de recuperación se ve dificultado por la total eliminación de la vegetación y la alteración del suelo (COOKE & JOHNSON, 2002; MORENO-DE LAS HERAS *et al.*, 2008).

La restauración ecológica, además de ser una técnica de recuperación de comunidades naturales, sirve como método de investigación básica en ecología. Se puede decir que la sucesión ecológica es el marco conceptual en el cual se basa la restauración ecológica. Las comunidades que han sido degradadas, llevan a cabo por sí mismas eventos de recuperación que son parte de un proceso de sucesión. El conocimiento de estos procesos en diversas comunidades, permite plantear diferentes enfoques para realizar una restauración ecológica exitosa (MARTÍNEZ MORENO, 1996). Además, entender los factores que controlan la composición y abundancia de especies vegetales es un tema central en la ecología de comunidades (MENNINGER & PALMER, 2006).

El principal objetivo de la restauración ecológica es la creación de ecosistemas auto-suficientes a largo plazo, con vegetación semejante a la existente antes de la actividad extractiva (GRANT, 2006), con buena cobertura vegetal (DAZY *et al.*, 2008) y un suelo en pleno funcionamiento (MORENO DE LAS HERAS, 2009; DÖLLE & SCHMIDT, 2009).

Numerosos estudios han puesto de manifiesto que las propiedades edáficas suelen presentar una distribución en forma de manchas (ETTEMA & WARDLE, 2002), por lo tanto la heterogeneidad espacial juega un papel importante en la estructura y la dinámica de los ecosistemas (TILMAN, 1988) y es particularmente importante en áreas mediterráneas, donde la distribución de la vegetación puede ser discontinua, causada por ejemplo por la presencia de patrones marcados en la distribución de algunas propiedades del suelo.

Los cambios en la composición y estructura de la vegetación que se producen durante la sucesión pueden mejorar las condiciones del suelo y ayudar a un mayor desarrollo de la vegetación (ISERMANN 2005). Los cambios en los parámetros del suelo y el desarrollo de la vegetación a lo largo de la sucesión han sido estudiados en diferentes tipos de ecosistemas, como campos abandonados (KNOPS & TILMAN, 2000), ambientes urbanos (SCHADEK *et al.*, 2009), glaciares (HODKINSON *et al.*, 2003) y bosques (MATLACK, 2009). Sin embargo, ha habido pocos intentos de llevar a cabo estudios sobre la sucesión de la vegetación y los cambios del suelo en ambientes restaurados procedentes de la minería del carbón (ALDAY *et al.*, 2010). A pesar de que ya se han realizado algunos ensayos para dilucidar la importancia de los factores abióticos limitantes en el establecimiento y posterior desarrollo de la vegetación (GONZÁLEZ-ALDAY *et al.*, 2008; ALADAY *et al.*, 2010), hay poca información sobre los procesos que ocurren en el suelo y los cambios en sus propiedades físico-químicas durante la sucesión post-restauración.

Dado que el marco Español de actuación para la minería del carbón y las comarcas mineras en el período 2013-2018 pretende encauzar el cese ordenado de las minas de carbón no competitivas, se prevé el cierre de 10 explotaciones mineras a cielo abierto en los próximos años (IRMC, 2013), por lo que los trabajos de investigación realizados en estos ambientes pueden contribuir al éxito de los planes de restauración previstos.

2. Objetivos

En este contexto, se plantea como objetivo general de este trabajo: evaluar los efectos de la variabilidad espacial de algunos parámetros edáficos y topográficos sobre el patrón de respuesta de las especies vegetales asentadas en una ladera, de una antigua mina de carbón restaurada en el término municipal de Guardo (Palencia).

Para la consecución de este objetivo general se plantean los siguientes objetivos específicos:

- (1) analizar la influencia de las propiedades edáficas y características topográficas sobre la composición de especies vegetales y la dinámica sucesional; y
- (2) modelizar el patrón de respuesta de las principales especies de plantas frente a la heterogeneidad espacial en las propiedades edáficas y topográficas.

3. Metodología

El área de estudio se sitúa cerca del municipio de Guardo, al noroeste de la provincia de Palencia, Castilla y León (Figura 1). Se trata de una mina de carbón a cielo abierto restaurada, dominada por pasto y matorral y ubicada en el monte Corcos (Guardo, lat 42°47'18.4" N, long 4°50'59.2" W; 1110 m.a.s.l.). El clima es Mediterráneo Sub-húmedo (MAPA, 1991), con 973 mm de precipitación media anual, y una temperatura media anual de 9,2 °C, para el período comprendido

entre 1971 y 2007. La vegetación potencial se corresponde con la Serie Supra Carpetana occidental leonesa húmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* (*Holco mollis-Querceto pyrenaicae* S.), concretamente en su faciación supramediterránea con *Erica aragonensis* (RIVAS MARTÍNEZ, 1987). Se trata de una vegetación de carácter húmedo-hiperhúmedo y se encuentra bien caracterizada por sus etapas sucesionales de piornales de *Cytisus scoparius*, *Cytisus striatus* y *Genista florida* subsp. *polygaliphylla* y, después de éstos, brezales de *Erica australis* subsp. *aragonensis* con *Pterospartium tridentatum* (GARCÍA Y JIMÉNEZ, 2009).

Tras finalizar la actividad extractiva, el hueco generado se rellenó con estériles de carbón hasta alcanzar el contorno original. Se cubrió con 30 cm de suelo vegetal (mezcla de tierra vegetal y sedimentos de los pozos a cielo abierto, textura franco arcillosa, pH 6,5) y una capa superficial de estiércol de bovino (10 Mg ha^{-1}), posteriormente se hidrosembró (Octubre 2000) con una suspensión que contenía fertilizantes químicos solubles (200 kg ha^{-1} ; 8N: 15P: 15K) y una mezcla de semillas comercial de gramíneas y leguminosas (300 kg ha^{-1} ; 74:26 en peso). La proporción de especies empleada fue la siguiente: *Lotus corniculatus* (18 % en peso), *Tifolium repens* (8 %), *Festuca rubra* (20 %), *Bromus sterilis* (10 %), *Poa trivialis* (10 %), *Phleum pratense* (20 %), *Avena sativa* (7 %) y *Secale cereale* (7 %). En el momento del muestreo la profundidad efectiva del suelo era de 10-15 cm (LOPEZ-MARCOS, 2012) y los suelos se clasificaron como Lamélico Eutrudepts y Lithic Udorthents (SOIL TAXONOMY, 2006).

Para alcanzar los objetivos planteados se muestrearon en dicha ladera, en primavera de 2011, seis transectos paralelos a la línea de pendiente, tres ubicados en el pastizal y tres en el matorral. En cada transecto se establecieron seis parcelas de muestreo consecutivas. Las 2 parcelas superiores de cada transecto se consideraron parte alta del pastizal o matorral respectivamente, las 2 siguientes, parte media y las 2 parcelas inferiores de cada transecto se consideraron parte baja (ver Figura 1). En cada una de ellas se realizaron dos inventarios de vegetación, estimando la cobertura en porcentaje de la proyección vertical de cada una de las especies encontradas, y un muestreo edáfico (Figura 1).

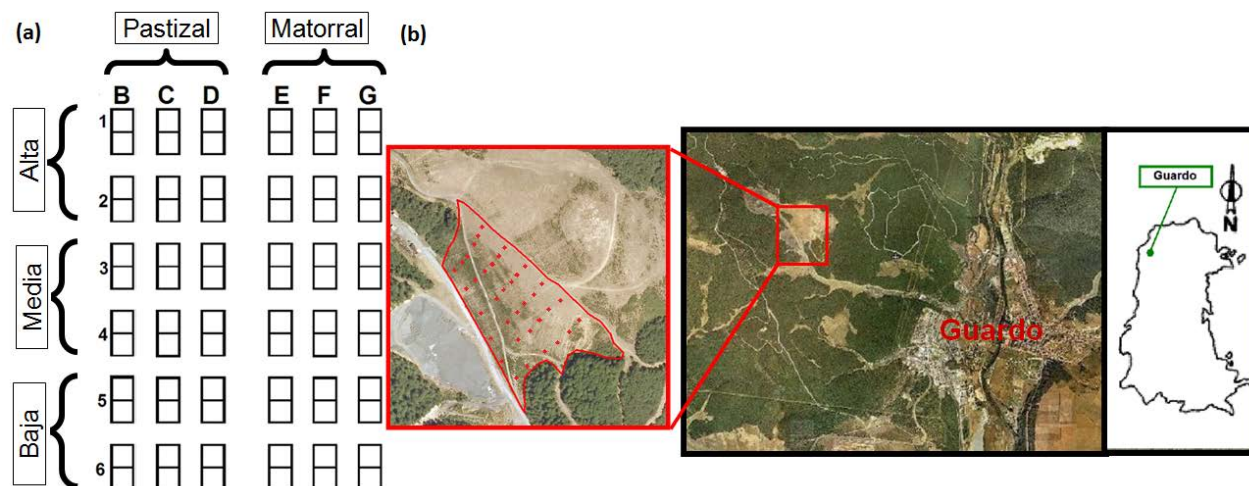


Figura 1.- Diseño de muestreo (a) y localización del área de estudio (b).

Para el muestreo edáfico se tomó en cada parcela del transecto una muestra de suelo alterado (compuesta de 6 submuestras tomadas en el entorno de cada parcela y homogeneizadas, a fin de asumir la mayor variabilidad) para diferentes parámetros tanto físicos como químicos y una muestra inalterada para la determinación de la densidad aparente. Además, también se realizó una caracterización topográfica que consistió en la toma de datos para cada parcela de altitud (Alti), pendiente (Pend), y profundidad del suelo hasta el estéril (Prof).

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas utilizando un tamiz de 2mm y se determinó el % de elementos gruesos. Además se determinaron el pH y la conductividad eléctrica mediante una suspensión 1:2,5 en agua (MAPA, 1994), el carbono fácilmente oxidable (CFO) por los métodos oficiales de análisis edáficos (MAPA, 1994), el fósforo asimilable (P_{as}) a través del método de OLSEN *et al.* (1954) y el carbono y nitrógeno totales (C y N) con autoanalizador LECO CHN-2000. La textura se determinó por el método de la pipeta, la densidad real (D_r) y aparente (D_a), capacidad de campo (CC) y coeficiente de marchitamiento (CF) se analizaron según los métodos oficiales de análisis edáficos (MAPA, 1994). El agua útil (AU) es aquella que es absorbible por la planta, y se calcula como la diferencia de CC y CF. La capacidad de retención de agua en el suelo (CRA) es un modelo de base física ampliamente utilizado por investigadores en ecología forestal, como uno de los factores estimadores de las disponibilidades de agua para las plantas, y se calcula como el producto del AU, D_a y la profundidad entre 100. También se calcularon los ratios entre el carbono total y nitrógeno total (CN), y entre el carbono fácilmente oxidable y el carbono total (CFOC). El tratamiento de los datos consistió en el análisis multivariante de los mismos con el programa CANOCO 4.5. En primer lugar, se realizó un análisis DCA (Detrended Correspondence Analysis) para estimar la longitud del gradiente en unidades de desviación estándar (SD) de la tasa de renovación de especies y, de este modo, apoyar la decisión de usar una aproximación unimodal al análisis de los datos (BECKER *et al.*, 1988; TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). Tras la interpretación indirecta de los ejes de ordenación del DCA, se analizó la influencia de las variables ambientales objeto de estudio sobre la composición florística por medio de un análisis tipo CCA (Canonical Correspondence Analysis), haciendo uso del procedimiento de “forward selection” para evaluar la significación de las variables seleccionadas y del test de Montecarlo para valorar la significación del modelo. Por último, se modelizó la respuesta individual de las especies de plantas a lo largo del gradiente asociado al CCA1 mediante los modelos HOF (HUISMAN *et al.*, 1993). Los modelos HOF permiten describir la respuesta de las especies a gradientes ecológicos, en este caso gradientes de parámetros edáficos y topográficos (LAWESSON & OKSANEN, 2002). Se trata de un conjunto jerárquico de cinco modelos ordenados en sentido creciente de complejidad, desde el que describe la respuesta uniforme de las especies hasta el que describe una respuesta de campana de Gauss asimétrica (HUISMAN *et al.*, 1993). El estadístico AIC (AKAIKE, 1973) se utilizó para seleccionar el modelo de respuesta más adecuado para cada especie. Este análisis se llevó a cabo usando el paquete GRAVY (OKSANEN *et al.*, 2007), implementado en el entorno de R (versión 2.10.1, R Development Core Team, 2008).

4. Resultados

Diferencias en composición florística

El análisis DCA aplicado al conjunto de los datos muestra una ordenación, de las parcelas y especies, con una longitud de gradiente del primer eje de 2,931 SD (Figura 2); esto unido al elevado número de ceros en la matriz original sugiere que la aproximación unimodal de tipo CCA es apropiada para describir la relación entre las especies y las variables ambientales (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Los autovalores correspondientes a cuatro primeros ejes son de: $\lambda_1=0,521$; $\lambda_2=0,178$; $\lambda_3=0,103$; $\lambda_4=0,064$. El eje 1 explica el 24,6 % de la varianza y considerando el segundo se explica el 40,9 %.

Se observa un gradiente de parcelas y especies respecto al eje DCA1, situándose en el extremo izquierdo la mayoría de las parcelas que ocupan la parte alta del pastizal, donde predominan especies herbáceas en su mayoría gramíneas. En la parte central del gradiente encontramos las parcelas que ocupan la posición baja del pastizal y alta del matorral, en las que destacan compuestas y leguminosas de bajo porte, en su mayoría del género *Trifolium*. Finalmente, en el extremo derecho del eje DCA1 se sitúan las parcelas que ocupan la parte baja del matorral, que aparecen asociadas a las leguminosas arbustivas, representadas por *Cytisus scoparius* y *Genista florida*.



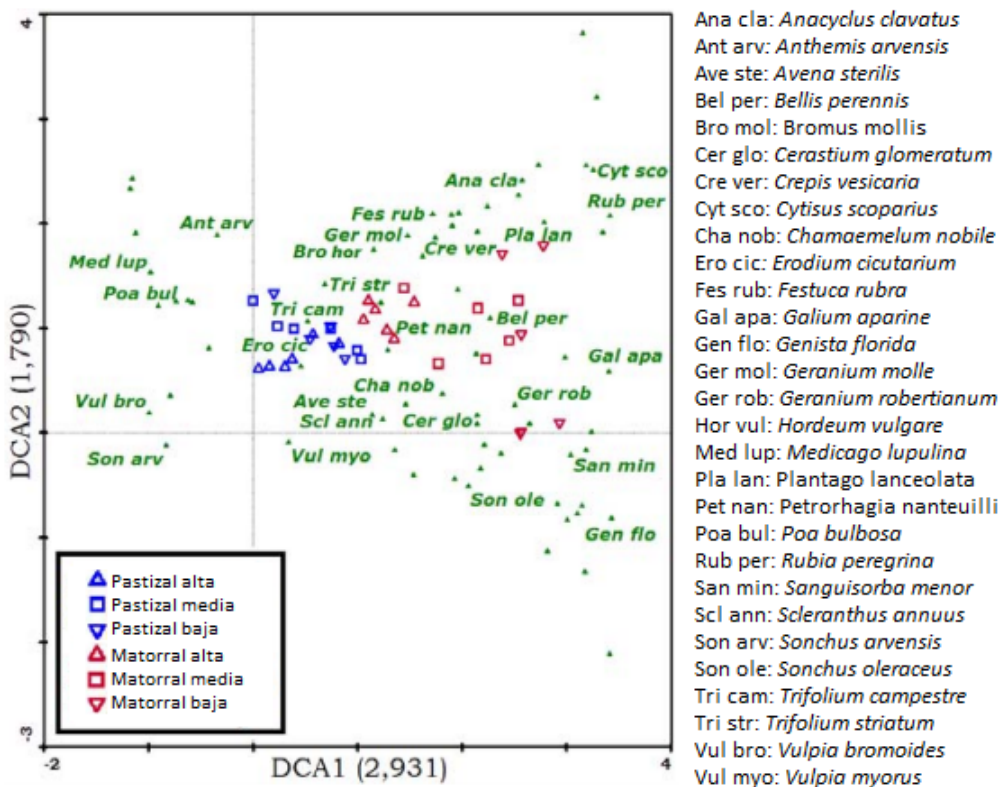


Figura 2.- Primer plano factorial del DCA con parcelas y especies para el área de estudio.

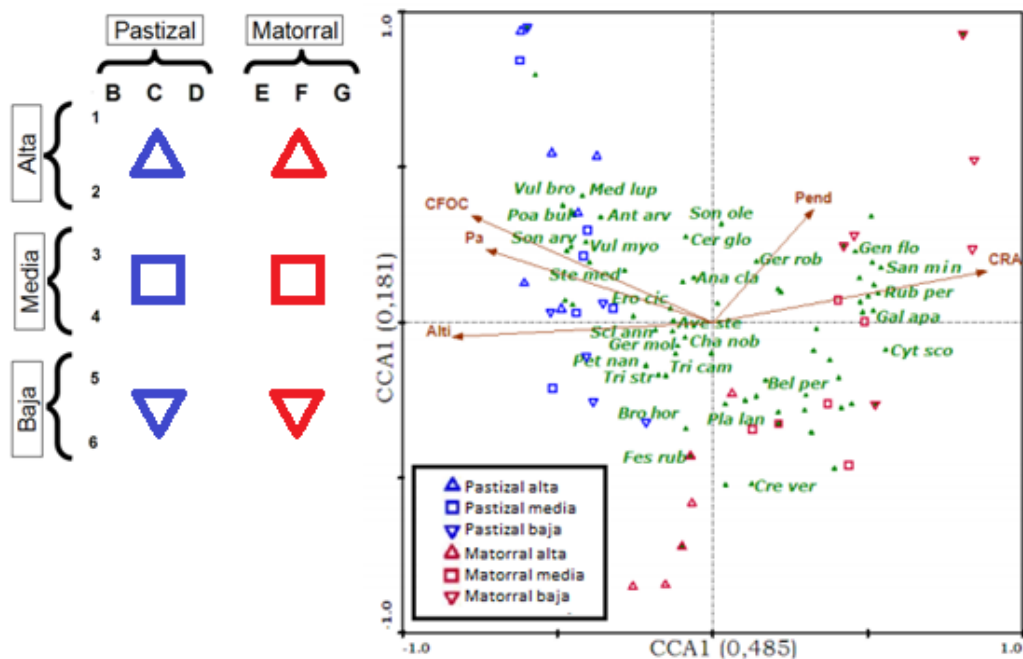


Figura 3.- Primer plano factorial del CCA con parcelas, especies y variables ambientales para la zona de estudio. Únicamente se representan las variables ambientales significativas según el procedimiento de "forward selection". Capacidad de retención de agua (CRA), ratio Carbono fácilmente oxidable entre Carbono total (CFOC), altitud (Alti), pendiente (Pend) y fósforo asimilable (P_a). La relación de especies se detalla en la figura 2.

Influencia de las variables edáficas y topográficas

En el análisis CCA (autovalores: $\lambda_1=0,485$; $\lambda_2=0,181$; $\lambda_3=0,146$; $\lambda_4=0,131$), donde el eje 1 explica el 22,9% de la varianza y añadiendo el eje 2 el 44,5%, se observa a lo largo del CCA1 el mismo gradiente en la ordenación de especies y parcelas descrito para el DCA1 (Figura 3). El test de Monte Carlo mostró que dicho análisis fue significativo tanto para el primer eje (F-valor=4,451; p-valor<0,01), como para el conjunto de ellos (F-valor=1,821; p-valor<0,01). Cinco variables presentaron una respuesta estadísticamente significativa (p-valor<0,05). Tres de ellas se relacionan a la presencia de pastizal: CFOC (F-valor=2,59; p-valor<0,00), altitud (F-valor=2,28; p-valor<0,00) y P_{as} (F-valor=1,61; p-valor<0,02); es decir presentan sus valores más altos en etapas tempranas de la sucesión. La otras dos variables se relacionan con la presencia de matorral: CRA (F-valor=7,72; p-valor<0,00) y pendiente (F-valor=2,74; p-valor<0,00), es decir presentan sus mayores valores en etapas más maduras de la sucesión. El primer eje del CCA refleja el mismo gradiente topográfico-sucesional puesto de manifiesto en el DCA, sugiriendo que las variables ambientales seleccionadas explican, en gran medida, las diferencias en composición florística dentro de la ladera restaurada. De hecho, la correlación entre las especies y las variables ambientales es del 97,0% para el primer eje y del 90,8% para el segundo.

Respuesta individual de las especies al eje CCA1

Tras analizar la influencia de las variables edáficas, queda patente la existencia de un gradiente topográfico tanto de variables relacionadas con el agua en el suelo (CRA) como de variables relacionadas con la materia orgánica en el suelo (CFOC), por lo que se decidió modelizar el patrón de respuesta individual de las especies a lo largo de dicho gradiente. También la pendiente y el P_{as} fueron variables significativas en este análisis: La parte baja del matorral presenta un valor de pendiente (o inclinación) más elevado. El valor de P_{as} fue superior en la parte más baja de la ladera, donde dominaba el pastizal. La respuesta individual de las especies a lo largo del gradiente edáfico-topográfico asociado al CCA1 (Figura 4) permite agrupar las especies en cuatro grupos: El primero incluye especies que muestran modelo I. Se trata de especies cuya cobertura permanece constante a lo largo de dicho gradiente (igualmente abundantes en las comunidades de pastizal y matorral) y que no aparecen representadas en la figura 3. Entre ellas, las más abundantes son: *Chamaemelum nobile* y *Avena sterilis*; otras son: *Anacyclus clavatus*, *Anthemis arvensis*, *Bromus hordeaceus* subsp. *hordeaceus*, *Cerastium glomeratum*, *Filago pyramidata*, *Geranium robertianum*, *Hordeum vulgare*, *Leontodon hispidus*, *L. taraxacoides*, *Petrorrhagia nanteuilli* y *Sonchus oleraceus*. El segundo grupo incluye cinco especies que muestran modelo II con tendencia decreciente hacia el extremo izquierdo del CCA1, es decir, más abundantes en la comunidad de pastizal: *Medicago lupulina*, *Poa bulbosa*, *Sonchus arvensis*, *Trifolium repens*, *Vulpia bromoides* y *Vulpia myuros*. El tercer grupo incluye siete especies que muestran modelo II con tendencia creciente hacia el extremo derecho del CCA1, es decir, más abundantes en la comunidad de matorral: *Centaurea cyanus*, *Cytisus scoparius*, *Galium aparine*, *Genista florida*, *Phleum pratense*, *Rubia peregrina*, *Sanguisorba minor* y *Senecio jacobaea*. El cuarto grupo incluye especies con respuesta unimodal simétrica (modelo IV): *Crepis vesicaria*, *Erodium cicutarium*, *Festuca rubra*, *Geranium molle*, *Lactuca serriola*, *Onopordum acanthium*, *Plantago lanceolata*, *Scleranthus annuus*, *Trifolium campestre*, *Trifolium striatum* y *Verbascum pulverulentum*.

Se observa que tras 10 años de la restauración solo quedan 3 especies de las empleadas en la hidrosiembra (*Trifolium repens*, *Festuca rubra* y *Phleum pratense*) con coberturas inferiores al 5%. Esto sugiere que se produce una buena incorporación de las especies locales a la ladera tras varios años de la hidrosiembra. De hecho, en estudios similares llevados en las proximidades de la zona de estudio se cita que seis años después de la restauración, la estructura de la vegetación se asemeja a la de la comunidad de referencia, aunque la composición de especies difiere levemente (GONZALEZ-ALDAY, 2010)

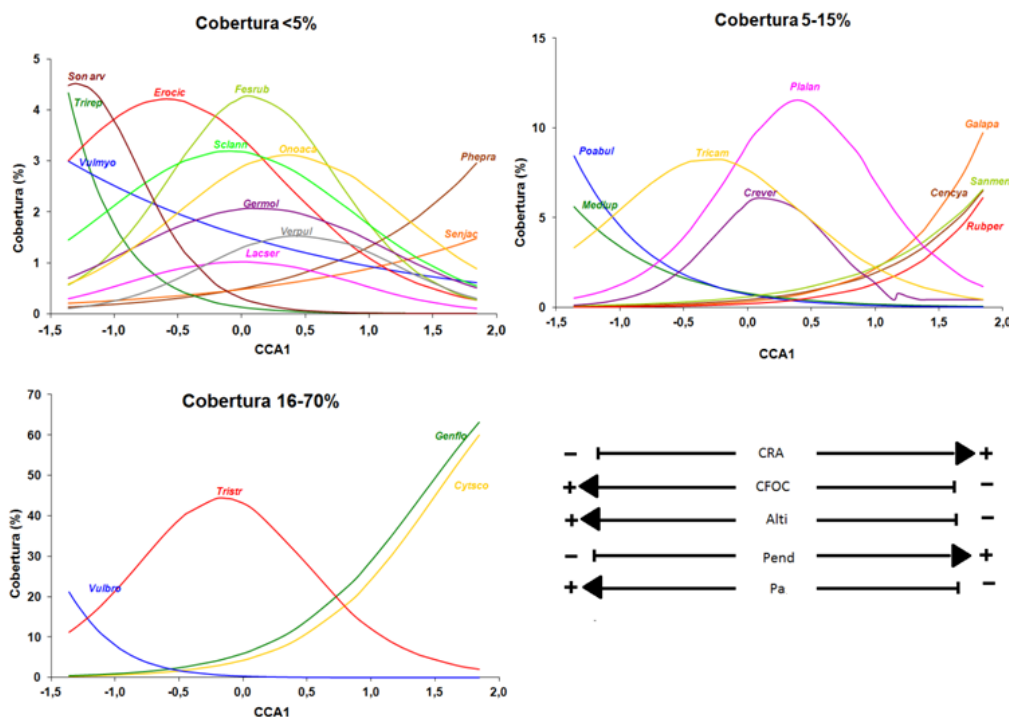


Figura 4.- Curvas respuesta individual de las especies (modelos HOF) a lo largo del gradiente edáfico-topográfico asociado al CCA1. Las gráficas se separan por claridad, para distintos rangos de cobertura de las especies: (a) Cobertura < 5%, (b) Cobertura entre 5 y 15%, (c) Cobertura entre 16 y 70%. Abreviaturas de variables como en figura 3 y de especies como en figura 2, excepto: *Cen cya* (*Centaures cyanus*), *Lac ser* (*Lactuca serriola*), *Ono aca* (*Onopordum acanthium*), *Phe pra* (*Phelum pratense*), *Tri rep* (*Trifolium repens*) y *Ver pul* (*Verbascum pulverulentum*).

5. Discusión

Los resultados ponen de manifiesto la existencia de un gradiente edáfico-topográfico, asociado al eje CCA1, en la distribución de las comunidades vegetales a lo largo de la ladera restaurada; desde comunidades pascícolas dominadas por gramíneas, hasta las comunidades de piornal más maduras, pasando por comunidades de herbáceas con mayor riqueza de especies. Estas diferencias específicas a nivel local pueden deberse a diferencias en la disponibilidad de propágulos (BAKKE & BERENDSE, 1999; PYWELL *et al.*, 2002), al tipo de restauración (WHITE & JENTSCH, 2004) o a la estocasticidad ambiental (BRADSHAW, 1983). En nuestro caso, se ha constatado que la CRA es la variable edáfica más influyente en la distribución de las especies en la ladera restaurada, revelándose como una de las variables más relacionadas con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras. La CRA presenta los valores más altos en la parte baja de la ladera, donde la cobertura de fanerófitos como *Cytisus scoparius* y *Genista florida* es más alta; y los valores más bajos en la parte alta del pastizal, donde se asienta un pastizal dominado por *Poa bulbosa* y *Vulpia bromoides*. Este gradiente sucesional también ha sido descrito por KARDOL *et al.* (2005) y MORENO DE LAS HERAS *et al.* (2008). Uno de los factores limitantes para el crecimiento vegetal es la baja capacidad para almacenar agua del suelo (BARNHISEL, 1986). Por ello el incremento de la CRA hacia las partes bajas de la ladera parece favorecer el incremento de la cobertura vegetal leñosa, ya que en la parte baja es donde dominan las leguminosas arbustivas con coberturas de casi el 100%. Este aspecto es muy relevante en el ámbito de la restauración puesto que la cubierta vegetal juega un papel importante en la estabilización de los sistemas alterados (MORENO-DE LAS HERAS *et al.*, 2009).

CONDON & NEWMAN (1998) indicaron que la biomasa vegetal en las primeras etapas de sustitución del bosque contiene gran cantidad de lignina que permanece en la hojarasca que llega al suelo. La mayor presencia de lignina reduce la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo por los microorganismos (CLARK & PAUL, 1970), dando lugar a una materia orgánica edáfica menos lábil (CHABRERIE *et al.*, 2003). Este aspecto se corrobora con nuestros resultados, ya que el porcentaje de carbono fácilmente oxidable frente al carbono total es significativamente mayor en el pastizal que en el matorral, indicando una materia orgánica más recalcitrante en el caso del suelo bajo matorral que bajo pastizal. MONTERROSO *et al.* (2004), en su estudio sobre fijación del C en el suelo a lo largo de 10 años, encuentran que la incorporación de carbono al suelo es rápida en el período inicial (0-4 años) pero lenta después (4-10 años). Esto puede estar relacionado con la labilidad de la materia orgánica que se incorpora. En las etapas iniciales la incorporación de materia orgánica es debida principalmente a hojas y tallos verdes de la vegetación pascícola y más tarde la incorporación de materia orgánica es debida principalmente a hojas y tallos leñosos de las plantas propias de etapas más maduras y de degradación más lenta.

Nuestros resultados también indican que la pendiente es un factor que determina la distribución de las especies pero, aunque los mayores valores de pendiente están asociados al matorral, las diferencias entre pastizal y matorral no fueron significativas, revelándose como una propiedad muy heterogénea. Los valores más altos de P_{as} en los suelos del pastizal son difíciles de explicar pues se esperaba obtener valores similares en los suelos del pastizal y del matorral dado que la restauración del terreno fue la misma y el manejo posterior también. Posiblemente la explicación esté en el hecho de que el P_{as} se encuentra muy ligado a la dinámica de la materia orgánica edáfica. En nuestro estudio se encuentra una correlación positiva significativa entre los valores de P_{as} y todas las variables relacionadas con la materia orgánica del suelo (CFO, C y N). Por tanto, es posible que el P_{as} provenga principalmente de la mineralización de la materia orgánica (TURRIÓN *et al.*, 2007, 2008), que es más rápida en la comunidad de pastizal como ya se comentó. Por otro lado, puede ocurrir que la concentración de P_{as} esté condicionada por los procesos físico-químicos de fijación de este elemento y que en el suelo de partida exista una diferente composición de formas amorfas de hierro (Fe) y aluminio (Al) responsables de dicha fijación (AFIF Y OLIVERA, 2005, TURRIÓN *et al.*, 2002). La heterogeneidad de los estériles de carbón en cuanto a su contenido en P_{as} se ha puesto de manifiesto en minas próximas al área de estudio (MILDER *et al.*, 2013).

Finalmente, se observó una segregación en la abundancia de las especies individuales a lo largo de la ladera restaurada, que responde principalmente al gradiente topográfico (altitud, pendiente) y de disponibilidad hídrica que, a su vez, determinan un gradiente en la cantidad de materia orgánica de los suelos. Las especies cuya cobertura permanece constante a lo largo del gradiente son, en su mayoría, herbáceas anuales, propias de la flora arvense y ruderal (PUJADAS, 1986), que aparecen en muchos tipos de ambientes sin ser muy exigentes con sus requerimientos. Las especies cuya cobertura disminuye desde las partes altas (pastizal) a las bajas (matorral) de la ladera, es decir, desde valores altos de la ratio CFO/C y bajos de la CRA, son herbáceas anuales y perennes propias de pastos xerofíticos, sobre suelos con poca humedad edáfica (GARCÍA *et al.*, 1991). Las especies con respuesta unimodal simétrica muestran mayor cobertura en la parte media del gradiente edáfico-topográfico, es decir, en las partes bajas del pastizal y alta del matorral, para valores intermedios de la ratio CFO/C y de la CRA; se trata de herbáceas anuales y perennes propias de etapas tempranas de la sucesión pero sobre suelos con una humedad intermedia (PASTOR *et al.*, 1985; PÉREZ-PINTO, 1989). Finalmente, las especies cuya cobertura aumenta hacia las partes bajas de la ladera, dominadas por matorral, donde se registran bajos valores de la ratio CFO/C y altos de la CRA son, en su mayoría, herbáceas perennes y leñosas características de la comunidad de matorrales nanofanerofíticos dominados por leguminosas arbustivas pertenecientes a la asociación *Cytisoscoparii-Genistetum polygaliphyllae*, que es una de las primeras etapas de sustitución de la etapa clímax de la zona de estudio (*Holco mollis-Quercetum pyrenacicae* S.) (NAVARRO-ANDRÉS Y VALLE-GUTIÉRREZ, 1987).



Estos resultados deben hacernos reflexionar acerca de las actuales técnicas de restauración de espacios degradados. Pequeñas diferencias en topografía o en el sustrato de partida se revelan como limitantes de importantes procesos ecológicos, que tras varios años determinan diferentes trayectorias en la dinámica sucesional y en los patrones de respuesta individual de las especies.

6. Conclusiones

Nuestros resultados indican que la CRA es una de las variables más relacionada con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras. Las especies propias de las etapas más avanzadas de la sucesión, representadas en este estudio por fanerófitos, herbáceas perennes y leguminosas arbustivas, ocupan antes la parte baja de la ladera restaurada, que se corresponden con las comunidades de matorral donde la CRA es mayor. Valores más elevados de la fracción más lábil del carbono (CFO/C) están asociados a etapas sucesionales tempranas como pastizales, en relación a etapas más avanzadas como matorrales nanofanerofíticos.

La sucesión vegetal avanza a diferente velocidad en las diferentes posiciones de la ladera. Comunidades maduras ocupan las posiciones bajas, mientras que las posiciones altas están dominadas por comunidades pioneras, con mayor suelo desprovisto de vegetación. Las especies pioneras son sustituidas por especies propias de etapas más maduras a lo largo del gradiente topográfico-sucesional descrito en la ladera restaurada.

7. Agradecimientos

Esta investigación ha sido parcialmente financiada por el proyecto VA042A10-2 de la Junta de Castilla y León concedido a C. Martínez-Ruiz.

8. Bibliografía

AFIF HOURI, E.; OLIVERA PRENDES, J.A.; 2005. Efectos de la quema controlada sobre matorral en la erosión hídrica, el valor pastoral y las propiedades de suelo a largo plazo. *Edafología* 12 (2) 91-104

AKAIKE, H.; 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. En: PETROV, B.N.; CSAKI, F. (eds.): Second International Symposium on Information Theory. 267-281. Akademiai Kiado. Budapest (Hungria)

ALDAY, J.G.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2010. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecol. Eng.* 36 579-585

BAKKER, J.P.; BERENDSE, F.; 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol* 14 63-68.

BARNHISEL, R.I.; POWELL, J.L.; HINES, D.H.; 1986. Changes in Chemical and Physical Properties of Two Soils in the Process of Surface Mining. Proceedings American Society for Surface Mining and Reclamation. 313 - 322. Billings (USA)

BECKER, R.A.; CHAMBERS, J.M.; WILKS, A.R.; 1988. The New S Language Wadsworth & Brooks/Cole. Pacific Grove. California (USA).

- BRADSHAW, A.D.; 1983. The reconstruction of ecosystems: presidential address to the British Ecological Society, December 1982. *J. Appl. Ecol.* 20 1–17
- CHABRERIE, O.; LAVAL, K.; PUGET, P.; DESAIRE, S.; ALARD, D.; 2003. Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. *Appl. Soil Ecol.* 24 43-56
- CONDRON, L.M.; NEWMAN, R.H.; 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *J. Soil Sci.* 49 597–604
- COOKE, J.A. ; JOHNSON, M.S.; 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* 10 41-71
- CLARK, F.E.; PAUL, E.A.; 1970. The microflora of grassland. *Adv. Agron.* 22 375–435
- DAZY, M.; JUNG, V.; FÉRARD, J.F.; MASFARAUD, J.F.; 2008. Ecological recovery of vegetation on coke-factory soil: role of plant antioxidant enzymes and possible implications in site restoration. *Chemosphere* 74 57–63
- DÖLLE M.; SCHMIDT, W.; 2009. Impact of tree species on nutrient and light availability: evidence from a permanent plot study of old-field succession. *Plant Ecol.* 203 273–287
- ETTEMA, C.H.; WARDLE, D.A.; 2002. Spatial soil ecology. *Trends Ecol. Evol.* 17 177-182.
- GARCÍA, I.; JIMÉNEZ, P.; 2009. 9230 Robledales de *Quercus pyrenaica* y robledales de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* del Noroeste ibérico. En: VV.AA.(eds.): Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. 66. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid (España)
- GARCÍA, R.; MORO, A.; PÉREZ-PINTO, E.; PÉREZ-PINTO, T.; CALLEJA, A.; 1991. Composición botánica y producción de prados permanentes de montaña. *Pastos* 20-21 (1-2) 19-49.
- GONZÁLEZ-ALDAY, J.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation area. *Appl. Veg. Sci.* 11 405-412
- GONZALEZ-ALDAY, J.; 2010. Influencia de factores abióticos en la revegetación temprana tras hidrosiembra de estériles de carbón. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid. 204. Palencia (España).
- GRANT, C.D.; 2006. State-and-transition successional model for bauxite mining re-habilitation in the jarrah forest of Western Australia. *Restor. Ecol.* 14 28–37
- HODKINSON, I.D.; COULSON, S.J.; WEBB, N.R.; 2003. Community assembly along proglacial chronosequences in the high Arctic: vegetation and soil development in north-west Svalbard. *J. Ecol.* 91 651-663

HUISMAN, J.; OLFF, H.; FRESCO, L.F.M.; 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. *J. Veg. Sci.* 4 37–46

IRMC; 2013. Marco de actuación para la minería del Carbón y las comarcas mineras en el periodo 2013-2018. Ministerio de Industria Energía y Turismo. 34. Madrid (España)

ISERMANN, M.; 2005. Soil pH and species diversity in coastal dunes. *Plant Ecol.* 178 111-120

JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN; 1988. Análisis del medio físico de Palencia. Delimitación de unidades y estructura territorial. EPYPSA. 23-24. Valladolid (España)

KARDOL, P.; BEZEMER, T.M.; VAN DER WAL, A.; VAN DER PUTTEN, W.H.; 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biol. Conserv.* 126 317-327

KNOPS, J.M.H.; TILMAN, D.; 2000. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology* 81 88-98

LAWESSON, J.E.; OKSANEN, J.; 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *J. Veg. Sci.* 13 279–290

LÓPEZ-MARCOS, D.; 2012. Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la estructura de la comunidad vegetal sobre escombreras de carbón del norte de España. TFM. Universidad de Valladolid. 32. Palencia (España)

M.A.P.A.; 1991. Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. 179. Madrid (España)

M.A.P.A.; 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 394. Madrid (España)

MARTINEZ ROMERO, E.; 1996. La restauración ecológica. *Ciencias* 43 56-61

MATLACK, G.R.; 2009. Long-term changes in soils of second-growth forest following abandonment from agriculture. *J. Biogeogr.* 36 2066-2075

MENNINGER, H.L.; PALMER, M.A.; 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. En: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Eds.) Foundations of restoration ecology. 88-112. Island Press. Washington, D.C.(USA)

MILDER, A.I.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2013. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. *Land .Degrad .Develop.* 24(1) 39-46

MONTERROSO, C.; GIL BUENO, A.; PEREZ VARELA, S.; MACÍAS, F.; 2004. Restauración de suelos de mina: contribución a la fijación de carbono en el ecosistema terrestre. *Edafología* 11(2) 135-148

MORENO-DE LAS HERAS, M.; 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149 249-256

MORENO-DE LAS HERAS, M.; NICOLAU, J.M.; ESPIGARES, T.; 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecol. Eng.* 34 168-178

NAVARRO-ANDRÉS, F.; VALLE-GUTIÉRREZ, C. J.; 1987. Castilla y León. En: PEINADO LORCA, M.Y.; RIVAS MARTÍNEZ, S. (eds.) *La vegetación de España*. 117-161. Aula abierta. Madrid (España)

OLSEN, S.R.; COLE, C.V.; WATANABE, F.S.; DEAN, L.A.; 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate.. USDA. 939. Washington, DC (USA)
OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.B.; 2007. *Vegan: community ecology package*. R package version 1.8-6

ORDEN IET/2095/2013, de 12 de noviembre, por la que se establecen las bases reguladoras de las ayudas para los ejercicios 2013 a 2018 destinadas específicamente a cubrir las pérdidas de la producción corriente de unidades de producción incluidas en el Plan de Cierre del Reino de España para la minería de carbón no competitiva y se efectúa la convocatoria de ayudas para el ejercicio 2013.

PASTOR, J.; OLIVER, S.; GÓMEZ SAL, A.; 1985. Leguminosas y gramíneas como bases para la tipificación de pastos. II. Comunidades de carácter subhúmedo y xerofítico. *Anales de Agrobiología* 44 1795-1804.

PÉREZ PINTO, J.E.; 1989. Estudio botánico y mineral de prados permanentes de la cuenca del Bernesga. Tesis Doctoral. Universidad de León. 657. León. (España)

PUJADAS SALVÁ, A.; 1986. Flora arvense y ruderal de la provincia de Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. 579. Córdoba (España)

PYWELL, R.F.; BULLOCK, J.M.; HOPKINS, A.; WALKER, K.J.; SPARKS, T.H.; BURKE, M.J.W.; PEEL, S.; 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *J. Appl. Ecol.* 39 294-309
REAL DECRETO 2994/1982. de 15 de octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades minera.

REAL DECRETO 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

RIOS-CORNEJO, D.; DEL RIO, S.; PENAS, A.; 2012. Relations between climax vegetation and isobioclimates in the Northwest of Spain (León province). *Acta Botanica Gallica* 159(2) 267-276

RIVAS-MARTÍNEZ, S.; 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. Publicaciones del Ministerio de Agricultura. 268. Madrid (España)

- SCHADEK, U.; STRAUSS, B.; BIEDERMANN, R.; KLEYER, M.; 2009. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Ecosyst.* 12 115-116
- SOIL TAXONOMY; 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. 333. Washington, DC (USA)
- TER BRAAK, C.J.F.; ŠMILAUER, P.; 2002. Canoco Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide version 4.5 Microcomputer Power. 351. Ithaca (USA)
- TILMAN, D.; 1988. Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities. Monographs in Population Biology. Princeton University Press. 360, Princeton (USA)
- TURRIÓN, M.B.; GALLARDO, J.F.; GONZÁLEZ, M.I.; 2002. Relationships between organic and inorganic P fractions with soil Fe and Al forms in forest soils of the 'Sierra de Gata' mountains (Western Spain). En: VIOLANTE, A.; HUANG, P.M.; BOLLAG, J.M.; GIANFREDA, L. (eds.): Developments in Soil Science. Soil mineral-organic matter-microorganism interactions and ecosystem Health: Dynamics, mobility and transformation of pollutants and nutrients. 28A 297- 310. Elsevier. Amsterdam (Holanda)
- TURRIÓN, M.B.; GALLARDO, J.F.; SCHNEIDER, K.; 2008. Soil P availability along a catena located at the Sierra de Gata Mountains, Western Central Spain. *For. Ecol. Manage.* 255 3254- 3262
- TURRIÓN, M.B.; LÓPEZ, O.; LAFUENTE, F.; MULAS, R.; RUIPÉREZ, C.; PUYO, A.; 2007. Soil phosphorus forms as quality indicators of soils under different vegetation covers. *Sci. Total Environ.* 36 399- 407
- WHITE, P.S.; JENTSCH, A.; 2004. Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. En: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Eds.) Assembly Rules and Restoration Ecology. 342–366. Island Press. Washington, DC (USA)